



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias del Agua

“Identificación del flujo subterráneo como consecuencia de la incidencia de plaguicidas y de cargas hidráulicas en una zona de campo de golf de la Riviera Maya”.

Tesis que presenta

Rocío Maricruz Carballo Parra

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

Cancún, Quintana Roo, México


2016



RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de **Rocío Maricruz Carballo Parra** titulado **“Identificación del flujo subterráneo como consecuencia de la incidencia de plaguicidas y de cargas hidráulicas en una zona de campo de golf de la Riviera Maya”** fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, línea de Hidrogeología, laboratorio de Cromatografía del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., bajo la dirección de la Dra. Rosa María Leal Bautista, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua del Centro.

Atentamente.



Dr. Manuel Martínez Estévez
Director de Docencia

Mérida, Yucatán, México, a 6 de junio de 2016

Cancún, Q. Roo, México; a 06 de junio de 2016

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos Experimentales, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de experimentación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se registrarán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

Firma: _____



Nombre: Rocío Maricruz Carballo Parra

AGRADECIMIENTOS.

A mis padres por su apoyo incondicional en cada una de las etapas de mi formación profesional. Por enseñarme que la distancia no es un impedimento para demostrarme su cariño e interés, por estar conmigo en mis momentos de dudas, pero por sobre todo por creer y confiar siempre en mí.

A mi hermano por ser siempre la persona que me hace ver la vida de una forma divertida y por apoyarme cuando lo he necesitado.

A la Dra. Rosa María Leal Bautista por su confianza durante el desarrollo de este proyecto, por compartir sus conocimientos, experiencia y tiempo.

Al Dr. Ricardo Torres Lara por creer en mí, por sus comentarios constructivos y por apoyarme en otro paso en mi formación académica.

Al Dr. Ismael Orozco Medina por brindarme su asesoría para la realización de este trabajo de tesis.

Al Dr. Luis Marín por su apoyo y guía en el desarrollo de este proyecto de investigación.

Al Dr. Jesús Alvarado Flores por su tiempo en la revisión de esta tesis.

A la Dra. Almendra Villela por su colaboración en las salidas a campo.

A la M.C. Cinthya Grimaldo Hernández por su enseñanza y asistencia en el laboratorio durante la fase experimental de este trabajo.

A Ana, Hilda, Antonio y Gerardo de Grupo Há por su colaboración en campo y en el análisis de los datos.

A mis amigos de Generación: Lucía, Dama, Aly, Paloma, Juan y Benjamín por brindarme su amistad desde el primer momento, por integrarme y hacerme sentir parte de un grupo. Cada uno de ustedes son personas admirables, admiro su inteligencia, perseverancia, determinación, fortaleza, humildad y optimismo. Gracias por enseñarme la mejor versión de lo que implica ser compañeros de generación.

A Lucía Poot Angulo por convertirse en mi hermana académica pero sobretodo mi amiga, gracias por tu apoyo durante todas las etapas de esta investigación, definitivamente alegraste mis días y me hiciste reflexionar muchas cosas a nivel personal y académico, fuiste una gran fortaleza.

A Damaris Irola Sansores por confiar en mí, por escucharme, por su amistad.

A Mayté y Leydy por recordarme que nuestra amistad es un vínculo que no se disolverá fácilmente, por los momentos que hemos vivido juntas.

A Pilar Romero Sierra por convertirte en mi amiga casi instantáneamente, eres una gran persona Pili.

A todos mis profesores de la Unidad de Ciencias del Agua por compartir sus conocimientos y por su guía durante mi formación en esta Maestría.

A Conacyt por la beca otorgada para la realización de esta Maestría.

CONTENIDO

CAPÍTULO I. GENERALIDADES.....	1
1.1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.2. ANTECEDENTES.....	3
1.2.1. PENÍNSULA DE YUCATÁN.....	3
1.2.1.1. LOCALIZACIÓN.....	3
1.2.1.2. CLIMA.....	3
1.2.1.3. GEOLOGÍA.....	3
1.2.1.4. HIDROGEOLOGÍA.....	7
1.2.1.5. SUELOS.....	11
1.2.2. QUINTANA ROO.....	11
1.2.2.1. LOCALIZACIÓN.....	11
1.2.2.2. CLIMA.....	12
1.2.2.3. GEOLOGÍA.....	12
1.2.2.4. HIDROGEOLOGÍA.....	13
1.2.3. MANGLARES.....	15
1.2.4. COMPUESTOS ORGÁNICOS PERSISTENTES (COPs).....	20
1.2.4.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS.....	21
1.2.4.2. CLASIFICACIÓN.....	21
1.2.4.3. EFECTOS ADVERSOS.....	23
1.3. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....	28
1.4. HIPÓTESIS.....	28
1.5. OBJETIVO GENERAL.....	28
1.6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	28
1.7. ESTRATEGIA EXPERIMENTAL.....	29
1.8. REFERENCIAS.....	31
CAPÍTULO II. DIRECCIÓN DE FLUJO SUBTERRÁNEO MEDIANTE EL USO DE PLAGUICIDAS COMO TRAZADORES INVOLUNTARIOS.....	39
2.1. INTRODUCCIÓN.....	39
2.2. MÉTODOS.....	43
2.2.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	43
2.2.2. PUNTOS DE MUESTREO.....	44

2.2.3. MUESTREO.....	45
2.2.4. DETERMINACIONES QUÍMICAS.	46
2.2.4.1. DETERMINACIONES RESPECTO A LAS CONDICIONES QUÍMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA.....	46
2.2.4.2. DETERMINACIONES DE COPs COMO INDICADORES DEL FLUJO SUBTERRÁNEO.	47
2.3. RESULTADOS.	49
2.4. DISCUSIÓN.....	54
2.5. REFERENCIAS.	59
CAPITULO III. DIRECCIÓN DE FLUJO SUBTERRÁNEO POR CARGAS HIDRÁULICAS.	63
3.1. INTRODUCCIÓN.....	63
3.2. MÉTODOS.....	67
3.2.1. PUNTOS DE MUESTREO.	67
3.2.2. OBTENCIÓN DE CARGAS HIDRÁULICAS.....	67
3.2.3. TRAZADO DE ISOLÍNEAS.....	69
3.2.4. PERFILES VERTICALES DE CONDUCTIVIDAD.....	69
3.3. RESULTADOS.	70
3.4. DISCUSIÓN.....	77
3.5. REFERENCIAS.	81
CAPÍTULO IV. BALANCE HÍDRICO COMO MEDIO DE IDENTIFICACIÓN DE PERIODOS DE RECARGA QUE PROMUEVEN EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.	83
4.1 INTRODUCCIÓN.....	83
4.2 MÉTODOS.....	86
4.2.1. OBTENCIÓN DE DATOS METEOROLÓGICOS.	86
4.2.2. ECUACIÓN DE BALANCE HÍDRICO.	86
4.2.3. CÁLCULO DE LA PRECIPITACIÓN ACUMULADA.....	87
4.2.4. CÁLCULO DE LA EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL.	87
4.2.5. CÁLCULO DE EVAPOTRANSPIRACIÓN REAL.	94
4.2.6. ÍNDICE DE PRECIPITACIÓN ESTANDARIZADO.....	95
4.2.7. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA EN LA ZONA DE ESTUDIO.....	95
4.3. RESULTADOS.	96

4.4. DISCUSIÓN.....	103
4.5. REFERENCIAS.....	110
CAPÍTULO V. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERALES.....	113
5.1 DISCUSION.....	113
5.2. CONCLUSIONES.....	115
5.3. REFERENCIAS.....	118

ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1. Clasificación geológica de la Península de Yucatán	5
Figura 2. Regiones fisiográficas Península de Yucatán	6
Figura 3. Modelo regional de flujo de agua en la Península de Yucatán	10
Figura 4. Ubicación geográfica del estado de Quintana Roo.....	11
Figura 5. Regionalización de los manglares en México.....	17
Figura 6. Presencia de manglar en Quintana Roo.	19
Figura 7. Clasificación de COPs.	22
Figura 8. Estrategia experimental.	29
Figura 9. Tipos de flujos.....	41
Figura 10. Ubicación de área de estudio y puntos de muestreo.....	44
Figura 11. Diagrama de medición de parámetros en campo y laboratorio.....	46
Figura 12. Sitios muestreados con analitos detectados en el mes de febrero.	52
Figura 13. Sitios muestreados con analitos detectados en el mes de marzo.	53
Figura 14. Sitios muestreados con analitos detectados en el mes de junio.....	53
Figura 15. Diagrama del movimiento del flujo subterráneo desde zonas de mayor energía hacia zonas de menor energía.....	64
Figura 16. Puntos de muestreo para obtención de cargas hidráulicas.	67
Figura 17. Diagrama de cargas piezómetro	68
Figura 18. Mapa topográfico de la Península de Yucatán	71
Figura 19. Cargas hidráulicas puntos de muestreo (con base en DGPS).....	72
Figura 20. Vista en transecto de las cargas hidráulicas de los puntos de muestreo (con base en DGPS).....	72
Figura 21. Mapa de isolíneas de carga hidráulica en la zona de estudio con base en DGPS.	73
Figura 22. Vista en transecto de las cargas hidráulicas considerando UX S1 P con una altitud de 21 m.	74
Figura 23. Mapa de isolíneas de carga hidráulica considerando UX S1 P con altitud de 21 m.	75
Figura 24. Zonación de ecosistemas y perfiles verticales de conductividad para los sitios CG S4 C, CMY S2 C y UX S1 P	76
Figura 25. Cargas hidráulicas para la Península de Yucatán	77

Figura 26. Ubicación de puntos de muestreo en mapa geológico de la Península de Yucatán	79
Figura 27. Ciclo hidrológico.....	83
Figura 28. Ubicación de las estaciones meteorológicas empleadas.....	86
Figura 29. Índice de precipitación estandarizado para el estado de Quintana Roo.	97
Figura 30. Precipitación acumulada media mensual 1990-2012.	98
Figura 31. Estimación de la evapotranspiración en las Estaciones Meteorológicas empleadas.	98
Figura 32. Estimación de la recarga estatal con base en coeficientes de evapotranspiración.	99
Figura 33. Estimación de la recarga mensual a nivel estatal.....	100
Figura 34. Estimación de la recarga en la zona de estudio con base en un coeficiente $k=0.5*ETP$	101
Figura 35. Estimación de la recarga en la zona de estudio con base en un coeficiente $k=0.6*ETP$	101
Figura 36. Estimación de la recarga en la zona de estudio con base en un coeficiente $k=0.7*ETP$	102
Figura 37. Precipitación promedio mensual 2015	104
Figura 38. Mapa de infiltración puntos de muestreo.....	106
Figura 39. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario ECHAM3A1FI.....	107
Figura 40. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario HADCM3B21.....	108
Figura 41. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario HADCM3A21.....	108
Figura 42. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario GFDLR30B21.....	109

ÍNDICE DE CUADROS.

Cuadro 1. Importancia de los manglares.....	16
Cuadro 2. Sitios de muestreo.....	45
Cuadro 3. Descripción general de las técnicas para el análisis de plaguicidas.	48
Cuadro 4. Analitos presentes en los estándares de organoclorados y organofosforados. 48	
Cuadro 5. Caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados en febrero 2015.	49
Cuadro 6. Caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados en marzo 2015.....	50
Cuadro 7. Caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados en junio 2015.	50
Cuadro 8. Sitios con presencia de plaguicidas organofosforados.	51
Cuadro 9. Solubilidad y vida media de plaguicidas organoclorados y organofosforados..	57
Cuadro 10. Descripción sitios de muestreo.....	67
Cuadro 11. Altitud y distancia a la costa sitios de muestreo.....	70
Cuadro 12. Cargas hidráulicas de los puntos de muestreo (DGPS).....	71
Cuadro 13. Gradientes hidráulicos puntos de muestreo (con base en altitud obtenida con DGPS).	73
Cuadro 14. Gradientes hidráulicos puntos de muestreo considerando UX S1 P con una altitud de 21 m.	74
Cuadro 15. Variables del balance hídrico estimadas en la Península de Yucatán.	84
Cuadro 16. Precipitación acumulada media anual y temperaturas mínima y máxima para las estaciones meteorológicas consideradas en el balance hídrico en los años 1990-2012.	96

RESUMEN.

La Península de Yucatán es una extensa planicie de origen cárstico, el agua se infiltra hacia el acuífero a través de poros, facturas, y conductos de disolución. Una vez que alcanza el acuífero, el agua subterránea sigue diferentes trayectorias de flujo controladas por el desarrollo o evolución del carst profundo. La precipitación pluvial, la gran capacidad de infiltración del terreno y la reducida pendiente topográfica, favorecen la recarga del acuífero. Dado el nivel de precipitación, la escasez de corrientes superficiales refleja claramente la alta permeabilidad del material geológico de la Península. En acuíferos cársticos con características similares al sistema de la Península de Yucatán los poros y fracturas promueven el movimiento de contaminantes los cuales pueden extenderse a grandes distancias. En el norte estado de Quintana Roo, específicamente en la Riviera Maya donde se encuentran campos de golf se utilizan para su mantenimientos diversas sustancias entre las que se encuentran los plaguicidas, que pueden infiltrarse hacia el acuífero y llegar a ecosistemas que son recargados por flujos subterráneos como son los manglares.

Considerando lo anterior, esta investigación planteó el propósito de identificar direcciones de flujo subterráneo que descargan en áreas de manglar de la Riviera Maya mediante la aplicación de herramientas químicas y físicas. Las herramientas químicas consistieron en el análisis de plaguicidas organoclorados y organofosforados en cenotes, pozos y zonas de manglar ubicadas con respecto a la presencia de un campo de golf en la Riviera Maya como fuente de entrada de plaguicidas hacia el acuífero presumiendo su actividad de trazador involuntario dada su persistencia en el ambiente. Por otro lado, las herramientas físicas implicaron la determinación de cargas hidráulicas en la zona de estudio que permiten determinar los flujos de energía en el desplazamiento del agua subterránea.

A partir de los resultados obtenidos, se concluye que la identificación de plaguicidas en el agua subterránea no es una herramienta viable para la determinación de direcciones de flujo subterráneo, ya que depende de otros factores en la infiltración como lo son las precipitaciones periódicas en el área o la posible presencia de cubiertas con efecto retardante, mientras que las cargas hidráulicas sí permitieron evidenciar la trayectoria de los mismos.

ABSTRACT.

The Yucatan Peninsula is a vast plain karstic, platform in which water infiltrates into the aquifer through pores, fractures and channels. Once water reaches the aquifer, groundwater follows different pathways controlled by the development or evolution of deep karst. The rainfall, high soil infiltration capacity and low topographic slope, promote aquifer recharge. Given the level of rainfall, the lack of surface currents clearly reflects the high permeability of the geologic material at the Peninsula. In similar karstic aquifers pores and fractures promote the infiltration and the transport of contaminants which may extend over long distances. In the northern state of Quintana Roo, specifically in the Riviera Maya where the rise of presence of golf courses which used various substances as pesticides for maintenance, would seep into the aquifer replenishment of other ecosystems such as mangroves through groundwater's.

The present research had the aim to identify directions of groundwater flow discharging into mangrove areas of the Riviera Maya by applying chemical and physical tools. Chemical tools consisted of the analysis of organochlorine and organophosphorus pesticides in water samples from cenotes, wells and mangrove areas located with respect to the location of a golf course in the Riviera Maya as a source of entry of pesticides as involuntary tracer to identifying its possible direction into the aquifer showing off their activity given its persistence in the environment. On the other hand, the physical tools involved the determination of hydraulic heads in the study area for determining the energy flows in the movement of groundwater.

This study concluded that the identification of pesticides in groundwater is not a viable tool for determining groundwater flow directions, because it depends on other factors during the infiltration such as a retardant covered material; mine while hydraulic charges allowed the identification of the groundwater trajectory.

CAPÍTULO I. GENERALIDADES.

1.1. INTRODUCCIÓN.

La única fuente de agua en la Península de Yucatán es el agua subterránea. El agua contenida en el acuífero ha posibilitado el establecimiento y desarrollo humano, y al mismo tiempo ha sido el sostén de diversos ecosistemas entre los que se incluyen los manglares y uno de los más grandes sistemas de arrecifes de coral (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011).

Lo anterior ha sido posible debido a la elevada permeabilidad del material geológico (caliza), la reducida pendiente topográfica y el limitado espesor del suelo propician que el agua proveniente de las precipitaciones se infiltre rápidamente hacia el acuífero garantizando una continua recarga del mismo. Sin embargo, este desplazamiento de agua hacia al acuífero también permite el movimiento de diversas sustancias presentes en la zona no saturada ocasionando que éstas puedan incorporarse al agua subterránea.

Es debido a las elevadas tasas de infiltración y el flujo rápido del agua en el acuífero que se habla de la vulnerabilidad del mismo y de los ecosistemas costeros ante la contaminación antropogénica en regiones cársticas (Aranda-Cicerol, *et al.*, 2011).

En el norte estado de Quintana Roo, específicamente en la Riviera Maya donde se encuentran campos de golf se utilizan para su mantenimientos diversas sustancias entre las que se encuentran los plaguicidas, que pueden infiltrarse hacia el acuífero y llegar a ecosistemas que son alimentados por flujos subterráneos como son los manglares.

Null *et al.* (2014) enfatizan la importancia de un mejor entendimiento de cómo las actividades antropogénicas y el flujo de agua subterránea, en áreas de geología cárstica, están ligados al uso del suelo y al transporte de contaminantes que impactan los ecosistemas costeros locales.

Por lo anterior, se hace imprescindible el conocimiento de las direcciones de flujo subterráneo que permiten el desarrollo de las actividades a escala local así como el mantenimiento de ecosistemas costeros. Por lo tanto, el presente trabajo tiene como objetivo identificar direcciones de flujo a escala local a partir de la implementación de herramientas químicas y físicas. Las herramientas químicas contemplan el uso de

plaguicidas como trazadores involuntarios, el origen de estas sustancias en el agua subterránea estaría dado por los campos de golf ya que no existe alguna otra actividad en la zona que emplee plaguicidas en grandes magnitudes. Por otro lado, el uso de herramientas físicas (GPS diferencial y sonda piezométrica) permitirán la determinación de niveles piezométricos, los cuales definirán sin lugar a dudas las direcciones del flujo de agua, ya que se sabe que el agua se desplaza desde zonas de mayor energía hacia zonas de menor energía.

1.2. ANTECEDENTES.

1.2.1. PENÍNSULA DE YUCATÁN.

1.2.1.1. LOCALIZACIÓN.

La Península de Yucatán se ubica geográficamente entre los 19° 40' y los 21° 37' latitud norte y los 87° 30' y los 90°26' longitud oeste, y se encuentra rodeada por el Golfo de México y el Mar Caribe (Schmitter Soto *et al.*, 2002). Está situada en el extremo este-sureste de México abarcando los estados de Yucatán, Campeche y Quintana Roo, así como en sentido geológico, el Petén Guatemalteco y el norte de Belice (Wilson, 1980).

1.2.1.2. CLIMA.

Los climas de la Península de Yucatán se incluyen principalmente en la familia Aw, cálidos subhúmedos con lluvias en verano (fines de mayo a principios de octubre), aunque en el extremo sur se encuentran Af (tropical lluvioso) y Am (monzónico tropical) (Schmitter Soto *et al.*, 2002).

La temperatura media anual es de 25 °C (Villasuso y Méndez, 2000) pero fluctúa en torno a los 26 °C, con 21 °C como media mínima y 28 °C como media máxima; las temperaturas extremas van de 13 °C, en enero, a 39 °C, en agosto. Los vientos predominantes son los Alisios, que soplan desde el sureste; en el invierno se presentan vientos del norte. La evaporación varía de 1 200 a 1 400 milímetros; en la época de estiaje (febrero a mayo) es muy alta. La humedad relativa puede superar el 80% (Cabrera Cano y Sánchez-Vásquez, 1994).

1.2.1.3. GEOLOGÍA.

La Península de Yucatán es una extensa planicie de origen cárstico (Gaona Vizcaíno *et al.*, 1985 en Suárez y Rivera, 1998) constituida por calizas, dolomitas y evaporitas que alcanzan un espesor mayor a 1,500 m (Weidie, 1985) y tiene una extensión de 300,000 km² siendo su área superficial de 165,000 km² aproximadamente (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011).

La Península de Yucatán estaba unida al Bloque Luisiana-Texas pero fue separado del mismo al momento de la apertura del Golfo de México, su posición actual viene desde

finales del triásico (hace aproximadamente 200 millones de años) (Beddows *et al.*, 2007). Como parte de la formación del Golfo de México, el bloque de Yucatán se desplazó hacia el sur durante el Jurásico Temprano y Medio (Humpris, 1979; Salvador, 1987, 1991, en Padilla, 2007) recorriendo entre 470 y 520 km (Buffler y Sawyer, 1985; Pindell, 1985; Dunbar y Sawyer, 1987, en Padilla, 2007). Al término del Calloviano este bloque empezó a recibir sedimentos marinos en su porción norte, durante el Cretácico el bloque de Yucatán estaba en subsidencia y es en el Paleógeno donde ocurrió la sedimentación de carbonatos sobre el Bloque de Yucatán (Padilla y Sanchez, 2007). En el Plioceno la parte central de la Península se encontraba por encima del nivel del mar; la zona de Mérida, al norte y Chichen Itzá y Balanché al oriente, marcaban las líneas costeras pleistocénicas. En el Pleistoceno emergió alrededor de esta porción un margen costero que abarca la parte norte de Yucatán y Quintana Roo (Suárez-Morales y Rivera-Arriaga, 1998) y al final de esta época se presentó un ascenso en el nivel del mar, que cubrió grandes extensiones de tierras emergidas de Florida y Yucatán (Lugo *et al.*, 1992).

La actividad neotectónica evidencia la constitución geológica de esta plataforma en la que se aprecian estratos que van desde el Paleógeno hasta al Cuaternario, las rocas sedimentarias marinas terciarias atestiguan un levantamiento gradual, por lo menos desde el Oligoceno. La secuencia de rocas paleogénicas consiste en caliza, arenisca y evaporita del Paleoceno y Eoceno, el Oligoceno se manifiesta en la parte nororiental consistiendo en caliza y lutita. Durante el Mioceno fueron depositados los sedimentos calcáreos de la Formación Río Dulce en Quintana Roo (Lugo *et al.*, 1992). La actividad neotectónica ha provocado un levantamiento en forma basculada siendo éste de mayor intensidad en el sur, lo que origina un sistema de fracturas orientados al norte y al noreste de la plataforma (Lugo *et al.*, 1992). En la figura 1, puede observarse la clasificación geológica de la Península.

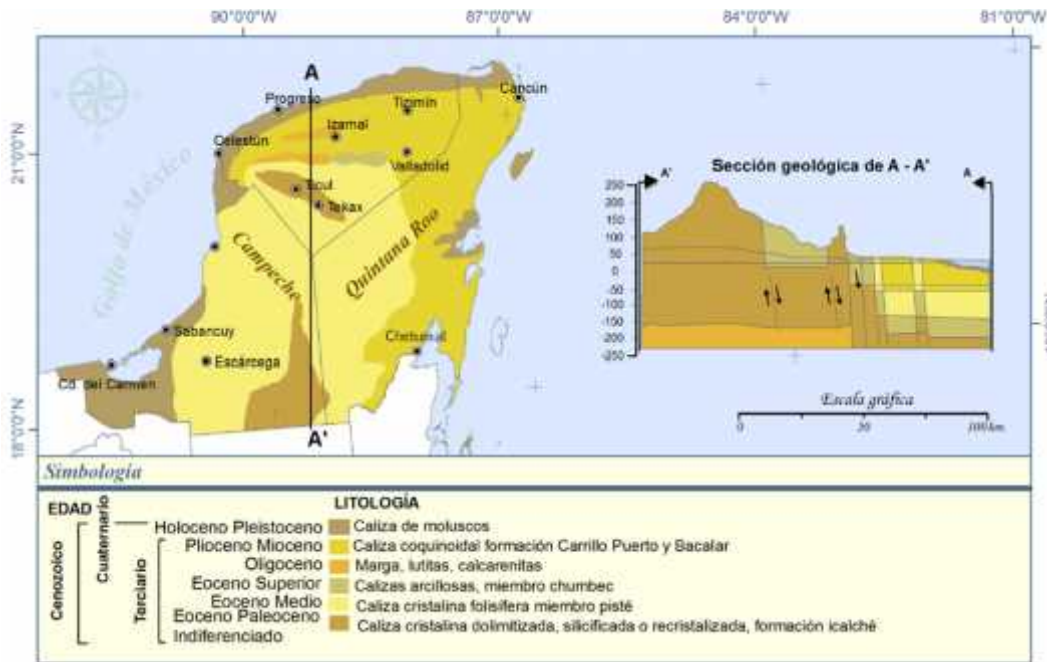


Figura 1. Clasificación geológica de la Península de Yucatán. Fuente: García y Graniel, 2010.

La Península de Yucatán muestra dos unidades morfológicas principales: la primera está ubicada en el norte constituida por planicies y rocas sedimentarias neogénicas; la segunda se encuentra en el sur con planicies que alternan con lomeríos de hasta 400 m.s.n.m. en rocas sedimentarias oligocénicas (Lugo *et al.*, 1992). La superficie de la roca es más joven cercana a la costa, y los estratos de roca son generalmente más antiguos mientras más profundos se encuentren (Richards y Richards, 2007).

Perry *et al.* (2002) identificaron seis regiones hidrogeoquímicas/fisiográficas (figura 2) en la Península de Yucatán debidas a las distintas características en la tectónica, los patrones de sedimentación y de erosión, patrones en la precipitación y el tipo de roca:

1. Cuenca Sedimentaria Chicxulub. Formada en el Terciario recibió más de 200 m de sedimentos carbonatados marinos durante el Eoceno tardío y el Oligoceno. La permeabilidad de las cavernas se encuentra menos desarrollada que en el resto de la Península.
2. Anillo de Cenotes. Se encuentra delimitando la Cuenca de Chicxulub en una alineación circular de cenotes. Este anillo constituye un importante rasgo hidrogeológico debido a que es una zona de elevada permeabilidad. Es un

conducto principal para el agua subterránea ya que la transporta desde el sur en el interior hacia al norte en la costa del Golfo de México en Bocas de Dzilam y Celestún.

3. “*Pockmarked Terrain*”. Es una región amplia en la parte norte central de Yucatán en la cual los cenotes son muy abundantes.
4. La falla de Ticul. La expresión superficial de la falla de Ticul es una escarpa con dirección ONO de aproximadamente 100 km.
5. Zona de fracturas Holbox- Xel-Há. Es un rasgo regional en el terreno cárstico del noreste de Yucatán que consiste en más de 100 km de largas cadenas de depresiones de solución alargadas.
6. Región de evaporitas. Se ubica en el área sureste del lago Chichancanab (cercano a la parte sureste del límite entre Quintana Roo y Yucatán). El agua se desplaza hacia el sur y hacia el oeste en esta región.

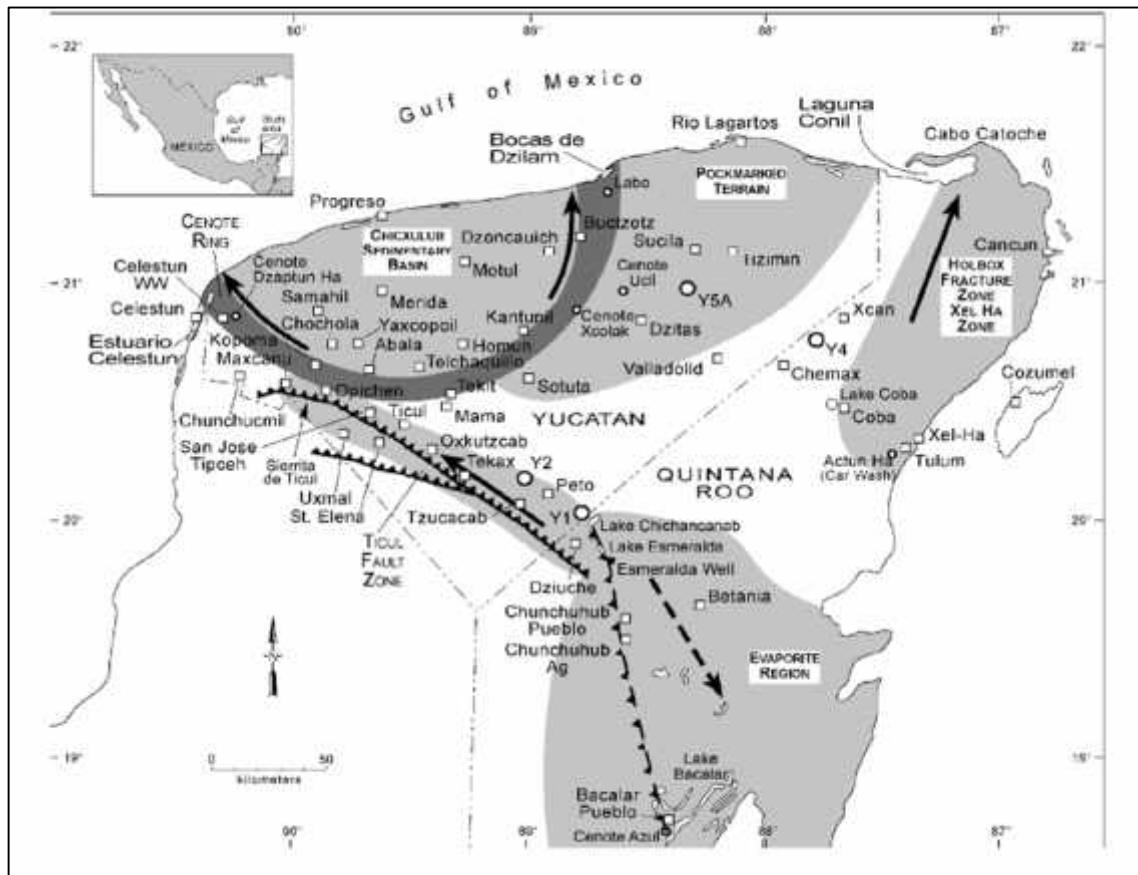


Figura 2. Regiones fisiográficas Península de Yucatán. Fuente: Perry et al. (2002).

Los principales ejes estructurales de la Península de Yucatán presentan una orientación Oeste Noroeste-Este Sureste y Nornordeste-Suroeste, y están asociados con la Sierrita de Ticul y el Sistema Bacalar Río Hondo, respectivamente (Butterlin y Bonnet, 1960). El eje determinado por la sierrita de Ticul corresponde a una Falla tipo normal. El Sistema Bacalar Río Hondo lo constituyen una serie de fallas normales escalonadas, formando horts y graben que varía en longitud y desplazamiento. Existen un conjunto fracturas, que al igual que la Sierrita de Ticul y el Sistema Bacalar Río Hondo, tienen una gran importancia, estas fracturas son conocidas como la Zona de Fracturas de Holbox, que van desde Cabo Catoche hasta Holbox (Marín *et al.*, 2004).

Aunado a las regiones hidrogeográficas, la Península ha sido dividida en cuatro regiones geomorfológicas: 1) la región costera, 2) las planicies interiores, 3) la región de colinas y valles, y 4) la región de las cuencas del bloque de falla (Velázquez, 1986):

1. Región costera. Comprende las playas y la zona costera de la Península. Como resultado de la intrusión salina, el agua dulce puede tener un alto contenido de cloro y sodio.
2. Planicies interiores. Incluyen la parte norte, este y oeste de la Península, el anillo de cenotes se ubica en esta zona (resultado del impacto del cráter de Chicxulub).
3. Región de colinas y valles. Abarca la porción central y sur de la Península. Esta zona posee las rocas más antiguas, los suelos más profundos, la vegetación más alta y densa así como en nivel freático más profundo.
4. Región de cuencas. Localizado en el estado de Quintana Roo, es un desarrollo cárstico asociado a la zona de fallas (Villasuso y Méndez Ramos, 2000).

1.2.1.4. HIDROGEOLOGÍA.

El acuífero de la Península de Yucatán está compuesto por caliza (Villasuso y Méndez, 2000) encontrándose el nivel freático en un rango de 1.5 a 8 m de profundidad cerca de la costa (López, 1973).

El acuífero consiste en una delgada capa de agua dulce debajo de la cual se encuentra agua salada, el espesor de esta capa de agua dulce incrementa hacia el centro de la Península (Villasuso y Méndez, 2000). El lente de agua salina penetra desde la costa hacia la parte central de la Península de Yucatán; la profundidad a la que se encuentra

esta capa salina está en función principalmente de la altura del nivel freático con respecto al nivel medio del mar y la densidad del agua marina pero también influyen otros factores como la densidad de fracturas, cavernas, cenotes y conductos de disolución (Villasuso y Méndez, 2000). La intrusión salina en el acuífero es extensiva y alcanza decenas de kilómetros tierra adentro (Bauer Gottwein *et al.*, 2011), Steinich y Marín (1996) han reportado la ocurrencia de la intrusión salina a más de 100 km tierra adentro.

En los acuíferos cársticos, como el de la Península, la permeabilidad que predomina es la denominada secundaria, es decir, la combinación de las fracturas y la permeabilidad de las rocas carbonatadas (Villasuso y Méndez, 2000).

En esta zona cárstica existen factores de relevancia particular como la estructura, la topografía, la presencia/ausencia de formaciones geológicas, los factores climáticos y el tipo de vegetación que influyen en la hidrogeología ya que controlan la permeabilidad y formación del suelo influyendo en la ocurrencia y flujo hidráulico (Back y Hanshaw, 1982, en Bautista *et al.*, 2005).

La prácticamente nula presencia de una red fluvial, como consecuencia de la disolución de la parte calcárea promovida por la precipitación, ha dado origen a un gran sistema de formas cársticas, que incluye cenotes, poljes y sistema de cuevas, con incluso cientos de metros de profundidad y decenas de kilómetros de longitud (Lugo *et al.*, 1992).

Los cenotes constituyen el rasgo característico de las planicies yucatecas; son formaciones generadas a partir de los procesos de dilución de las rocas de carbonato de calcio por la acción pluvial del ácido carbónico (Back y Hanshaw, 1978) y por el paso del agua subterránea (Suárez y Rivera, 1998). Los cenotes están presentes en toda la Península de Yucatán con una densidad variable: desde varios cenotes por kilómetro hasta varios kilómetros de separación entre los mismos (Escolero *et al.*, 2010).

En la porción central y norte de la Península de Yucatán, no existen escorrentía superficial por lo cual la precipitación se infiltra al suelo, formando parte de la recarga del acuífero. Las únicas corrientes superficiales corresponden al río Candelaria (Campeche) y al río Hondo (Quintana Roo) (López, 1973).

Dado el nivel de precipitación, la escasez de corrientes superficiales refleja claramente la alta permeabilidad del material geológico de la Península (Villasuso y Méndez, 2000).

El agua se infiltra en el manto subterráneo a través de facturas, oquedades y conductos cársticos. Una vez que alcanza el acuífero sigue diferentes trayectorias de flujo, controladas por el desarrollo o evolución del carst profundo. Las regiones de mayor carsticidad se presentan en el sur de la Península de Yucatán, donde se encuentran los sedimentos más antiguos del Paleoceno-Eoceno (Batllori, 1995 en Bautista *et al.*, 2005). La recarga hidrológica subterránea ocurre de manera uniforme generalizada en toda el área, acorde al patrón de distribución de la precipitación pluvial (Bautista, *et al.*, 2005).

El almacenamiento y flujo del agua subterránea ocurre en un acuífero cárstico regional con importantes sistemas de cuevas donde el flujo del agua es turbulento (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011). Worthington *et al.* (2000) indica que la velocidad del flujo subterráneo puede representarse en tres escalas a través de la matriz, las fracturas y los conductos de disolución.

Bauer-Gottwein *et al.* (2011) distinguen tres vías de flujo preferenciales en el acuífero: 1) las zonas de fracturas a escala regional cuya extensión va desde decenas hasta cientos de kilómetros (anillo de cenotes, sierrita de Ticul, zona de fracturas de Holbox – Xel-Há, Río Hondo); 2) los grandes conductos de disolución, con un amplitud comprendida entre 1 y 10 km, entre los que se encuentran cuevas y cenotes; y 3) las fracturas a pequeña escala y cavidades de disolución, las cuales no se extienden más de algunas decenas de metros, éstas son ocasionadas por la erosión, actividad sísmica y la disolución de la roca caliza por el agua pluvial.

En lo concerniente a las direcciones de flujo se sabe que el primer modelo de flujo regional en la Península de Yucatán era radial a partir de las zonas de mayor elevación, es decir, desde el centro de la Península hacia las costas (Villasuso y Méndez, 2000). Según Doehring y Butler (1974) en la planicie central de la Península, que recibe una precipitación pluvial intensa, se genera una presión hidrostática que hace que el agua fluya de las porciones centrales hacia las zonas costeras (Suárez y Rivera, 1998).

Sin embargo, estudios posteriores han demostrado la existencia de rasgos fisiográficos que modifican el carácter radial del flujo, se distinguen tres fallas principales (Perry *et al.*,

2002): 1) El anillo de cenotes, es un sistema de fallas semicircular y una zona de elevada permeabilidad; 2) la sierrita de Ticul, cuyo transporte de agua es hacia el anillo de cenotes y 3) el sistema de fracturas de Holbox - Xel-Há, se encuentra paralela a la costa, el movimiento es hacia el norte. En la figura 3 se muestra un modelo regional del flujo de agua donde son consideradas las características morfológicas citadas.

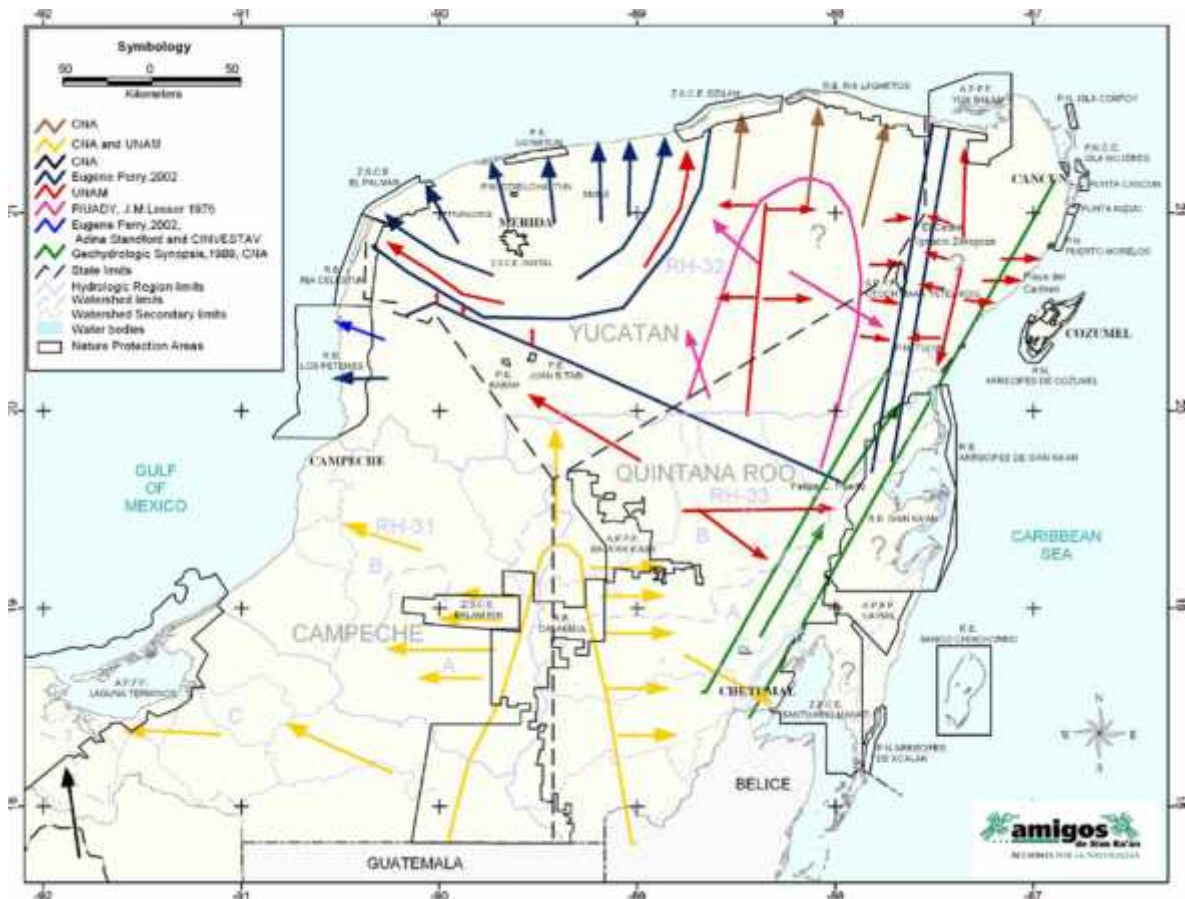


Figura 3. Modelo regional de flujo de agua en la Península de Yucatán. Fuente: Bauer-Gottwein *et al.* (2011).

Otro rasgo fisiográfico relevante en la hidrogeología de la Península es el Río Hondo, que de acuerdo a Weidie (1985, en Bauer-Gottwein *et al.*, 2011) es una continuación en tierra de un extenso sistema de fallas tipo horst y graben frente a la costa caribeña del sur, se ha propuesto la idea de que el Río Hondo se extiende hacia el norte e intersecta al sistema de fracturas de Holbox – Xel-Há (Gondwe *et al.* 2010, en Bauer-Gottwein *et al.*, 2011).

1.2.1.5. SUELOS.

Uno de los efectos de la karstificación es la escasez de suelo, debida a que la disolución de las calizas deja muy pocos residuos (Schmitter-Soto *et al.*, 2002).

En muchos sitios se observa que aflora la roca madre, en las pequeñas irregularidades se acumula hojarasca y sedimentos, lo que permite el desarrollo de la vegetación. El espesor máximo de los suelos es de 1.2 metros (Gaona *et al.*, 1980)

Los tipos de suelo más abundantes en la Península son los Litosoles-Rendzinas (tsek'el, en maya), poco profundos, pedregosos, rojizos (k'ankab) y pobres en materia orgánica, y los arenosos (Solonchak) (Camarena y Salazar, 1991; Arriaga *et al.*, 1998). Existen también Regosoles Calcáreos (untunich), cerca de la costa, así como suelos fértiles, oscuros y con mayor porcentaje de materia orgánica, Vertisoles (box lu'um), más escasos; también hay Gleysoles (ak'al che'), arcillosos e inundables (Prezas, 1996 en Schmitter-Soto *et al.*, 2002).

1.2.2. QUINTANA ROO.

1.2.2.1. LOCALIZACIÓN.

El estado de Quintana Roo se ubica en la porción oriental de la Península de Yucatán, colinda al norte con el estado de Yucatán y el Golfo de México; al este, con el Mar Caribe; al sur, con los países de Belice y Guatemala; y al oeste, con las entidades federativas de Campeche y Yucatán (figura 4).

Esta entidad federativa está localizada entre los paralelos 17° 54' y 21° 36' de latitud norte, y entre los meridianos 86° 45' y 89° 10' de longitud oeste (SARH, 1990).

Quintana Roo es el estado más joven del

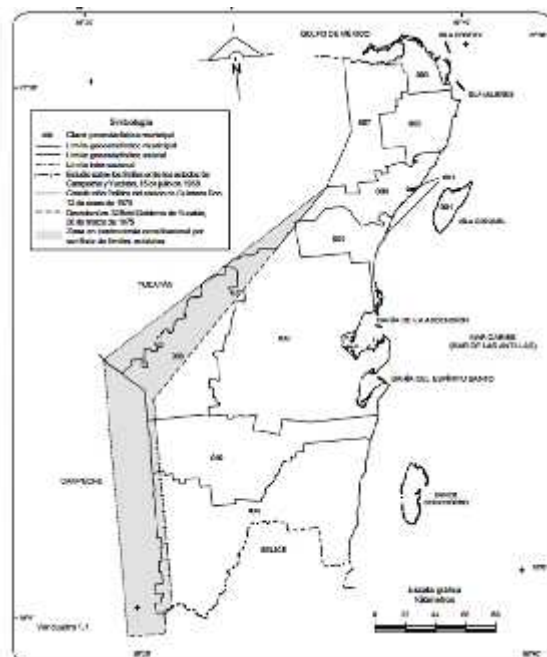


Figura 4. Ubicación geográfica del estado de Quintana Roo. Fuente: INEGI.

país, con un desarrollo constante desde hace 30 años, y una actividad económica predominante del servicio turístico. Este rubro representa el 98 % de la actividad económica del Estado. Aproximadamente, un 24 % de la afluencia turística extranjera que llega al País, se dirige a este destino turístico (Córdoba y García, 2003).

Quintana Roo tiene una superficie de 50,350 Km², ocupando el segundo lugar en extensión territorial entre los estados de la Península de Yucatán, y representa el 2.2 % de la superficie de México (INEGI-DGG, 1999). A pesar de su vasta extensión, la mayoría de la infraestructura para el servicio turístico, las zonas urbanas y suburbanas se encuentran dentro de los primeros 10 km. de la costa hacia el continente. De acuerdo con el XIII Censo de Población y Vivienda realizado por el INEGI en 2010, la población estatal consistía en 1 325 578 habitantes.

1.2.2.2. CLIMA.

El estado cuenta con climas cálidos subhúmedos en la mayor parte de su territorio y es cálido húmedo en la isla de Cozumel. El clima cálido subhúmedo con lluvias en verano predomina en casi 99% del territorio de Quintana Roo. Se distribuye en la zona continental y en las islas Contoy e Isla Mujeres; la temperatura media anual varía entre 24 y 28 °C, con una precipitación de entre 700 y más de 1 500 mm anuales.

El clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano corresponde a poco más de uno por ciento del estado; se presenta en la isla de Cozumel, cuya temperatura media anual es de 26 a 28 °C, con una precipitación anual de 1 504.3 milímetros (Pozo *et al.*, 2011).

1.2.2.3. GEOLOGÍA.

El marco geológico de Quintana Roo está formado por rocas sedimentarias que fueron originadas en los periodos Terciario y Cuaternario, en los últimos 66 millones de años. Las rocas más antiguas son calizas dolomitizadas, silicificadas y recristalizadas, de coloración clara y con delgadas intercalaciones de margas y yeso. Estas rocas datan del Paleoceno al Eoceno (66-52 millones de años); afloran en la porción sur del estado, y tienen espesores de varios cientos de metros. Sobre estas rocas y aflorando en la parte centro occidental de la entidad, se encuentran calizas fosilíferas del Eoceno Medio (52-43 millones de años), cuyo espesor promedio es de 185 m. Una secuencia de rocas que

datan del intervalo Mioceno Superior-Plioceno (11-2 millones de años) están expuestas en la región de Bacalar-Chetumal; margas, yesos y cretas, con espesor total menor que 100 m. Éstas constituyen la parte inferior de la secuencia, mientras que la parte superior está constituida por coquinas y calizas que en conjunto tienen un espesor de unos 20 m (SARH, 1990).

Sedimentos arcillosos y depósitos evaporíticos rellenaron las depresiones entre el Terciario Superior y el Cuaternario, en los últimos 23 millones de años, variando su espesor entre 10 y 140 m. Las rocas más jóvenes, depositadas entre el Pleistoceno y el Reciente (menos de 1.5 millones de años), afloran en áreas dispersas: coquinas, calizas y depósitos de litoral areno-arcilloso en la faja costera; material residual arcilloso y calichoso, producto de alteración, de espesor reducido, en las áreas interiores (SARH, 1990).

Las rocas presentan una disposición prácticamente horizontal en casi toda la entidad, excepto en las inmediaciones del río Hondo donde se encuentran plegadas, y en la porción meridional de aquélla, donde la continuidad de los estratos es interrumpida por fallas normales que dan al terreno configuración escalonada. Las fallas tienen longitud de varios kilómetros y se manifiestan en escarpes con desnivel de 10 a 100 m. Algunas de ellas han originado fosas, gradualmente convertidas en pantanos, lagos y lagunas, siendo la mayor de ellas la laguna de Bacalar (SARH, 1990).

Quintana Roo está enclavado en la provincia fisiográfica XI Península de Yucatán, la cual consiste en una gran plataforma de rocas calcáreas marinas que ha venido emergiendo del mar Caribe desde hace millones de años (Pozo *et al.*, 2011).

El relieve de Quintana Roo es plano, con una leve inclinación no mayor de 0.01% y pendiente de dirección oeste a este, hacia el mar Caribe, además con algunas colinas de tamaño pequeño y numerosas hondonadas; la altura media es de 10 msnm (Pozo *et al.*, 2011).

1.2.2.4. HIDROGEOLOGÍA.

Según Worthington *et al.* (2000) la importancia del sistema hidrogeológico de la Península de Yucatán se debe a su similitud con aquellos sistemas kársticos donde la porosidad y

distribución de la permeabilidad corresponden con un sistema continental kárstico diagenéticamente maduro y compacto. Existen diversos estudios que han señalado que todas las partes del sistema hidrogeológico de la Península de Yucatán se encuentran en buena comunicación hidrodinámica por lo que el material del sistema acuífero es altamente permeable (Beddows, 2004; Velázquez, 1995; Marín, 1990 y Perry *et al.*, 1989).

El gradiente hidráulico de la Península es muy bajo, con variaciones comprendidas entre 5 y 10×10^{-5} m en el centro de la Península y en la costa del Caribe (Back y Hanshaw, 1970; Marín, 1990; Beddows 2004).

El acuífero de Quintana Roo tiene un espesor máximo de 400 m (SARH, 1990). El agua subterránea presente en el acuífero corresponde a una capa delgada de agua dulce, con un espesor de aproximadamente 100 m (Gondwe *et al.*, 2010) y una profundidad al nivel freático que varía de 2 a 20 metros (SARH, 1990).

La descarga de agua subterránea submarina en ambientes cársticos tiene una relevancia particular debido a la rápida recarga y las vías de flujo canalizado a través de sistemas de fracturas y cuevas (Null *et al.*, 2014). Específicamente dos tipos de flujos pueden estar presentes en sistemas cársticos: 1) a través de las fracturas (conductos) y 2) flujo difuso a través del medio poroso (Fleury *et al.*, 2007; Moore *et al.*, 1992; Perry *et al.*, 2002). Sin embargo, Beddows (2004) describe el acuífero costero de Quintana Roo como un acuífero de porosidad triple en el que es necesario considerar el flujo del agua subterránea a través de la matriz, fracturas y sistema de cavernas interconectadas.

La porosidad y la permeabilidad primarias del acuífero dependen de su litología; sus valores son altos en los estratos constituidos por conchas y esqueletos de organismos, y bajos en los estratos de caliza masiva. A lo largo del tiempo, estas características originales han sido modificadas por fracturamiento, disolución y abrasión, dando lugar a la porosidad y permeabilidad secundarias (SARH, 1990).

En la costa del Caribe los sistemas de cavernas inundadas que se extienden de 8 a 12 km tierra adentro proveen conductos hidrológicos que vinculan las áreas de recarga tierra adentro hacia los ojos de agua que descargan en la zona costera (Smart *et al.*, 2006). Las velocidades del agua subterránea a través de las redes de cuevas inundadas varía de 0.5 a 2.5 km/día (Beddows, 2004).

En general, la elevada precipitación pluvial, la gran capacidad de infiltración del terreno y la reducida pendiente topográfica, favorecen la recarga del acuífero en toda la entidad (SARH, 1990).

Vesper *et al.*, 2001 indicaron que en acuíferos kársticos con características similares al sistema de la Península de Yucatán los poros y fracturas promueven el movimiento de contaminantes los cuales pueden extenderse a grandes distancias con un proceso de dilución reducido.

1.2.3. MANGLARES.

Los manglares corresponden a la vegetación arbórea y arbustiva de la zona de mareas en las regiones tropicales y subtropicales (Agraz-Hernández *et al.*, 2006). Estos ecosistemas son una transición entre los ecosistemas terrestres y los ecosistemas marinos (CONABIO, 2008). Por lo tanto, los manglares son plantas halófilas facultativas que pueden crecer en diferentes salinidades, pero que alcanzan su máximo desarrollo en condiciones salobres (Agraz-Hernández *et al.*, 2006; Duke *et al.*, 1998). Geográficamente, los manglares se distribuyen siguiendo las características climáticas y fisiográficas de la costa. Se presentan en áreas donde la temperatura ambiental no es menor a los 20 °C y la oscilación de ésta no es mayor a 5 °C (Agraz-Hernández *et al.*, 2006). Se ha encontrado un rango de distribución restringido entre los 30° de latitud norte y 30° de latitud sur (Kathiresan y Bingham, 2001). Aunque también se extienden a 31°22 N en Japón, a 32°20 N en Bermuda, a 38°45 S en Australia, 38°59 S en Nueva Zelanda y a 32°59 S en la costa este de Sudáfrica (Spalding *et al.*, 1997 en Giri *et al.*, 2011).

A los manglares se les reconoce como uno de los ecosistemas más ricos en el planeta por su productividad; tienen una gran importancia económica y ambiental (CONABIO, 2008).

La función ecológica dominante de los manglares es el mantenimiento de hábitats costero-marinos y la provisión concomitante de alimento y refugio para una gran variedad de organismos a diferentes niveles tróficos. Además los manglares juegan un papel principal en mantener la calidad del agua y la estabilidad de la línea de costa, controlando la distribución de nutrientes y sedimentos en aguas estuarinas (Yáñez-Arancibia *et al.*,

1998). En el cuadro 1 se presenta una breve descripción de los beneficios económicos y ambientales de este ecosistema.

Cuadro 1. Importancia de los manglares.

Descripción	
Importancia	<ul style="list-style-type: none">) Ecosistema de alta productividad y riqueza biológica.) Hábitat de estadíos juveniles de fauna marina.) Hábitat de aves migratorias y de colonias de reproducción.) Fuentes de nutrientes para ecosistemas vecinos como pastos marinos y arrecifes de coral.
Beneficios	<ul style="list-style-type: none">) Barrera natural de protección que contiene la erosión de vientos y mareas.) Ecosistemas altamente productivos donde se generan una gran cantidad de nutrientes que son exportados por las mareas a las aguas marinas cercanas a la costa. Estos nutrientes son aprovechados por pastos marinos, arrecifes de coral y una variedad de peces que tienen importancia comercial.) Zona de protección y crianza de especies comerciales como peces, camarones, cangrejos, langostinos y moluscos.) Amortiguamiento de los impactos del acarreo de tierra y contaminantes por las corrientes de agua de ríos y arroyos sobre los arrecifes de coral. Mantenimiento de la línea de costa y sostenimiento de las arenas sobre las playas.) Filtro biológico, retención y procesamiento de algunos contaminantes utilizados en la agricultura; filtración de agua y abastecimiento de mantos freáticos.) Captura de gases de efecto invernadero y sumideros de bióxido de carbono; producción de leña y carbón por las comunidades rurales.) Zona de desarrollo de actividades cinegéticas.) Zona de desarrollo de la creciente industria asociada al ecoturismo, avistamiento de aves migratorias, vida silvestre y paisajes.

Modificado de (CONABIO, 2009).

De acuerdo con estimaciones realizadas por la CONABIO (2009), en México existe una superficie de 770,057 hectáreas de manglar. La región Península de Yucatán (ver figura 5) presenta el 55% (423,751 ha) de esta superficie, siendo Campeche el estado que posee una mayor cobertura de manglar con un 25.2%, seguido por Quintana Roo con un 16.9% y Yucatán con un 12.9%.

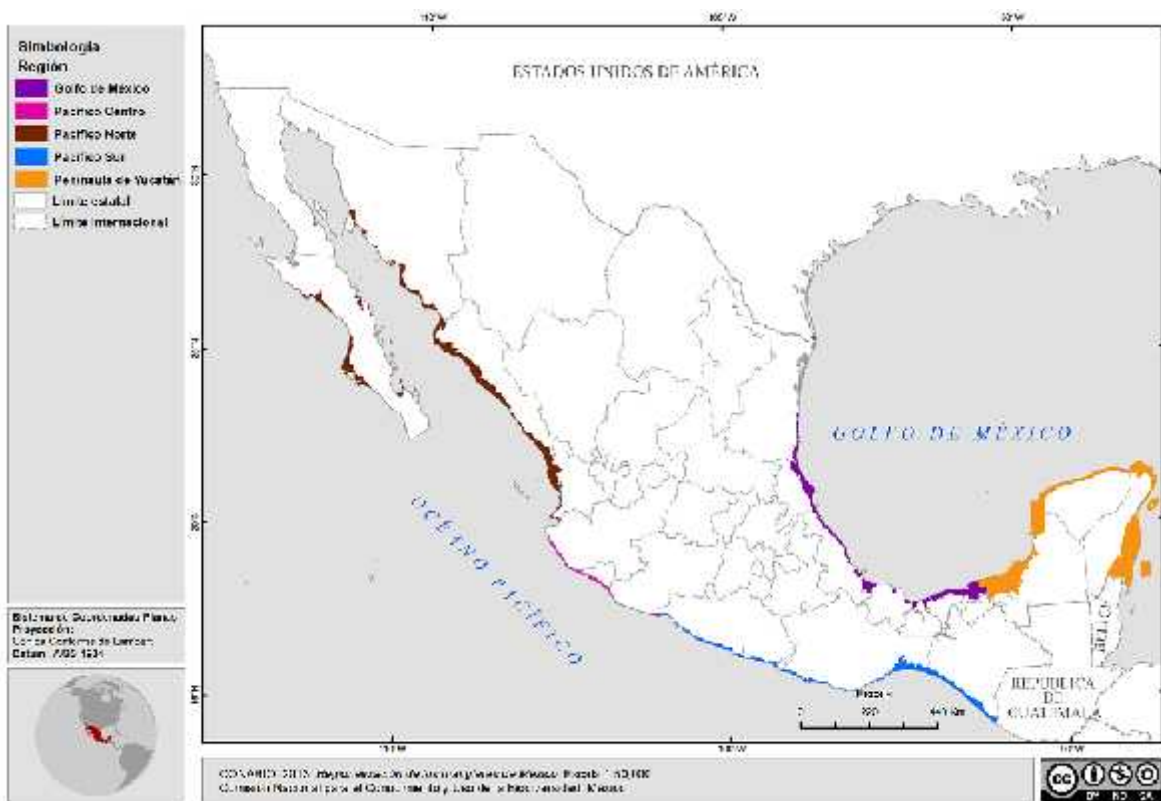


Figura 5. Regionalización de los manglares en México. Fuente: CONABIO, 2013.

En el país predominan cuatro especies de mangle: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle negro) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo) (CONABIO, 2008). Los manglares de México se distribuyen en el interior de las lagunas costeras y sistemas deltaicos de las costas del Golfo de México y del Océano Pacífico, con algunas lagunas costeras que poseen bocas efímeras que se abren durante la temporada de lluvias o por acción de los pescadores (López y Ezcurra, 2002). Los manglares de la costa noroccidental de México y el Caribe son menos extensos y menos desarrollados que los del Golfo de México y la costa sudoccidental (Agraz Hernández *et al.*, 2006).

En el Caribe, los manglares se distribuyen en depresiones formadas entre cordones litorales del Pleistoceno, más extensas cuando están frente a barreras arrecifales (López y Ezcurra, 2002).

Los manglares son extensos en la zona del Caribe en los estados de Yucatán y Quintana Roo (Trejo *et al.*, 1993). En estas zonas, las comunidades de manglar pueden estar

compuestas de casi cualquier combinación de *Conocarpus erectus*, *Rizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*, incluyendo bosques uniespecíficos con árboles de hasta ocho metros de cualquiera de las cuatro especies (INECOL, 1990 en López y Ezcurra, 2002).

Debido a la falta de una hidrología superficial en la Península de Yucatán, el agua de lluvia se infiltra rápidamente a través de los suelos calcáreos, formando escurrimientos subterráneos que afloran en cenotes o rías en la franja litoral, lo que limita el grado de desarrollo de los manglares por la falta de nutrientes y de sedimentos finos (Agraz Hernández *et al.*, 2006).

Las condiciones calcáreas de la topografía de la Península de Yucatán existe una combinación entre manglares con respecto a sus alturas, se mezclan manglares de 8 a 25 metros de altura con manglares arbustivos menores a 2 metros (CONABIO, 2009).

Ciertos factores como las actividades que se realicen en la cuenca hidrológica, en la franja litoral y en la zona marina adyacente pueden afectar los procesos funcionales de los manglares (Agraz Hernández *et al.*, 2006).



Figura 6. Presencia de manglar en Quintana Roo. Fuente: CONABIO, 2009.

Las actividades humanas constituyen la principal amenaza para los manglares. Entre ellas están las relacionadas con el desarrollo urbano, industrial y turístico, así como el desarrollo agrícola, ganadero y acuícola, que compiten por el suelo en donde se asientan los manglares. Asimismo, los manglares han recibido presiones por efecto de la contaminación: desechos sólidos urbanos, contaminantes industriales, pesticidas y fertilizantes agrícolas, derrames de petróleo, etc., así como modificaciones a las condiciones hidrológicas (CONABIO, 2008). Blasco *et al.* (2001) señalan que en las

últimas tres décadas la pérdida de manglar debido a los factores antropogénicos ha incrementado significativamente y la superficie de manglar que existe actualmente se encuentra sujeta a una gran presión por la tala, el cambio de uso del suelo, las alteraciones hidrológicas, los derrames de productos químicos y el cambio climático.

1.2.4. COMPUESTOS ORGÁNICOS PERSISTENTES (COPs).

Los compuestos orgánicos persistentes o contaminantes orgánicos persistentes (COPs) son compuestos que por sus características fisicoquímicas, resisten en grado variable la degradación fotoquímica, química y biológica, lo que causa que su vida media en el ambiente sea elevada (Albert, 1997). Según Stockholm Convention (2008) la combinación de sus propiedades físicas y químicas, son tales, que una vez liberados al ambiente se comportan de la siguiente manera:

- Permanecen intactos por largos periodos de tiempo.
- Se distribuyen ampliamente en el ambiente como resultado de procesos naturales que involucran suelo, agua, y particularmente, aire.
- Se acumulan en el tejido graso de organismos vivos incluyendo los seres humanos, y se encuentran en concentraciones más elevadas en los niveles superiores de la cadena alimenticia.
- Son tóxicos para la vida humana y silvestre.

Los COPs han sido relacionados con procesos industriales (pueden ser productos indeseables de reacciones que ocurren espontáneamente a altas temperaturas), la agricultura, y el control de vectores de enfermedades endémicas (Albert, 1997).

Con el objetivo de proteger la salud humana y el medio ambiente frente a los compuestos orgánicos persistentes, en el 2001, un total de 127 países firman el Convenio de Estocolmo, incluido México. Este Convenio entró en vigor en el 2004 siendo doce las sustancias iniciales que el convenio establece como primordiales a eliminar:

- Plaguicidas: aldrina, clordano, DDT, dieldrina, endrina, heptacloro, hexaclorobenceno, mirex, toxafeno;
- Productos industriales: hexaclorobenceno, PCB; y

- Productos de generación no intencional: dibenzo-p-dioxinas policloradas y dibenzo-p-furanos-policlorados.

1.2.4.1. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS.

Los COPs pertenecen a dos subgrupos: los hidrocarburos poliaromáticos y los hidrocarburos halogenados (cloro o bromo, pero principalmente cloro). En los hidrocarburos halogenados, la mayoría contiene uno o más átomos de un halógeno unidos a uno o más átomos de carbono. A causa de la baja polaridad y la estabilidad de los enlaces carbono-halógeno, estos compuestos son poco reactivos y resistentes a la degradación biológica y fotoquímica (Albert, 1997).

En general, la mayoría de los compuestos aromáticos clorados son más estables que los alifáticos clorados. Se acepta que, a mayor número de átomos de halógeno en la molécula, la liposolubilidad, la tendencia a la bioacumulación y la estabilidad de las moléculas también son mayores. En particular, la estabilidad ha sido la base de mucho de los usos de los COPs pero, al mismo tiempo, es la causa de que resistan a la degradación de todo tipo y de que su vida media en el ambiente sea elevada (Albert, 1997).

Los COPs son típicamente hidrofóbicos e hidrofílicos (Jones y Voogt, 1999). Por lo tanto, su solubilidad en el agua es mínima; sin embargo, son capturados fácilmente en partículas sólidas y son bastante solubles en fluidos orgánicos (El-Shahawi *et al.*, 2010).

Algunas de las características fisicoquímicas de importancia de los COPs son su persistencia, movilidad ambiental, lipofilidad, bioacumulación y biomagnificación, y biodisponibilidad. Estas propiedades varían ampliamente dependiendo de la molécula.

1.2.4.2. CLASIFICACIÓN.

Los compuestos orgánicos persistentes pueden dividirse en dos grupos: los que son producidos intencionalmente y los productos de generación no intencional (figura 7). En el primer grupo, se encuentran los productos químicos industriales y los plaguicidas organoclorados. En el segundo grupo, las dioxinas, los furanos y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs).

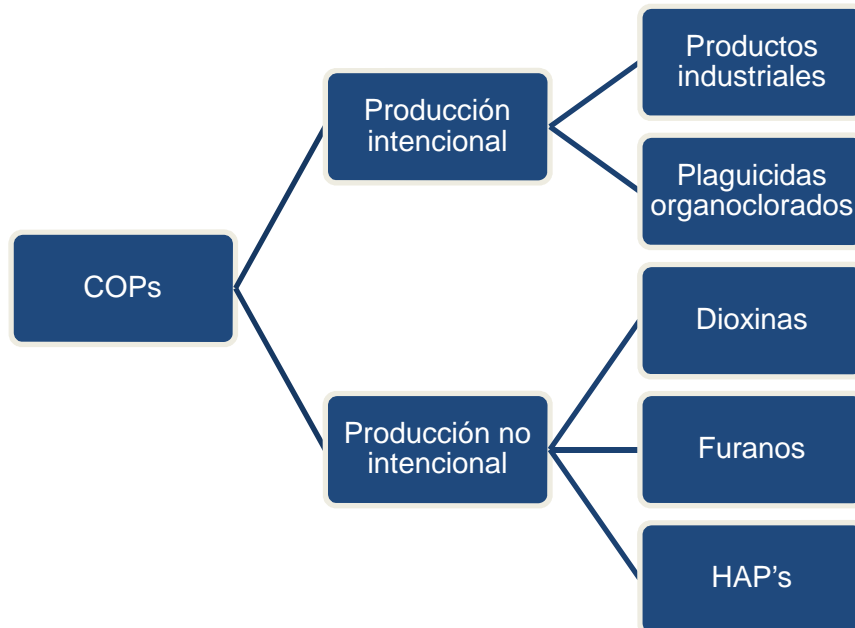


Figura 7. Clasificación de COPs. Fuente: El-Shahawi et al., 2010.

De acuerdo con el Reglamento en Materia de Registros, Autorizaciones de Importación y Exportación y Certificados de Exportación de Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Sustancias y Materiales Tóxicos o Peligrosos de la CICLOPLAFEST (2004), un plaguicida es cualquier sustancia o mezcla de sustancias que se destine a controlar cualquier plaga, se incluyen los vectores que transmiten las enfermedades humanas y de animales, las especies no deseadas que causen perjuicio o que interfieran con la producción agropecuaria y forestal, así como las sustancias defoliantes y las desecantes.

Las dioxinas y furanos son productos de una combustión incompleta, así como también de la manufactura de plaguicidas y otras sustancias cloradas. Estas sustancias son emitidas principalmente de la incineración de residuos hospitalarios, municipales y peligrosos, y también de las emisiones de los automóviles, turba, carbón y madera (Stockholm Convention, 2008).

1.2.4.3. EFECTOS ADVERSOS.

1.2.4.3.1. EFECTOS EN EL AMBIENTE.

Debido a sus características fisicoquímicas, los COPs se han identificado en todo tipo de matriz ambiental sólida, líquida o gaseosa (aire, agua, lluvia, nieve, sedimentos, suelo) de todas las regiones del mundo, incluyendo aquellas como los océanos, los desiertos y las zonas polares, que son muy remotas al sitio original de su liberación ambiental (Albert, 1997). Los COPs en el ambiente son transportados a bajas concentraciones por el movimiento del agua dulce y marina y, al ser semivolátiles, son transportados a través de largas distancias en la atmósfera. El resultado es su amplia distribución en todo el mundo, incluyendo regiones donde nunca han sido usados (Buccini, 2003 en El-Shahawi *et al.*, 2010).

Debido a que estos compuestos se degradan muy lentamente, estarán presentes en el ambiente por un largo periodo de tiempo, aunque todas sus fuentes de emisión se eliminen (El-Shahawi *et al.*, 2010). En sistemas acuáticos y suelos quedan sorbidos fuertemente a los sólidos, particularmente en materia orgánica, evitando la fase acuosa. También sorben en preferencia a los lípidos en vez de en la fase acuosa de las células y se almacenan en el tejido graso. Esto les confiere persistencia en la biota ya que su metabolismo es lento y los COPs pueden, por lo tanto, acumularse en la cadena alimenticia (Jones and Voogt, 1999).

Después de que los COPs son liberados en el ambiente, son capaces de permanecer en el sistema por décadas causando problemas como son cáncer, defectos de nacimiento, problemas de aprendizaje, inmunológicos, de comportamiento y reproductivos en los seres humanos y otras especies animales (El-Shahawi *et al.*, 2010). Estudios realizados han vinculado la exposición a estos compuestos orgánicos a la disminución, enfermedades y anomalías en cierto número de especies, incluyendo cierta clase de peces, aves y mamíferos (US EPA, 2014).

1.2.4.3.2 EFECTOS EN LA SALUD HUMANA.

Los COPs tienen algunos efectos adversos en la salud humana como:

- Disfunciones inmunitarias.

- Disfunciones neurológicas.
- Disfunciones reproductivas.
- Alteraciones hormonales.
- Alteraciones del desarrollo.
- Trastornos neuroconductuales.
- Cáncer.

1.2.4.4. COMPUESTOS ORGÁNICOS PERSISTENTES EN AGUA SUBTERRÁNEA.

Como se ha mencionado, ciertos COPs forman parte de plaguicidas que son utilizados en actividades donde es necesario controlar el crecimiento de alguna plaga como pueden ser las agrícolas o el mantenimiento de áreas verdes. Al llegar al suelo, estos pueden alcanzar el nivel freático por lixiviación, situación que puede ser de mayor preponderancia en suelos muy permeables. Por ejemplo en Tailandia, el agua subterránea es utilizada como una fuente de abastecimiento de agua potable, sin embargo, se ha encontrado la presencia de ciertos plaguicidas organoclorados en pozos de abastecimiento. Hudak y Thapinta (2005) realizaron análisis de seis plaguicidas (HCB, DDT, dicofol, dieldrina+aldrina, endosulfán y heptacloro+epóxido de heptacloro) en 90 pozos de abastecimiento en la región central oeste de este país, en la cual aproximadamente la mitad del suelo es usada para el cultivo de arroz y caña de azúcar. Los plaguicidas analizados, exceptuando a dicofol y endosulfán, fueron prohibidos desde 1980. El resultado de este análisis arrojó que cada plaguicida fue encontrado en al menos el 30% de los pozos, siendo los más frecuentes BHC, dieldrina+aldrina y DDT, excediendo todos los límites establecidos.

China representa otro ejemplo de la presencia de plaguicidas en el agua subterránea, ya que de acuerdo con Tieyu *et al.* (2005) muchos estudios han demostrado que los plaguicidas organoclorados podrían ser detectados en gran parte del agua subterránea al norte de China.

En Estados Unidos, en el estado de Washington la presencia de plaguicidas en el agua subterránea, fue detectada en 1984 en los condados de Whatcom, Skagit y Thurston donde se detectó EDB (1,2-dibromoetano) en nueve de 52 pozos analizados, de los cuales 6 de ellos excedían el límite máximo permisible. Otro ejemplo es la presencia de producto de descomposición del DDT (p,p'-DDE) en cinco pozos profundos de

abastecimiento de agua en la cuenca de Columbia, en el este de Washington (Morgan, 1999).

En México, Cabrera (1995) identifica la presencia de residuos de los herbicidas 2,4-D y 2,4,5-T en el agua subterránea al sur de la Península de Yucatán (Albert, 1996).

En el estado de Yucatán, en la zona del Anillo de Cenotes, se llevó a cabo un estudio para analizar la calidad del agua subterránea en 20 cenotes con respecto a la presencia de plaguicidas organoclorados durante las temporadas de lluvias y secas en los años 2010 y 2011. En esta zona hay desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas. El análisis identificó la presencia de 14 plaguicidas y sus metabolitos en estos cenotes con variación entre las temporadas encontrándose las mayores concentraciones de los mismos durante la temporada de estiaje. Los resultados son de particular interés particularmente en materia de salud porque se estima que el 30% de la población que habita en zonas rurales todavía bebe agua directamente de los cenotes y pozos (Polanco *et al.*, 2014).

Cobos *et al.* (2014) evaluaron la presencia de plaguicidas organoclorados en ocho cenotes pertenecientes al Anillo de Cenotes encontrando ocho analitos (aldrín, clordano, HCH, endosulfán, endrín, heptacloro, metoxicloro, DDT y sus metabolitos) siendo el DDT el más frecuente.

En Quintana Roo, estudios como el realizado por Metcalfe *et al.* (2011) encontraron la presencia de herbicidas clorofenoxi en muestras de agua en cavernas en las localidades de Puerto Aventuras y Tulum en la región conocida como Riviera Maya, Estos herbicidas son utilizados para controlar malezas en pastos, estos autores sugieren como posible fuente de estos plaguicidas son el mantenimiento de pastos de clubs de golf que se encuentran en la zona.

Vargas (2015) identificó plaguicidas pertenecientes a los grupos organoclorados, organofosforados y piretroides en lixiviados y pozos (agrícolas y de agua potable) en la zona cañera al sur de Quintana Roo.

Lizardi *et al.* (2014) indicaron que la presencia de compuestos orgánicos relacionada al escurrimiento de carreteras genera la presencia de hidrocarburos en la columna de agua.

1.2.4.5. COPS EN MANGLARES.

Compuestos orgánicos persistentes, como los bifenilos policlorados (PCB's) y plaguicidas organoclorados (OC), son ubicuos y se han detectado en agua y sedimentos de manglares en diversos países como India, China, Hong Kong, Singapur, Tanzania, Senegal, Brasil y Colombia (Bayen, 2012). Con base en lo anterior, numerosos estudios se ha enfocado a estudiar estos contaminantes como por ejemplo Combi *et al.* (2013) realizaron un análisis de PCB's y OCP's en la Bahía Guaratuba (área natural protegida) en Brasil. El afluente de este estuario pasa a través de zonas agrícolas, industriales y urbanizadas antes de llegar a la bahía, permitiendo la entrada de sustancias ajenas a la misma. Los resultados del estudio indican valores bajos de los COP's mencionados y una variación de la distribución espacial de los mismos a lo largo de la bahía, sin embargo su presencia en la misma pone de manifiesto el impacto de las actividades agrícolas e industriales.

En Australia específicamente en la región Mackay, en Queensland un estudio realizado por Duke *et al.* (2005) correlaciona negativamente la muerte regresiva de *Avicennia marina* con la concentración de diurón, herbicida utilizado en actividades agrícolas. El estudio fue llevado a cabo en estuarios relacionados con el río Pioneer, en donde predominan actividades agrícolas (principalmente el cultivo de caña de azúcar), pero también se realizan actividades ganaderas y recreativas (por la presencia de campos de golf). Antes de 1992 no se podía apreciar una afectación del sistema de manglar, sin embargo, en 2002 ya había una afectación de aproximadamente 86%. Descartando otras variables (como metales pesados, nutrientes) a partir del análisis de la información, se determinó que principalmente el diurón (además de atrazina, ametrina) es el causante de la muerte de *Avicennia marina* en esta región estuarina de Australia, ya que se encontró el mismo en muestras de agua, sedimento y hojas en todas las zonas afectadas.

Shete *et al.* (2009) efectuaron un estudio en Mumbai con *Avicennia marina* analizando plaguicidas organoclorados en sedimento, raíces y hojas encontrando una mayor concentración de plaguicidas en sedimento. Sin embargo, independientemente de la matriz encontraron el siguiente patrón en la concentración de plaguicidas: HCH > DDT > Endosulfan > Aldrin.

PCBs y HCH fueron los compuestos predominantes en agua en Sungei Buloh y Sungei Khatib Bongsu, dos zonas de manglar en Singapur que se encuentran separados por una carretera y se ha encontrado que hay diferentes patrones de contaminación y concentración de COPs debido a que la carretera funge como barrera para el intercambio de agua del mar. Los valores de PCBs encontrados se encuentran en un rango de 0.1 a 2.6 ng/L mientras que los de HCH de 0.1 a 9.0 ng/L (Bayen *et al.*, 2005).

1.3. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.

1. ¿Existe una infiltración de plaguicidas desde campos de golf hacia el acuífero?
2. De ser lo anterior positivo, ¿están llegando hacia las zonas de manglar?
3. ¿Es factible utilizar plaguicidas como trazadores involuntarios para identificar direcciones de flujo subterráneo?
4. ¿Cuáles son los periodos en los que existe una recarga efectiva del acuífero que puede permitir la introducción de sustancias contaminantes hacia el mismo?
5. En las proximidades del área de estudio, ¿es el flujo de agua perpendicular a la costa?

1.4. HIPÓTESIS.

Se sabe que las zonas de manglar reciben aportes de agua subterránea, por lo anterior es posible identificar las direcciones de estos flujos por medio del uso de compuestos orgánicos persistentes y de niveles piezométricos en una zona cárstica costera donde predominan actividades turísticas.

1.5. OBJETIVO GENERAL.

Identificar direcciones de flujo subterráneo que descargan en áreas de manglar dentro de la Riviera Maya mediante la aplicación de herramientas químicas y físicas.

1.6. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

Analizar muestras de agua en manglar, cenotes y pozos, en sitios identificados en relación a su posición con la infraestructura turística (campos de golf) para determinar presencia de plaguicidas.

Evaluar la dirección de flujo subterráneo a nivel local mediante el uso de plaguicidas como trazadores involuntarios.

Evaluar la dirección de flujo del agua subterránea verificando la hidrodinámica de la columna de agua por medio de niveles piezométricos.

Realizar un balance hídrico para identificar los periodos de recarga que pueden promover un transporte de contaminantes hacia el acuífero.

1.7. ESTRATEGIA EXPERIMENTAL.

La estrategia a seguir para alcanzar los objetivos del presente proyecto de investigación consistió en tres etapas.

Etapa I

- Colecta de muestras de agua en los puntos de muestreo.
- Análisis fisicoquímicos y de COPs.

Etapa II

- Determinación de niveles piezométricos en el área de estudio.

Etapa III

- Cálculo de balance hídrico.

Figura 8. Estrategia experimental.

Como se puede observar en la figura 8, la primera etapa comprendió la colecta de muestras de agua en cenotes, pozos y manglar seleccionados de acuerdo a tres criterios: 1) Presencia de un campo de golf, al considerar que es éste la fuente de plaguicidas en el agua subterránea, 2) proximidad de los sitios con el campo de golf y 3) facilidad de acceso a estos puntos de muestreo; se realizaron mediciones fisicoquímicas a las muestras tanto en campo como en laboratorio: *in situ* se midió temperatura, pH y conductividad mientras que en laboratorio se realizaron análisis de alcalinidad, nitritos y nitratos además de la identificación de plaguicidas organoclorados, organofosforados y piretroides.

La etapa II constó en la determinación de niveles piezométricos a través de mediciones en de altitud de ciertos puntos por medio de un GPS diferencial así como la medición de desniveles con una estación total. Aunado a ello se realizó la medición al nivel freático desde un punto de referencia con una sonda piezométrica. Todos estos datos fueron empleados para el cálculo de los niveles piezométricos.

Finalmente, la tercera etapa implicó la estimación de un balance hídrico para la zona de estudio. Este balance fue realizado con base a las variables de precipitación y evapotranspiración para la obtención de la infiltración. Los datos de precipitación se obtuvieron directamente de las estaciones meteorológicas que existen a nivel estatal; por

otro lado, los datos de evapotranspiración fueron estimados a partir de tres métodos: 1) Hargreaves, 2) FAO Penman-Monteith y 3) Penman adaptado al bosque de la Amazonia.

1.8. REFERENCIAS.

- Agraz-Hernández, C., R. Noriega-Trejo, J. López-Portillo, F. Flores-Verdugo, y J. Jiménez-Zacarias. (2006). *Guía de campo. Identificación de los manglares en México*. CENTRO EPOMEX-UAC.
- Albert, L.A. (1997). Compuestos Orgánicos Persistentes. En L. A. Albert (Ed.), *Introducción a la Toxicología Ambiental*. México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud; Organización Panamericana de la Salud; Organización Mundial de la Salud.
- Aranda-Cirerol, N., F. Comín, y J. Herrera-Silveira. (2011). Nitrogen and phosphorus budgets for the Yucatán littoral: An approach for groundwater management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172, 493-505. <http://doi.org/10.1007/s10661-010-1349-z>
- Arriaga, L., V. Aguilar, J. Alcocer, R. Jiménez, E. Muñoz, E. Vázquez y C. Aguilar. (1998). *Programa de cuencas hidrológicas prioritarias y biodiversidad de México de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*. CONABIO, USAID, FMCN, WWF: México.
- Back, W., y B.B. Hanshaw. (1982). Geochemical significance of brackish-water springs in limestone of coastal regions. *III Semana de Hidrogeología, Facultad de Ciencias de Lisboa-Portugal*.
- Back, W., y B.B. Hanshaw. (1978). *Hydrogeochemistry of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico with a section on Mayan water practices*. Field seminar on water on carbonate rocks of the Yucatan Peninsula, Mexico. Miami: New Orleans Geological Society.
- Back, W., y B.B. Hanshaw. (1970). Comparison of chemical hydrogeology of the carbonate peninsulas of Florida and Yucatan. *Journal of Hydrology*, 10(4), 330-368.
- Batllori, E. (1995). *Hidrología de la región costera noroccidental del estado de Yucatán*(Doctoral dissertation, Doctoral thesis. Facultad de Geografía de la Universidad de la Habana, Cuba).
- Bauer-Gottwein, P., B.R.N. Gondwe, G. Charvet, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra, y G. Merediz-Alonso. (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), 507-524. <http://doi.org/10.1007/s10040-010-0699-5>
- Bautista, F., G. Palacio, M. Ortíz-Pérez, E. Batllori-Sampedro, y M. Castillo-González. (2005). El Origen y el Manejo Maya de las Geoformas, Suelos y Aguas En. En F.

- Bautista & G. Palacio (Eds.), *Caracterización y Manejo de los Suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones Agropecuarias, Forestales y Ambientales* (pp. 21-32). Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Bayen, S. (2012). Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. *Environment International*, 48, 84-101. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2012.07.008>
- Bayen, S., O. Wurl, S. Karupiah, N. Sivasothi, H.K. Lee y J.P. Obbard. (2005). Persistent organic pollutants in mangrove food webs in Singapore. *Chemosphere*, 61(3), 303-313. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.02.097>
- Beddows, P.A., P. Blanchon, E. Escobar y O. Torres-Talamante. (2007). Los cenotes de la Península de Yucatán. *Arqueología mexicana*, XIV(83), 32-35.
- Beddows, P.A. (2004). *Groundwater hydrology of a coastal conduit carbonate aquifer: Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico* (Doctoral dissertation, University of Bristol).
- Blasco, F., M. Aizpuru y C. Gers. (2001). Depletion of the mangroves of Continental Asia. *Wetlands Ecology and Management*, 9, 245–256.
- Buccini, J. (2003). The development of a global treaty on persistent organic pollutants (POPs). En H. Fiedler (Ed.), *The Hand Book of Environmental Chemistry, Persistent Organic Pollutants* (3.^a ed.). Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag.
- Buffler, R.T., y D.S. Sawyer. (1985). Distribution of crust and early history, Gulf of Mexico Basin. *Gulf Coast Association of Geological Societies Trans.*, 35, 333-344.
- Butterlin, J., y F. Bonet. (1960). Formaciones Cenozoicas de la Parte Mexicana de la Península de Yucatán. Instituto de Geología, UNAM.
- Cabrera, A. (1995). Herbicidas en el agua subterránea del estado de Yucatán. En *Memorias, I Congreso Mexicano de Toxicología* (p. 26). Xalapa.
- Cabrera-Cano, E., y A. Sánchez-Vázquez. (1994). Comunidades vegetales en la frontera México-Belice. *Estudio Integral de la Frontera México-Belice. Recursos Naturales. CIQRO, Chetumal*, 17-35.
- Camarena, T., y S. Salazar. (1991). Estudios ecológicos preliminares de la Zona Sur de Quintana Roo. Chetumal: CIQRO.

- CICOPLAFEST. (2004). *Reglamento en Materia de Registros, Autorizaciones de Importación y Exportación y Certificados de Exportación de Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Sustancias y Materiales Tóxicos o Peligrosos*.
- Cobos, V., R. Barrientos, J. Navarro y J. Rendón-von Osten. (2014). Plaguicidas Organoclorados: contaminantes persistentes en cenotes de Yucatán. *Biodiversidad*, 7(1), 24-27.
- Combi, T., S. Taniguchi, R.C.L. Figueira, M.M. de Mahiques, y C.C. Martins. (2013). Spatial distribution and historical input of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from a subtropical estuary (Guaratuba Bay, SW Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 247-252. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.022>
- CONABIO. (2013). *Regionalización de los manglares de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO. (2009). *Manglares De México: Extensión Y Distribución*. 2a ed. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO. (2008). *Manglares De México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Córdoba y Ordóñez, J., y A. García de Fuentes. (2003). Turismo, globalización y medio ambiente en el Caribe mexicano. *Investigaciones geográficas*, (52), 117-136.
- Duke, N.C., A.M. Bell, D.K. Pederson, C.M. Roelfsema, y S. Bengtson Nash. (2005). Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBR World Heritage Area. *Marine Pollution Bulletin*, 51(1-4), 308-324. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.040>
- Duke, N.C., M.C. Ballt y J.C. Ellison. (1998). Factors Influencing Biodiversity and Distributional Gradients in Mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(1), 27-47.
- Dunbar, J.A. y D.S. Sawyer. (1987). Implications of continental crust extension for plate reconstruction: An example from the Gulf of Mexico. *Tectonophysics*, 6: 739-755.
- Doehring, D.O., y J.H. Butler. (1974). Hydrogeologic constraints on Yucatan's development. *Science*, 186(4164), 591-595.
- El-Shahawi, M.S., A. Hamza, A.S. Bashammakh, y W.T. Al-Saggaf. (2010). An overview on the accumulation, distribution, transformations, toxicity and analytical methods for

the monitoring of persistent organic pollutants. *Talanta*, 80(5), 1587-1597. <http://doi.org/10.1016/j.talanta.2009.09.055>

Fleury, P., M. Bakalowicz y G. de Marsily. (2007). Submarine springs and coastal karst aquifers: a review. *Journal of Hydrology*, 339(1), 79-92.

García, G., y E. Graniel. (2010). Geología. En R. Durán y M. Méndez (Eds.), *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán* (p. 496). CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA.

Gaona-Vizcaíno, S., M. Villasuso-Pino, J. Pacheco, A. Cabrera, J. Trejo, G. Tucho, C. Tamayo, V. Coronado, J. Durazo y E. Perry. (1985). *Hidrogeoquímica de Yucatán I: perfiles hidrogeoquímicos profundos en algunos lugares del acuífero del noroeste de la Península de Yucatán*. Instituto de Geofísica, UNAM.

Gaona Vizcayo, S., T. Gordillo de Anda y M. Villasuso Pino. (1980). *Cenotes, Karst Característico: Mecanismos De Formación*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Giri, C., E. Ochieng, L.L. Tieszen, Z. Zhu, A. Singh, T. Loveland, N. Duke. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 154-159. <http://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>

Hudak, P.F., y A. Thapinta. (2005). Agricultural Pesticides in Groundwater of Kanchana Buri, Ratcha Buri, and Suphan Buri Provinces, Thailand. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(4), 631-636. <http://doi.org/10.1007/s00128-005-0630-2>

Humphris Jr, C.C. (1979). Salt movement on continental slope, northern Gulf of Mexico. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, 63(5), 782-798.

INECOL. (1990). *Estudios de ecología costera y determinación de zonas de preservación ecológica del Corredor Turístico Cancún-Tulum*. México: FIDECARIBE, Secretaría de Turismo.

Jones, K.C., y P. de Voogt. (1999). Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution*, 100(1-3), 209-221. [http://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00098-6](http://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00098-6)

Kathiresan, K., y B.L. Bingham. (2001). Biology of mangroves and mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40, 81-251. [http://doi.org/10.1016/S0065-2881\(01\)40003-4](http://doi.org/10.1016/S0065-2881(01)40003-4)

- Lizardi-Jiménez, M. A., R.M. Leal-Bautista, A. Ordaz y R. Reyna-Velarde. (2014). Airlift bioreactors for hydrocarbon water pollution remediation in a tourism development pole. *Desalination and Water Treatment*, 54(1), 44-49.
- López, E. (1973). Estudio Geológico de la península de Yucatan. *Geología de México*, 24-76.
- López, J., y E. Ezcurra. (2002). Los manglares de México: una revisión. *Maderas y Bosques, Número esp*, 27-51.
- Lugo-Hubp, J., J.F. Aceves-Quesada y R. Espinasa-Pereña. (1992). Rasgos geomorfológicos mayores de la Península de Yucatán. *Revista del Instituto de Geología*.
- Marín, L., J. Pacheco y R. Méndez. (2004). Hidrogeología de la Península de Yucatán. En B. Jiménez & L. Marín (Eds.), *El agua en México vista desde la Academia* (pp. 159-176). México: Academia Mexicana de Ciencias.
- Marin, L. (1990). *Field investigations and numerical simulation of groundwater flow in the karstic aquifer of northwestern Yucatan, Mexico*. Northern Illinois University.
- Metcalf, C.D., P.A. Beddows, G. Gold-Bouchot, T.L. Metcalfe, H. Li y H. Van Lavieren. (2011). Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution*, 159(4), 991-997. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.031>
- Moore, Y., R. Stoessell y D. Easley. (1992). Fresh-Water/Sea-Water relationship within a ground-water flow system, northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *Ground Water*, 30(3), 343-350.
- Morgan, L. (1999). Pesticides and groundwater in the State of Washington. *Environmental Management and Health*, 10(1), 7-17. <http://doi.org/10.1108/09566169910257095>
- Null, K.A., K.L. Knee, E.D. Crook, N.R. de Sienes, M. Rebolledo-Vieyra, L. Hernández-Terrones, y A. Paytan. (2014). Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research*, 77, 38-50.
- Padilla y Sanchez, R.J. (2007). Evolución geológica del sureste mexicano desde el Mesozoico al presente en el contexto regional del Golfo de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 59(1), 19-42.

- Perry, E., G. Velazquez-oliman, y L. Marin. (2002). The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula , Mexico. *International Geology Review*, 44(3), 191-221. <http://doi.org/10.2747/0020-6814.44.3.191>
- Perry, E., J. Swift, J. Gamboa, A. Reeve, R. Sanborn, L. Marin, y M. Villasuso. (1989). Geologic and environmental aspects of surface cementation, north coast, Yucatan, Mexico. *Geology*, 17(9), 818-821.
- Pindell, J.L. (1985). Alleghenian reconstructions and subsequent evolution of the Gulf of Mexico, Bahamas, and proto-Caribbean. *Tectonics*, 4, 1–39.
- Polanco, A.G., J. Navarro, J. Solorio, G. Mena, J. Marrufo, y T. del Valls Casillas. (2014). Contamination by organochlorine pesticides in the aquifer of the Ring of Cenotes in Yucatán, México. *Water and Environment Journal*, 29(1), 140-150. <http://doi.org/10.1111/wej.12080>
- Pozo, C., N. Armijo, y S. Calmé. (Eds.) (2011). *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación, Tomo I*. D. F.: ECOSUR, CONABIO, Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones.
- Prezas, H.B. (1996). X'Caclé: Propuesta para el establecimiento y manejo de un área protegida. *Tesis de Maestría en Ciencias. ECOSUR. Chetumal, Q. Roo, México*.
- Richards, D., y S. Richards. (2007). *Overview of the Geology and Hydrology of Coastal Quintana Roo, Mexico*.
- Salvador, A., (1991). Origin and development of the Gulf of Mexico Basin. En A. Salvador, ed., *The Gulf of Mexico Basin*. Geological Society of America, The Geology of North America.
- Salvador, A., (1987). Late Triassic–Jurassic paleogeography and origin of Gulf of Mexico basin. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, 7: 419–451
- SARH. (1990). *Sinopsis Geohidrológica del Estado de Quintana Roo*. México: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos: Comisión Nacional del Agua.
- Schmitter-Soto, J., E. Escobar-Briones, J. Alcocer, E. Suárez-Morales, M. Elías-Gutiérrez, y L.E. Marín. (2002). Los cenotes de la Península de Yucatán. En G. de la Lanza & J. García Calderón (Eds.), *Lagos y presas de México*.
- Shete, A., V.R. Gunale y G.G. Pandit. (2009). Organochlorine pesticides in *Avicennia marina* from the Mumbai mangroves, India. *Chemosphere*, 76(11), 1483-1485. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.055>

- Smart, P. L., P.A. Beddows, J. Coke, S. Doerr, S. Smith, y F.F. Whitaker. (2006). Cave development on the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Quintana Roo, Mexico. *Geological Society of America Special Papers*, 404, 105-128.
- Spalding, M. D., F. Blasco y C.D. Field. (1997). *World mangrove atlas*. Okinawa: The International Society for Mangrove Ecosystems.
- Steinich, B., & Marín, L. E. (1996). Hydrogeological investigations in northwestern Yucatan, Mexico, using resistivity surveys. *Ground Water*, 34, 640-646.
- Stockholm Convention. (2008). *The Pops*. Web2014. Disponible en: <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>
- Suárez-Morales, E., y E. Rivera-Arriaga. (1998). Hidrología y Fauna Acuática de los Cenotes de la Península de Yucatán. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 48, 37-47.
- Tieyu, W., L. Yonglong, Z. Hong, y S. Yajuan. (2005). Contamination of persistent organic pollutants (POPs) and relevant management in China. *Environment international*, 31(6), 813-21. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.043>
- Trejo, J. C., R. Duran y I. Olmsted. (1993). Manglares de la Península de Yucatán. *Biodiversidad marina y costera de México*. Comisión Nacional de Biodiversidad y Centro de Investigaciones Costeras de Quintana Roo, México. p, 660-672.
- USEPA. (2014). *Persistent Organic Pollutants: A Global Issue, a Global Response*. Disponible en: <https://www.epa.gov/international-cooperation/persistent-organic-pollutants-global-issue-global-response>
- Vargas, A. (2015). *Impacto de Compuestos Orgánicos Persistentes (COP's) en la Zona Sur del Acuífero de Quintana Roo, México*. Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- Velázquez, A. L. (1986). Aplicación de principios geoquímicos en la hidrología kárstica de la península de Yucatán. *Ingeniería hidráulica en México*, 21-29.
- Villasuso, M., y R. Méndez. (2000). A Conceptual Model of the Aquifer of the Yucatan Peninsula. En W. Lutz, L. Prieto, & W. Sanderson (Eds.), *Population, Development, and Environment on the Yucatan Peninsula: From Ancient Maya to 2030*. Vienna: International Institute for Applied Systems Analysis.
- Weidie, A.E. (1985). Part I: Geology of Yucatan Platform.

- Wilson, E.M. (1980). Physical geography of the Yucatan Peninsula. En *Yucatan: A World Apart*, Moseley, E. y E. Terry (Eds.): *University of Alabama Press, Tuscaloosa*.
- Worthington, S.R., D.C. Ford y P.A. Beddows. (2000). Porosity and permeability enhancement in unconfined carbonate aquifers as a result of dissolution. En *Speleogenesis: Evolution of Karst Aquifers*, Klimchouk, A.V., Ford, D.C., Palmer, A. N., and Dreybrodt, W. (Eds), National Speleological Society of America, Huntsville, Alabama, USA, 220-223.
- Yáñez-Arancibia, A., R.R. Twilley y A.L. Lara-Domínguez. (1998). Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques*, 4(2), 3-19.

CAPÍTULO II. DIRECCIÓN DE FLUJO SUBTERRÁNEO MEDIANTE EL USO DE PLAGUICIDAS COMO TRAZADORES INVOLUNTARIOS.

2.1. INTRODUCCIÓN.

En Quintana Roo la industria turística representa el 11.7% del PIB nacional y el 18.5% del PIB estatal (INEGI, 2012), y su desarrollo es preponderante en el norte de la entidad. La práctica del golf es una de las actividades ofertadas por el sector turístico estatal, contando actualmente con 22 campos para el desarrollo de esta actividad (Mexican Caribbean Golf Course Association, 2015; Golf Magazine, 2015).

El mantenimiento de los pastos de estos campos implica el consumo de distintas sustancias entre las que se encuentran los plaguicidas. Este último término es empleado para describir una gama de sustancias químicas que matan organismos considerados indeseables (Chopra *et al.*, 2011).

Algunos plaguicidas (como los organoclorados) pertenecen a un grupo de sustancias conocidas como Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) que tienen la característica de permanecer por un largo periodo de tiempo en el ambiente así como biomagnificarse conforme se transportan en la cadena trófica y tener efectos tóxicos en la reproducción, desarrollo y función inmunológica de los animales (Wania y Mackay, 1996)

Esto cobra mayor importancia en la Península de Yucatán (de la que Quintana Roo forma parte) porque como se ha mencionado en el capítulo anterior, ésta consiste en un ambiente cárstico en el cual la roca caliza es altamente permeable, por lo cual, el agua proveniente de las precipitaciones percola rápidamente a través del sustrato poroso hasta el nivel freático, por lo tanto, existe potencial de percolación directa de contaminantes superficiales hacia el lente de agua dulce del acuífero debido al transporte a través del sustrato poroso o por entrada directa en los cenotes (Metcalf *et al.*, 2011). Es decir, que es probable que los plaguicidas que son empleados alcancen el agua subterránea como parte del proceso de infiltración de la misma como es demostrado por Vargas (2015), Cobos *et al.* (2014), Polanco *et al.*, (2014), Metcalfe *et al.* (2011) y Cabrera (1995).

De acuerdo con Albert (2015) no existe certeza de la cantidad de plaguicidas que son consumidos en México actualmente, sin embargo, señala que para 2008 la SEMARNAT

calculaba el consumo en 93 000 toneladas anuales. Para Quintana Roo, la información es incluso más escasa, ya que no existen datos acerca del consumo de plaguicidas aunque se sabe que tanto en las áreas agrícolas como en las relativas a la industria turística (hoteles, campos de golf) son utilizadas estas sustancias.

Debido a que ya ha sido demostrada la presencia de diversos plaguicidas en el área subterránea, en el presente trabajo se planteó la posibilidad de utilizarlos como trazadores de flujo de agua subterránea. Por trazador se entiende toda sustancia que permite identificar y describir el movimiento del agua subterránea, el cual puede estar presente de forma natural o ser añadido artificialmente (Castany y Margat, 1977 en Antigüedad *et al.*, 1990). Si bien, se contempla la presencia de los plaguicidas en el agua subterránea estos no forman parte de la composición natural de la misma aunque tampoco son añadidos intencionalmente, es por eso que pueden ser llamados “trazadores involuntarios”. Sustancias orgánicas como los CFC (clorofluorocarbonos) han sido utilizados como trazadores involuntarios tanto en agua superficial como subterránea (Cook *et al.*, 2003; Goody *et al.*, 2006) debido a su aumento en la concentración atmosférica durante el periodo 1950-1990 (Cook *et al.*, 2003).

Los trazadores han sido utilizados casi de manera exclusiva en el estudio de acuíferos cársticos (Antigüedad *et al.*, 1990). De acuerdo con Castany y Margat (1977), el trazado es un procedimiento experimental tendente a hacer aparente y observable el desplazamiento real del agua subterránea en un acuífero según una o varias trayectorias definidas entre un punto de inyección y uno o varios puntos de detección, por medio de un trazador que marca el agua.

Toth (2000) indicó la importancia del agua subterránea como agente geológico de carácter general. Según se empezó a reconocer la naturaleza del flujo de las aguas subterráneas en cuenca, sus propiedades, geometría y factores de control alrededor de la década de los 60's y 70's. Las dos causas fundamentales para el papel activo de las aguas subterráneas en la naturaleza son su capacidad para interactuar con el medio ambiente y la distribución espacial del flujo subterráneo; ambas tienen lugar simultáneamente y a escala espacial o temporal. Así, el flujo subterráneo tiene lugar desde la superficie hasta grandes profundidades, y desde escala de un día hasta tiempos geológicos.

De acuerdo con Tóth (2000), los parámetros que rigen el funcionamiento del agua subterránea bajo el efecto gravitacional son: clima, topografía y referente geológico, los cuales permiten la formación de tres sistemas generales de flujo: local, intermedio y regional (figura 9), en los que el tiempo de residencia del agua subterránea es de menor a mayor, respectivamente. Estos flujos presentan cada uno su zona de recarga, tránsito y descarga particular. Comparando la respuesta físico-química de un flujo local con uno regional, el último presenta mayor profundidad y distancia de recorrido lo que le permite tener mayor interacción agua-roca; por tal razón, el agua en su zona de descarga presenta mayor temperatura, menor contenido de oxígeno disuelto, mayor salinidad y pH más alcalino. Generalmente, la descarga de este tipo de sistema de flujo se manifiesta en una cuenca hidrográfica diferente a aquella donde se originó la recarga.

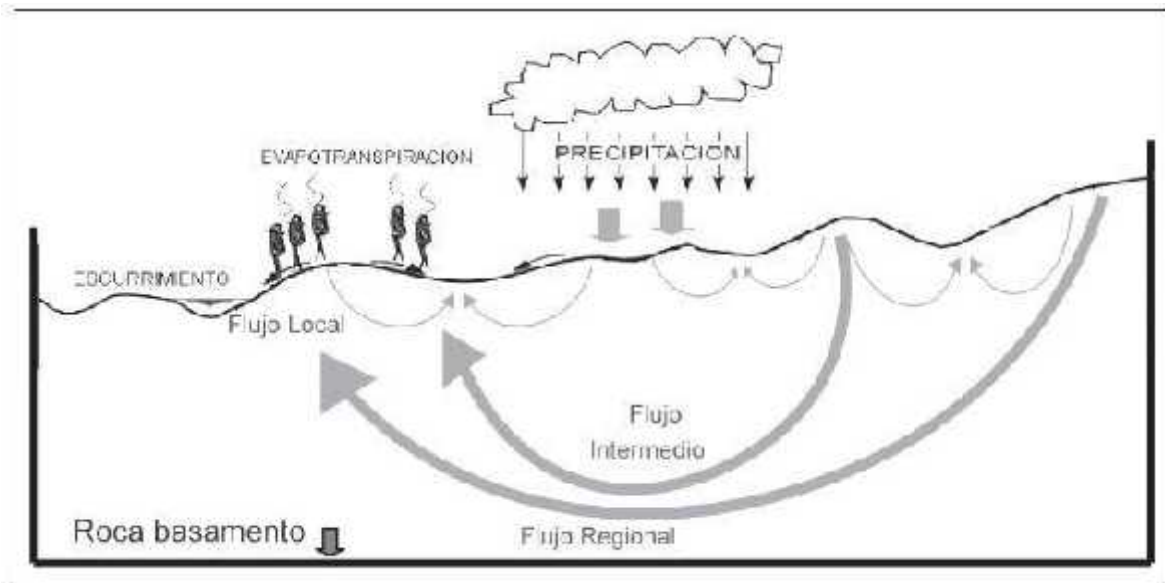


Figura 9. Tipos de flujos (Toth, 2000).

En este trabajo, los flujos de interés corresponden a los locales, es decir, aquellos que responden rápidamente a las precipitaciones.

La identificación de las direcciones de flujo subterráneo es de importancia estatal ya que el movimiento y calidad del agua es fundamental para el mantenimiento de ecosistemas ambientalmente sensibles y económicamente importantes, como los humedales costeros tropicales y subtropicales. Estos ecosistemas costeros son de los ambientes más productivos que albergan diversos hábitats biológicos y proveen muchos beneficios

económicos debido a que son reguladores hidrológicos, filtros y a que retienen contaminantes (Mitsch y Gosselink, 2000).

Los manglares son uno de los ecosistemas de humedales más productivos que mantienen una alta productividad primaria, hábitats diversos e interacciones complejas entre la hidrogeología, la biogeoquímica y la ecología (Twilley *et al.*, 1992).

Los ecosistemas que se encuentran en ambientes cársticos dependen en gran medida del agua subterránea para mantener su estructura y funcionalidad (Murray *et al.*, 2003; Eamus *et al.*, 2006).

Dada la importancia de identificar la relación hidrogeológica entre los flujos de agua subterránea y el sistema manglar en la costa este de la Península de Yucatán en este capítulo se presenta la evaluación de los resultados obtenidos mediante la aplicación de herramientas químicas, es decir, del análisis de plaguicidas en el agua subterránea y su posible relación con la identificación de los flujos subterráneos en la zona de costa y su influencia hacia los sistemas de manglar.

2.2. MÉTODOS.

2.2.1. ÁREA DE ESTUDIO.

La región costera al noreste de la Península de Yucatán consiste en una plataforma caliza plana de bajo relieve caracterizada por una cubierta de suelo mínima y una infiltración rápida de la precipitación (Back, 1985 en Moore et al, 1992). De acuerdo con la CONAGUA, en Quintana Roo la temporada de lluvia corresponde con la temporada de huracanes para el Atlántico, es decir, de junio a noviembre; por lo tanto, se supone este mismo comportamiento en esta zona. Según Back (1985) el promedio de precipitación anual es de 105 cm/año de los cuales el 85% se evapotranspira. La disolución de la roca carbonatada ha creado una topografía cárstica con presencia de cenotes ubicados generalmente a lo largo de fracturas reflejando la tendencia regional de fallas normales orientadas hacia el NNE (Weidie, 1985 en Moore et al, 1992).

De acuerdo con Ward y Hardley (1985), la roca carbonatada dentro de este terreno cárstico consiste en calizas del Pleistoceno compuestas por calcita pobre en magnesio, aragonita y una menor proporción de dolomita.

Debajo de esta área se encuentra un acuífero no confinado del Pleistoceno (Back y Hanshaw, 1970). Se identifican dos tipos de sistemas de flujos en el acuífero no confinado de esta zona costera: en medio poroso y en fracturas (Moore *et al.*, 1992). Sin embargo, de acuerdo con Beddows *et al.* (2002) se podría hablar de un tercer sistema de flujo: en conductos de disolución. La columna de agua en el acuífero se divide en tres zonas: 1) agua dulce, resultante de la infiltración de la precipitación pluvial, típicamente tiene un valor de salinidad por debajo del 5% de la del agua marina; 2) haloclina, perteneciente a agua salobre, en esta región ocurre un rápido cambio de salinidad con la profundidad, la salinidad varía de 5-95% de la del mar; y, 3) agua de mar proveniente del Mar Caribe (Moore, *et al.*, 1992).

El agua que se encuentra en el lente de agua dulce, en la zona de mezcla y en la parte superior de la capa marina fluye hacia la costa; mientras que, el agua de mar fluye hacia el interior del continente permitiendo la formación de la capa salobre (Cooper, 1959 en Moore *et al.*, 1992).

2.2.2. PUNTOS DE MUESTREO.

El área de estudio (figura 10) se ubicó al sur de la ciudad de Playa del Carmen, en la región conocida como Riviera Maya, comprendiendo cenotes, pozos y zonas de manglar como puntos de muestreo. La selección de estos sitios se realizó con base a tres criterios: 1) la presencia de un campo de golf (reconociendo que es la fuente de plaguicidas hacia el agua subterránea), 2) puntos de colecta (pozos, cenotes, manglar) próximos a este sitio, y 3) facilidad de acceso a los mismos.

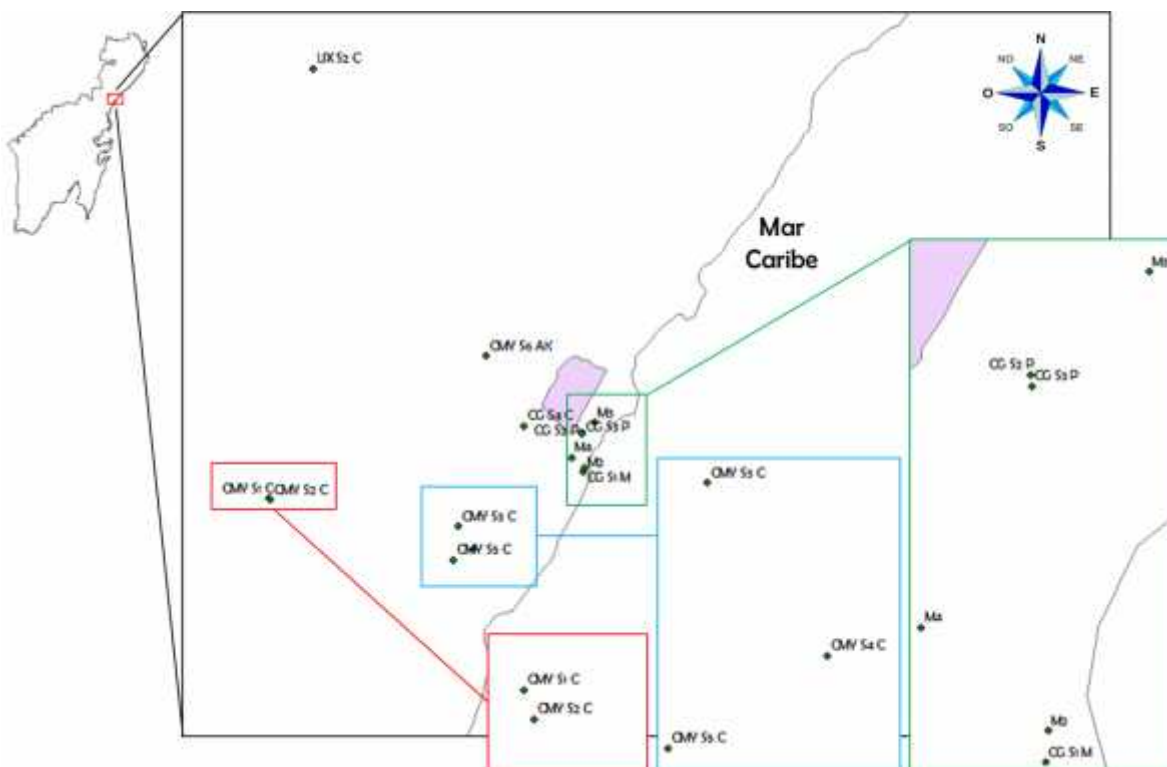


Figura 10. Ubicación de área de estudio y puntos de muestreo.

Como se observa en la figura 10 los puntos de muestreo están ubicados hacia el sur del campo de golf, esto es debido a que no se han encontrado cenotes o pozos en el norte de este sitio.

En el cuadro 2 se presenta una breve descripción de los puntos de muestreo. Las muestras correspondientes a CG y CMY fueron colectadas en sitios próximos a la localidad de Chemuyil. Sin embargo, las muestras CG fueron colectadas directamente en las inmediaciones de un campo de golf mientras que las relativas a CMY pertenecen a

puntos más cercanos a Chemuyil. Al igual que las muestras anteriores, las muestras de manglar fueron tomadas cercanas a Chemuyil pero más próximas a la costa debido a la ubicación natural de estos ecosistemas. Por último, una muestra fue colectada cercana a la localidad de Uxuxubi.

Cuadro 2. Sitios de muestreo.

Sitio	Descripción
CG	Muestras colectadas en campo de golf Riviera Maya.
CG S1 M	Sitio 1 - Manglar.
CG S2 P	Sitio 2 - Pozo profundo.
CG S3 P	Sitio 3 - Pozo profundo.
CG S4 C	Sitio 4 - Cenote.
CMY	Muestras colectadas en Chemuyil.
CMY S1 C	Sitio 1 - Cenote.
CMY S2 C	Sitio 2 - Pozo de extracción.
CMY S3 C	Sitio 3 - Cenote.
CMY S4 C	Sitio 4 - Cenote.
CMY S5 C	Sitio 5 - Cenote.
CMY S6 AK	Sitio 6 - Caverna.
M	Muestras provenientes de zonas de manglar.
M2	Manglar próximo a complejo hotelero.
M3	Manglar en Akumal.
M4	Manglar costado carretera.
UX	Muestras colectadas en Uxuxubi
UX S2 C	Sitio 2 - Cenote.

2.2.3. MUESTREO.

Las muestras de agua colectadas (Cuadro 2) comprendieron dos fuentes distintas: un primer grupo contempló muestras de agua subterránea proveniente de pozos y cenotes, mientras que otra fuente fue la relativa al agua superficial (primeros 30 cm) de la columna de agua de las zonas de manglar. El propósito de lo anterior fue poder relacionar la presencia de plaguicidas en agua del manglar con las muestras de agua del campo de golf, es decir, que los plaguicidas que se encuentran en el manglar sean consecuencia del movimiento del agua desde el campo de golf.

Para la colecta de las muestras se utilizó una botella muestreadora, una bomba peristáltica, el sistema de bombeo propio del sitio o la toma directa, dependiendo de las condiciones de los sitios de muestreo y garantizando que fuera representativa del origen.

El muestreo fue realizado durante los meses de febrero, marzo y junio. El muestreo del mes de febrero comprendió diez sitios mientras que en marzo y junio se muestrearon cinco sitios, principalmente debido a que los administrados del campo de golf no otorgaron el permiso de entrada a las instalaciones.

2.2.4. DETERMINACIONES QUÍMICAS.

En la figura 11 se presenta un esquema general de los análisis químicos realizados a la muestras de agua. Algunas determinaciones fueron realizadas *in situ* y otras en el laboratorio.

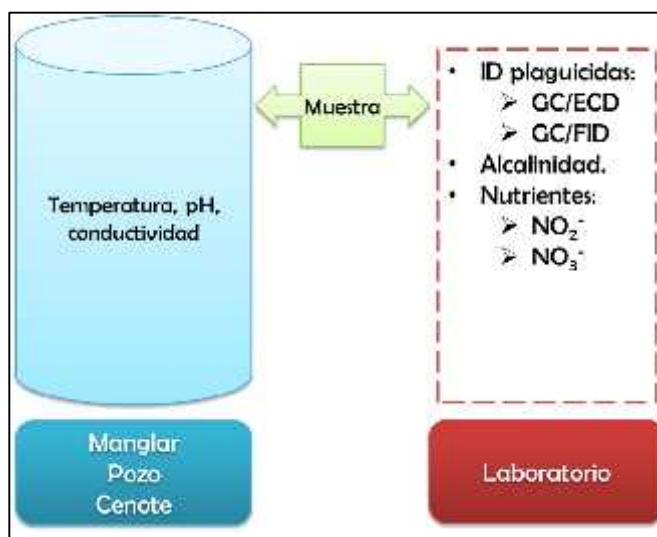


Figura 11. Diagrama de medición de parámetros en campo y laboratorio.

2.2.4.1. DETERMINACIONES RESPECTO A LAS CONDICIONES QUÍMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA.

Durante los muestreos fueron medidos *in situ* los parámetros de temperatura, pH y conductividad a partir de métodos electroquímicos por medio de una sonda multiparamétrica Conductronic PC 18. Una vez colectadas las muestras fueron

mantenidas en refrigeración (para garantizar su calidad) hasta su análisis en laboratorio, las determinaciones realizadas a éstas fueron de alcalinidad, nitritos y nitratos.

En la colecta de las muestras de agua para el análisis de alcalinidad se utilizaron botellas HDPE de 60 mL, las cuales fueron lavadas con una solución ácida al 2%. El análisis fue realizado por el método de Gran, el cual requiere de una titulación electrométrica de la muestra con un incremento progresivo en la adición de ácido sulfúrico (H_2SO_4) con una normalidad especificada (USGS, 2000), en este análisis se utilizó ácido sulfúrico al 1.6 N \pm 0.008. Para la medición de los cambios de pH se empleó un potenciómetro Accumet XL 60.

Para la colecta de las muestras de nitritos y nitratos se usaron botellas HDPE de 60 mL las cuales se sometieron al mismo procedimiento de limpieza que las utilizadas para alcalinidad. Las concentraciones de nitratos y nitritos fueron realizadas con un espectrofotómetro eXact Micro 7+.

2.2.4.2. DETERMINACIONES DE COPs COMO INDICADORES DEL FLUJO SUBTERRÁNEO.

Previo a la toma de las muestras los viales EPA (40 mL) se lavaron con cuatro solventes: 1) agua con detergente libre de fosfatos, 2) agua Milli Q, 3) alcohol y 4) acetona.

Los plaguicidas fueron analizados por cromatografía de gases. Para lo anterior, se empleó un cromatógrafo Trace GC Ultra Thermo Electron con columna capilar (0.35 mm DI x 30 m x 0.25 μ m) de sílica fundida con una fase unida químicamente a metil polisiloxano. Se utilizó nitrógeno como fase móvil con una velocidad de 25 cm/s y una temperatura de 180 °C. La temperatura del inyector fue de 250 °C, modo *splitless* utilizando un detector de captura de electrones (ECD) para los plaguicidas organoclorados y un detector iónico de flama (FID) para los plaguicidas organofosforados. Para el análisis de organoclorados, el detector se mantuvo a una temperatura de 320 °C y un flujo de N_2 a 35 mL/min. La temperatura inicial del horno fue 50 °C, con una primera rampa de 160 °C, la segunda a 275 °C y la tercera a 310 °C. Por su parte, para el análisis de organofosforados, el detector se mantuvo a una temperatura de 330 °C, y flujos de aire, H_2 y N_2 a 300 mL/min, 35 mL/min y 30 mL/min, respectivamente. La temperatura inicial del horno fue de 120 °C, con una primera rampa a 310 °C y una segunda rampa a 320 °C.

La extracción de los plaguicidas se realizó a través de la técnica de microextracción en fase sólida (SPME) utilizando para ello una fibra de polidimetilsiloxano.

La determinación de organoclorados se realizó conforme al método EPA 505. En lo concerniente a la determinación de plaguicidas organofosforados se utilizó una modificación a la técnica propuesta por Pinheiro y de Andrade (2009).

En el cuadro 3 se muestra una breve descripción de las técnicas utilizadas.

Cuadro 3. Descripción general de las técnicas para el análisis de plaguicidas.

Grupo orgánico	Técnica
Organoclorados	<ul style="list-style-type: none">) Método EPA 505 para el análisis de plaguicidas organoclorados y bifenilos policlorados en agua por microextracción y cromatografía de gases con detector de captura de electrones (GC/ECD).) Microextracción en fase sólida.) Estándar: USEPA 625/CLP Pesticides Mix (SUPELCO).
Organofosforados	<ul style="list-style-type: none">) Modificación a Pinheiro y de Andrade (2009) mediante cromatografía de gases con detector de ionización de llama (GC/FID).) Microextracción en fase sólida.) Estándar: USEPA 8270 Organophosphorus Pesticide Mix (SUPELCO).

Los analitos presentes en cada uno de los estándares se presentan en el cuadro 4.

Cuadro 4. Analitos presentes en los estándares de organoclorados y organofosforados.

EPA 625/CLP Pesticides Mix	EPA 8270 Orgaophosphorus Pesticide Mix
Aldrín	Dimetoato
-BHC	Disulfotón
-BHC	Famphur
-BHC	Paratión
Lindano	Metil paratión
Dieldrín	Forato
-Endosulfán	Sulfotep
-Endosulfán	Thionazin
Endosulfán sulfato	Tietril tiofosfato
Endrín	
Endrín aldehído	
4,4'-DDT	
Heptacloro	
Epóxido de heptacloro	

2.3. RESULTADOS.

Los muestreos se efectuaron durante los meses de febrero, marzo y junio de 2015. Los dos primeros meses corresponden a la temporada de secas mientras que junio, a la de lluvias aunque durante este mes no se presentaron precipitaciones.

En el cuadro 5 se presentan los resultados de las condiciones químicas de los sitios muestreados en febrero (cuadro 2).

Cuadro 5. Caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados en febrero 2015.

Sitio	Temperatura (°C)	Conductividad (mS/cm)	pH	Alcalinidad (ppm HCO ₃ ⁻)	Nitritos (ppm)	Nitratos (ppm)
CG S1 M	26.3	2.27	6.92	477.00	< LD*	< LD
CG S2 P	26.1	5.53	6.83	385.31	0.02	0.60
CG S3 P	26.2	5.50	6.69	362.92	0.02	0.30
CG S4 C	26.3	2.50	6.54	380.99	0.01	0.70
CMY S1 C	25.3	2.05	6.84	376.65	0.03	0.30
CMY S2 C	25.3	2.88	7.10	388.46	0.02	0.70
CMY S3 C	26.4	2.07	6.55	351.95	0.03	0.40
CMY S4 C	25.5	3.84	6.04	336.79	0.03	0.60
M2	29.2	2.52	6.71	539.63	< LD	0.80
M3	25.2	1.71	6.04	387.73	< LD	0.50

*< LD: por debajo del límite de detección.

Con respecto a la temperatura, los sitios mantuvieron cierta homogeneidad con valores cercanos a 26 °C, exceptuando el sitio M2, cuya temperatura fue aproximadamente 3 °C superior a los demás. En lo concerniente a la conductividad, las magnitudes mayores (5.5 mS/cm) correspondieron a pozos profundos y la menor (1.71 mS/cm) a manglar. El pH fluctuó entre 6 y 7, cuyos valores inferiores fueron para los sitios M3 y CMY S4 C. La alcalinidad se presentó en un rango entre 350 y 550 ppm como HCO₃⁻ siendo los valores superiores los de zonas de manglar. En lo respectivo a nitritos y nitratos en ningún momento la concentración fue mayor a 1 ppm, en general las concentraciones de nitratos fueron superiores a las de los nitritos.

Los resultados de las determinaciones químicas del mes de marzo se muestran en el cuadro 6. Se observa que la temperatura osciló entre los 24 y 27 °C. En lo concerniente a la conductividad, los valores se presentaron en una rango entre 1.82 y 3.18 mS/cm, el pH fue de 7 en todos los sitios. La alcalinidad fluctuó entre 157 y 235 ppm como HCO₃⁻. Con

respecto a los nitritos y nitratos, las concentraciones de nitritos fueron menores a las de nitratos siendo 1 ppm la máxima concentración (CMY S4 C) alcanzada correspondiente a nitratos.

Cuadro 6. Caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados en marzo 2015.

Sitio	Temperatura (°C)	Conductividad (mS/cm)	pH	Alcalinidad (ppm HCO ₃ ⁻)	Nitritos (ppm)	Nitratos (ppm)
CMY S1 C	24.7	2.10	7.32	186.22	0.02	0.60
CMY S3 C	27.1	1.84	7.57	156.89	0.03	0.40
CMY S4 C	25.1	3.18	7.13	235.20	0.03	1.00
M2			Sin agua superficial			
M3	25.0	1.82	7.4	210.16	0.09	< LD*

*< LD: Por debajo del límite de detección.

Haciendo una comparación entre los muestreos de febrero y marzo puede observarse una ligera variación en la conductividad siendo menor durante febrero para los sitios CMY S1 C y M3. Por otro lado, se presenta una variación notable en los parámetros de pH y alcalinidad encontrándose valores menores de alcalinidad para el mes marzo así como valores más altos de pH también para este mes. Estas variaciones pueden estar relacionadas con precipitaciones ocurridas previas al muestreo de marzo.

Cuadro 7. Caracterización fisicoquímica de los sitios muestreados en junio 2015.

Sitio	Temperatura (°C)	Conductividad (mS/cm)	pH	Alcalinidad (ppm HCO ₃ ⁻)	Nitritos (ppm)	Nitratos (ppm)
CMY S2 C	26.7	2.43	7.23	339.10	0.05	0.80
CMY S5 C	25.9	3.03	5.74	333.40	< LD*	0.90
CMY S6 AK	25.0	2.22	7.12	328.31	0.02	0.90
M4	18.9	8.88	6.26	612.00	< LD	1.24
UX S2 C	26.7	1.21	6.47	454.65	0.01	1.20

*< LD: Por debajo del límite de detección.

Como puede observarse en el cuadro 7, la temperatura de los sitios osciló alrededor de los 26 °C, exceptuando el sitio M4 cuya magnitud térmica fue de 18.9 °C debido a que la medición fue realizada al llegar al laboratorio y la muestra se mantuvo en refrigeración. Con respecto a la conductividad, el valor mayor (8.88 mS/cm) lo presenta el sitio M4 mientras que el menor (1.21 mS/cm) el sitio UX S2 C. El pH se presentó ligeramente ácido en algunos sitios (CMY S5 C, M2 y UX S2 C) mientras que en otros su tendencia fue hacia la neutralidad (CMY S2 C y CMY S6 AK). En lo concerniente a la alcalinidad se

nota que los tres sitios de Chemuyil los valores son muy similares (~ 300 ppm HCO₃⁻) mientras que en el sitio UX S2 C este valor alcanza las 450 HCO₃⁻ y la zona de manglar M4 aumenta al doble la magnitud encontrada para los sitios CMY. Las concentraciones de nitratos si bien continúan siendo bajas, sucede lo mismo que con la alcalinidad, es decir, los mayores registros son para los sitios M4 y UX S2 C (1.24 ppm y 1.20 ppm, respectivamente).

Del cuadro 7 también se puede advertir la inclusión de nuevos puntos de muestreo, lo anterior se realizó con el propósito de tener un mejor entendimiento del comportamiento de las direcciones del flujo subterráneo en el contexto local.

Los resultados de los análisis de los plaguicidas organoclorados en las muestras de agua no revelaron la presencia de los mismos. Y con esto no se pretende descartar la presencia de estas sustancias en el agua sino que su ausencia puede deberse a dos razones: 1) Las concentraciones eran muy bajas para poder ser detectadas con la técnica utilizada y/o 2) Los analitos eran diferentes a los contenidos en el estándar.

En lo concerniente a los plaguicidas organofosforados se detectaron tres analitos durante el periodo de muestreo, de los cuales uno pudo ser identificado: metil paratión. En el cuadro 8 se presentan los sitios donde se presentaron los analitos.

Cuadro 8. Sitios con presencia de plaguicidas organofosforados.

Sitio	Presencia plaguicidas organofosforados		
	Febrero	Marzo	Junio
CG S1 M			
CG S2 P	A1		
CG S3 P			
CG S4 C	A1		
CMY S1 C		A2	
CMY S2 C	A2		A2
CMY S3 C		A2	
CMY S4 C		A2	
CMY S5 C			A2
M2			
M3	A1	A1, A2, MP	
M4			MP
UX S2 C			A2

A1: Analito 1; A2: Analito 2; MP: Metil paratión. Celdas sombreadas: sitios muestreados.

Como puede observarse en el cuadro 8, el analito A2 es el que se encuentra con mayor frecuencia en los sitios de muestreo mientras que el analito A1 se restringe prácticamente al mes de febrero. Por otro lado, el metil paratión aparece tanto en marzo como en junio, es importante notar que el metil paratión es detectado en ambos meses en zonas de manglar.

En las figuras 12, 13 y 14 se muestran visualmente los sitios en los cuales se detectó algún analito durante el mes de febrero, marzo y junio, respectivamente.

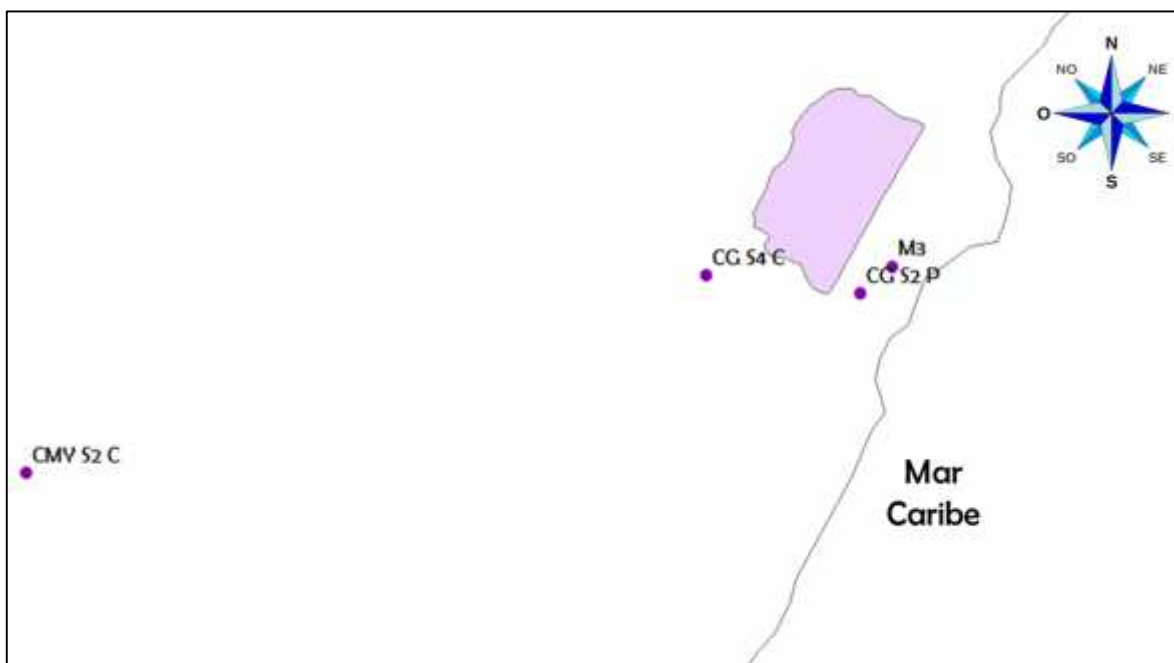


Figura 12. Sitios muestreados con analitos detectados en el mes de febrero.

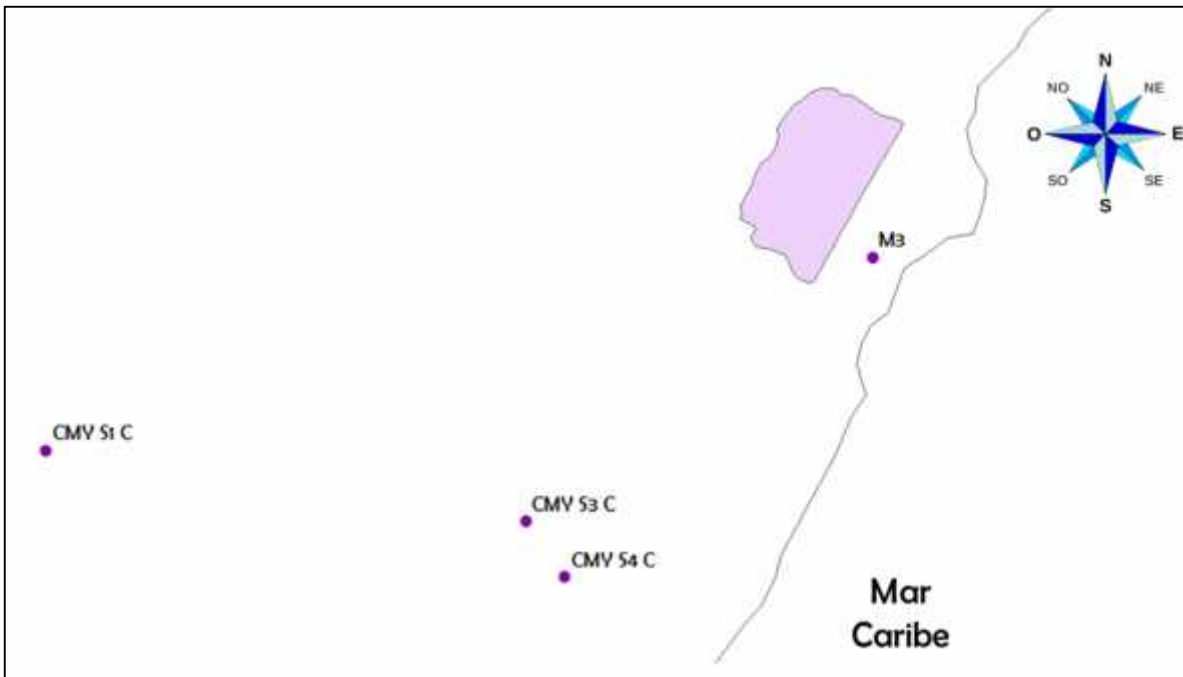


Figura 13. Sitios muestreados con analitos detectados en el mes de marzo.

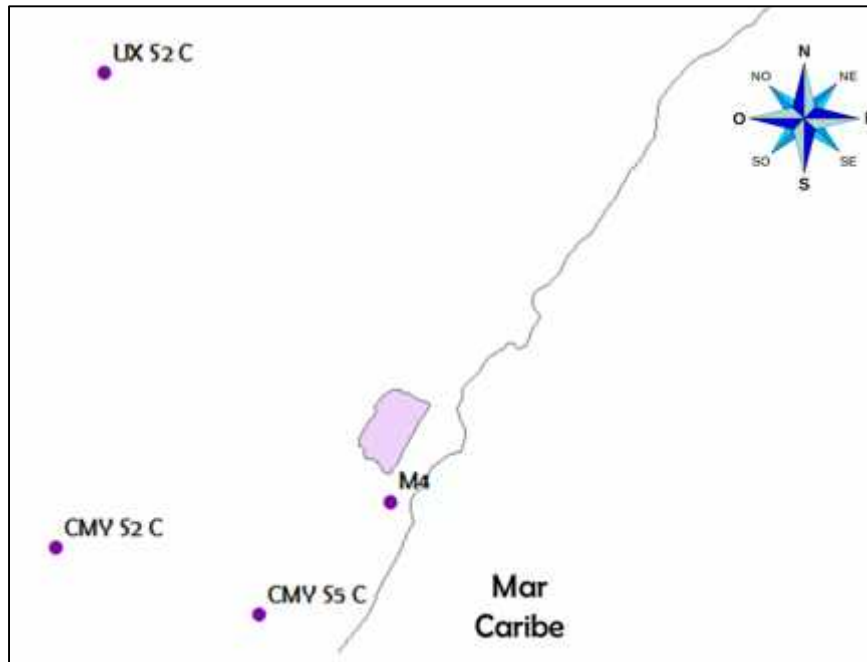


Figura 14. Sitios muestreados con analitos detectados en el mes de junio.

2.4. DISCUSIÓN.

La composición del agua subterránea está determinada por distintas variables entre las que se incluyen: la composición del agua de recarga, la composición de las rocas y las características hidrogeológicas del material geológico (Langmuir, 1997). La caracterización fisicoquímica de los puntos de muestreo se realizó para confirmar su origen subterráneo, lo cual se verificó al comparar los sitios con lo reportado para la región.

Durante el periodo de muestreo, el promedio de temperatura osciló de 25.5 – 26.2 °C lo cual es coincidente con estudios realizados en la zona por Hernández *et al.* (2011), Beddows *et al.* (2007), Stoessel *et al.* (2002) y Alcocer (1998). Particularmente, en el muestreo del mes de febrero (cuadro 5) se puede observar en los cuatro puntos del campo de golf (CG S1 M, CG S2 P, CG S3 P Y CG S4 C) una homogeneidad en los valores térmicos reflejando la conectividad entre ellos. Lo mismo ocurre para los puntos CMY S1 C, CMY S2 C Y CMY S4 C, sin embargo, como se puede notar el punto CMY S3 C presenta un registro de temperatura ligeramente superior a los tres anteriores y una posible explicación está asociada a que es un cenote abierto de pequeña dimensión, por lo cual, la energía interna no es tan alta posibilitando que la radiación solar incremente la temperatura del agua más rápido que en un cuerpo de mayor tamaño (Rolle, 2006). El sitio CMY S6 AK también presente un valor de temperatura bajo (25.0) si se compara con los demás valores del mes de junio (cuadro 7) lo cual es debido a que este sitio es una caverna.

En lo concerniente a la conductividad, el valor promedio (5.5 ms/cm) para los pozos es ligeramente menor al reportado por Beddows *et al.* (2007) para pozos cercanos a la costa en el noreste de Q. Roo cuyo valor fue de 7.32 mS/cm; sin embargo, Hernández *et al.* (2001) reportan valores de 2.97 mS/cm, lo anterior se puede relacionar con el hecho que este último autor tomó las muestras de agua de pozo en la parte superficial mientras que en este trabajo las muestras fueron obtenidas a través de un sistema de bombeo que extrae el agua desde una zona más profunda, lo cual también se refleja en el valor de la conductividad. La conductividad reportada por Hernández *et al.* (2011) para zonas de manglar en Puerto Morelos (7.32 mS/cm) es superior al promedio registrado en este trabajo (3.7 mS/cm) exceptuando el sitio M4 con una conductividad de 8.8 mS/cm. Este

dato atípico con respecto a los otros valores puede estar asociado a una obstrucción de los flujos hídricos en este sitio por infraestructura. La conductividad media de los cenotes (2.4 mS/cm) es similar a lo reportado por Cervantes *et al.* (2011). En general, el valor promedio menor de conductividad ocurrió en el mes de febrero 2015, previo a este muestreo se registraron precipitaciones ligeras pero recurrentes en la zona, con las cuales, al aumentar el contenido de agua se pudo disminuir la concentración de los iones originando menores valores de conductividad, debido a que el contenido iónico del agua de lluvia es pobre.

El rango promedio de pH para el periodo de muestreo fue de 6.6 – 7.3 guardando relación con lo encontrado para otros cenotes (6.7 – 7.9) en la Riviera Maya por Alcocer *et al.* (1998). El pH se encontró ligeramente ácido (6.6) en los meses de febrero y junio y tendió hacia la neutralidad en el marzo, lo anterior puede estar relacionado con las precipitaciones ocurridas durante marzo ya que 1) pudieron modificar el sistema carbonatos al introducir agua enriquecida en ácido carbónico teniendo en cuenta que la disolución de la calcita está acompañada con el consumo de ácido carbónico (Freeze y Cherry, 1977) o 2) producto de las mismas, CaCO_3 particulado alcanzó los cenotes y el manglar (Alcocer *et al.*, 1998).

Los valores de alcalinidad son semejantes a los reportados por Alcocer *et al.* (1998) para cenotes en la zona. Contrario a lo que ocurre con el pH, la alcalinidad es menor durante el mes de marzo, si se considera que perceptiblemente la única condición que fue diferente durante este mes fueron las precipitaciones podría atribuirse a ellas esta disminución en los valores de alcalinidad. Si bien, el pH aumentó durante este mes por lo que podría pensarse aumentaría también el valor de la alcalinidad, es necesario recordar que la alcalinidad es definida como la capacidad del agua para neutralizar ácidos (Henry y Heinke, 1999), por lo que el pH pudo haber aumentado como respuesta a la acidez del agua de lluvia y por lo tanto el poder de amortiguamiento del agua disminuir, reflejándose en una consecuente disminución de la alcalinidad.

En lo respectivo a los nitritos y nitratos, los valores son congruentes con lo reportado para otros estudios de agua subterránea en el área de estudio (Cervantes *et al.*, 2011; Alcocer *et al.*, 1998) encontrándose por debajo de los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-1994. Empero, es discordante con lo reportado por Pacheco *et al.* (2001), Graniel *et al.*

(1999) y Alcocer *et al.* (1998) ya que estos autores han encontrado altas concentraciones de nitratos cerca de la costa en la Península.

A continuación se discutirá lo concerniente a la identificación de las direcciones de flujo subterráneo a partir de la presencia de plaguicidas organoclorados y organofosforados en agua.

Como se mencionó en el apartado anterior, no se detectó en las muestras de agua la presencia de plaguicidas organoclorados. Para lo anterior se consideraron las siguientes causas (que podrían presentarse simultáneamente):

1. Suelo.

Cuando un plaguicida se introduce en el suelo, una parte de él se adhiere a las partículas de suelo (especialmente a la materia orgánica) a través de un proceso llamado adsorción, y otra parte se disuelve y se mezcla con el agua del suelo (FAO, 2000).

La mayoría de los plaguicidas, como los organoclorados, son no polares e hidrofóbicos, por lo tanto, no son muy solubles en agua y tienden a permanecer en el suelo con la materia orgánica no polar (Zacharia, 2011). Los contaminantes orgánicos hidrofóbicos se consideran de movilidad lenta en el ambiente debido a su alta tendencia a asociarse con los suelos y sedimentos (Ding y Wu, 1995). Asimismo, la presencia en el suelo de minerales arcillosos afecta al transporte de los plaguicidas, dada la alta capacidad de adsorción que estos presentan (López *et al.*, 1992).

Aunado a lo anterior, Poot (2016, datos por publicar) reporta la presencia de plaguicidas organoclorados en muestras de suelo en el área de estudio confirmando su retención en esta matriz. Vargas (2015) encuentra una situación similar para la zona cañera de Quintana Roo, identificando 4 analitos organoclorados de un total de 20 analizados en muestras de agua mientras que en muestras de suelo identifica los 20 evidenciando la tendencia de retención de los mismos en el suelo.

En la zona norte de Quintana Roo, Metcalfe *et al.* (2011) ponen de manifiesto concentraciones de dieldrín, DDD y DDT en agua en uno de los cinco sitios estudiados, lo cual asocian a nulas entradas activas de plaguicidas organoclorados.

2. Infraestructura en campo de golf.

De acuerdo con la Manifestación de Impacto Ambiental para el campo de golf, éste cuenta con un sistema de drenaje que incluye la recolección de agua con sustancias agroquímicas combinado con la protección de sus lagos artificiales (paredes y fondo) con una membrana plástica evitando así la infiltración de sustancias con potencial contaminante.

3. Dirección del flujo subterráneo.

De acuerdo con las direcciones de flujo regional señaladas en la figura 3 se observa que el flujo en la porción noreste de Quintana Roo es perpendicular a la costa; sin embargo, Metcalfe *et al.* (2011) sugieren la posibilidad para una caverna en Tulum de que la orientación de las fracturas junto con el cambio en los gradientes hidráulicos puede dirigir el agua con dirección paralela a la costa, lo anterior también podría ser una posibilidad para la zona de estudio.

Por otro lado, y a diferencia de los plaguicidas organoclorados, pudieron detectarse tres analitos de plaguicidas organofosforados durante el periodo de muestreo (cuadro 8). La detección de estos plaguicidas puede ser resultado del predominio a nivel mundial en el uso de este tipo de sustancias para combatir plagas (Freed *et al.*, 1979; Eleršek y Filipi , 2011) así como su mayor solubilidad en el agua (cuadro 9).

Cuadro 9. Solubilidad y vida media de plaguicidas organoclorados y organofosforados.

Factor	Organoclorados	Organofosforados
Solubilidad en agua a 20 – 25 °C	Bajo	Considerable
Vida media en suelo (días)	460 – 1650	0.9 – 60

Fuente: López *et al.*, 1992

El metil paratión fue el único de los analitos organofosforado que pudo ser identificado, esta sustancia es utilizada como insecticida y se considera que es metabolizada rápidamente por plantas y animales por lo que no se espera su persistencia, así mismo en el ambiente acuático es eliminado un DT₅₀ en un lapso de 2 a 22 días ya sea por su adsorción a sustancias orgánicas o por degradación microbiológica (FAO, 1997). Por lo anterior, el hecho de encontrarlo en las muestras de agua podría ser consecuencia de 1) un aporte continuo de esta sustancia al acuífero o 2) que en el medio no está presente

una matriz orgánica a la cual adherirse o microorganismos capaces de degradar esta sustancia, logrando de este modo que sea persistente en el agua subterránea.

Con respecto a su presencia como trazadores se puede observar en el cuadro 8 que en el muestreo de febrero para el analito A1 parece existir un transporte desde el campo de golf (CG S2 P y CG S4 C) hasta el punto M3 (figura 12). Podría pensarse que este analito es producto de algún plaguicida usado en el campo de golf porque en los sitios CMY, A1 no es detectado. Durante marzo se detecta la presencia nuevamente del analito A1 y de metil paratión (MP) en el sitio M3. Un punto que cabe mencionar es que debe de existir una fuente de plaguicidas distinta al campo de golf a partir de la cual se esté infiltrando A2 hacia el acuífero. Es importante mencionar que durante este mes la presencia de plaguicidas se registró en todos los sitios muestreados mientras que en el mes anterior el registro ocurrió para cuatro de 10 sitios, la posible causa de esto puede ser las precipitaciones ocurridas durante el muestreo que permitieron la infiltración de los plaguicidas hasta el agua subterránea. En junio, se advierte nuevamente la presencia de A2 y MP, incluso desde una zona más alejada de la costa (UX S2 P), nuevamente los plaguicidas se encontraron en todos los sitios que fueron muestreados aunque a diferencia del mes de marzo, en junio no se presentaron precipitaciones durante el muestreo, por lo que debe de existir otro agente que esté movilizandando estas sustancias.

De lo anterior, lo único que se puede aseverar es que está existiendo el transporte de plaguicidas desde el interior hacia la costa y por lo tanto, alcanzando zonas de manglar; sin embargo, estos resultados no permiten identificar las direcciones de flujo, es por ello que la implementación de otras herramientas, como la determinación de niveles piezométricos, pueden ser de gran utilidad en la correcto establecimiento de las direcciones de flujo subterráneo en la zona noreste de Quintana Roo.

2.5. REFERENCIAS.

- Albert, L.A., F. Bejarano, I. Martínez y A.D. Viveros Ruíz. (2015). Los plaguicidas en México y sus riesgos. *La Jornada Veracruz*, p. 8. Jalapa. Recuperado a partir de <http://www.jornadaveracruz.com.mx/wp/wp-content/uploads/2015/04/Jarocho49-web3.pdf>
- Alcocer, J., A. Lugo, L.E. Marín y E. Escobar. (1998). Hydrochemistry of waters from five cenotes and evaluation of their suitability for drinking-water supplies, northeastern Yucatan, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 6(2), 293-301. <http://doi.org/10.1007/s100400050152>
- Antigüedad, I., V. Ibarra y T. Morales. (1990). Los trazadores en la hidrogeología kárstica: Metodología de su uso e interpretación de los ensayos de trazado. *Munibe-Ciencias Naturales* (España), 41, 31-45.
- Back, W. (1985). Hydrogeology of the Yucatan. En: *Geology and hydrogeology of the Yucatan and Quaternary geology of northeastern Yucatan Peninsula*. New Orleans Geological Society, New Orleans, L.A. 160 pp.
- Back, W., y B.B. Hanshaw. (1970). Comparison of chemical hydrogeology of the carbonate peninsulas of Florida and Yucatan. *Journal of Hydrology*, 10(4), 330-368.
- Beddows, P.A., P.L. Smart, F.F. Whitaker y S.L. Smith. (2007). Decoupled fresh-saline groundwater circulation of a coastal carbonate aquifer: Spatial patterns of temperature and specific electrical conductivity. *Journal of Hydrology*, 346(1-2), 18-32. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.013>
- Beddows, P.A., P.L. Smart, F.F. Whitaker y S.L. Smith. (2002). Density stratified groundwater circulation on the Caribbean Coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Karst Frontiers. Karst Waters Institute Special Publication*, 7, 129-134.
- Cabrera, A. (1995). Herbicidas en el agua subterránea del estado de Yucatán. Memorias del I Congreso Mexicano de Toxicología. Xalapa, p.26.
- Castany, G. y J. Margat. (1977). *Dictionnaire français d'hydrogéologie*. Paris B.R.G.M. 250 p.
- Cervantes, A., M.A. Gutiérrez, T. Ihl y O. Frausto. (2011). Calidad del agua en un acuífero cástico de México. En *Retos de la Investigación del Agua en México*, Oswald, U. (ed). Red Temática del Agua del CONACYT. México. Pp. 335-340.
- Chopra, A. K., M.K. Sharma y S. Chamoli. (2011). Bioaccumulation of organochlorine pesticides in aquatic system-an overview. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173(1-4), 905-916. <http://doi.org/10.1007/s10661-010-1433-4>

- Cobos, V., R. Barrientos, J. Navarro y J. Rendón-von Osten. (2014). Plaguicidas Organoclorados: contaminantes persistentes en cenotes de Yucatán. *Biodiversidad*, 7(1), 24-27.
- Cook, P.G., G. Favreau, J.C. Dighton y S. Tickell. (2003). Determining natural groundwater influx to a tropical river using radon , chlorofluorocarbons and ionic environmental tracers. *Journal of Hydrology*, 277, 74-88. [http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00087-8](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00087-8)
- Cooper, H.H. (1959). A hypothesis concerning the dynamic balance of fresh water and salt water in a coastal aquifer. *Journal of Geophysical Research*, 64(4), 461-467.
- Ding, J., y S. Wu. (1995). Partition coefficients of organochlorine pesticides on soil and on the dissolved organic matter in water. *Chemosphere*, 30(12), 2259-2266.
- Eamus, D., y R. Froend. (2006). Groundwater-dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs. *Australian Journal of Botany*, 54(2), 91-96.
- Eleršek, T., y M. Filipi . (2011). Organophosphorus pesticides - Mechanisms of their Toxicity. En *Pesticides - The impacts of pesticides exposure*, Stoytcheva,, M. (ed). InTech, pp. 243-260.
- Disponible en: <http://www.intechopen.com/books/pesticides-the-impacts-of-pesticides-exposure/organophosphorous-pesticides-mechanisms-of-their-toxicity>
- FAO. (2000). *Evaluación de la contaminación del suelo. Manual de referencia*. Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
- Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/005/x2570s/X2570S16.htm#app9>
- FAO. (1997). *Methyl parathion*. Decision Guidande Documens Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/w5715e/w5715e03.htm>
- Freed, V. H., C.T. Chiou y D.W. Schmedding. (1979). Degradation of selected organophosphate pesticides in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 27(4), 706-708. <http://doi.org/10.1021/jf60224a023>
- Freeze, R. A., y J.A. Cherry. (1977). *Groundwater*. Prentice-Hall.
- Golf Magazine. (2003). Campos y clubes de golf en Quintana Roo, México. [Online]. Disponible en: <http://www.golfmagazine.com.mx/camposCUN.htm> [Acceso 01 diciembre 2015]
- Goody, D.C., W.G. Darling, C. Abesser y D.J. Lapworth. (2006). Using chlorofluorocarbons (CFCs) and sulphur hexafluoride (SF₆) to characterise

groundwater movement and residence time in a lowland Chalk catchment. *Journal of Hydrology*, 330, 44-52. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.04.011>

- Graniel, C. E., L.B. Morris y J.J. Carrillo-Rivera. (1999). Effects of urbanization on groundwater resources of Merida, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology*, 37(4), 303-312.
- Henry, J.G., y G.W. Heinke. (1999). *Ingeniería ambiental*. Prentice Hall, México.
- Hernández-Terrones, L., M. Rebolledo-Vieyra, M. Merino-Ibarra, M. Soto, A. Le-Cossec y E. Monroy-Ríos. (2011). Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218(1-4), 517-528. <http://doi.org/10.1007/s11270-010-0664-x>
- INEGI. (2012). *Perspectiva estadística Quintana Roo*. Distrito Federal: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Konda, L. N. (2002). Investigation of sorption behavior of organic pesticides on soil. Tesis de doctorado. Szent István University. Gödöllő. 101 p.
- Langmuir, D. (1997). *Aqueous Environmental Geochemistry*. New Jersey: Prentice Hall.
- López, J.A., C. Martínez, L. Moreno y P. Navarrete. (1992). Movimiento de los plaguicidas hacia las aguas subterráneas. En *Las aguas subterráneas y los plaguicidas*, Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. pp. 34-55.
- Metcalf, C. D., P.A. Beddows, G. Gold-Bouchot, T.L. Metcalfe, H. Li y H. Van Lavieren. (2011). Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution*, 159(4), 991-997. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.031>
- Mexican Caribbean Golf Course Association. Campos de Golf. [Online]. Disponible en: <http://www.playgolf.mx/es/campos-de-golf/#.Von0ABXhDIU> [Acceso 01 diciembre 2015]
- Mitsch, W., y J. Gosselink. (2000). *Wetlands*. 3rd ed. VanNostrand Reinhold Co., New York. 920 pp.
- Moore, Y., R. Stoessell y D. Easley. (1992). Fresh-water sea-water relationship within a groundwater-flow system, northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *Ground Water*, 30(3), 343-350.
- Pacheco, J., L.E. Marín, A. Cabrera, B. Steinich y O. Escolero. (2001). Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatan, Mexico. *Environmental Geology*, 40(6), 708-715.

- Polanco, A.G., J. Navarro, J. Solorio, G. Mena, J. Marrufo y T. Del Valls Casillas. (2014). Contamination by organochlorine pesticides in the aquifer of the Ring of Cenotes in Yucatán, México. *Water and Environment Journal*, 29(1), 140-150. <http://doi.org/10.1111/wej.12080>
- Poot, L. (2016). *Evaluación del proceso de sorción en suelo de plaguicidas utilizados para el mantenimiento de un campo de golf en la Riviera Maya, Quintana Roo* (Tesis de Maestría no publicada). Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- Rolle, K.C. (2006). *Termodinámica* (Sexta Edición). Prentice Hall.
- Stoessell, R., J. Coke y D. Easley, D. (2002). Localized thermal anomalies in haloclines of coastal Yucatan Sinkholes. *Ground Water*, 40(4), 416-424.
- Tóth, J. (2000), Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones. *Boletín Geológico y Minero*, Vol. 111 (4), 9–26.
- Twilley, R.R., R.H. Chen y T. Hargis. (1992). Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64(1-2), 265-288.
- USGS. (2000) Interagency Field Manual for the Collection of Water-Quality Data. Ed. Lurry, Dee and Christine Kolbe.[Online] Disponible en: http://pubs.usgs.gov/of/2000/ofr00-213/pdf/ofr00-213_eng_v2.pdf [Acceso 01 septiembre 2014]
- Vargas, A. (2015). Impacto de compuestos orgánicos persistentes (COP's) en la zona sur del acuífero de Quintana Roo, México. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica de Yucatán. México. 84 p.
- Wania, F., y D. Mackay. (1996). Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology*, 30(9), 390-396.
- Ward, W.C., y R.B. Halley. (1985). Dolomitization in a mixing zone of near-seawater composition, late Pleistocene, northeastern Yucatan Peninsula. *Journal of Sedimentary Research*, 55(3).
- Weidie, A. (1985). Geology of the Yucatan Platform. En: *Geology and hydrogeology of the Yucatan and Quaternary geology of northeastern Yucatan Peninsula*. New Orleans Geological Society, New Orleans, L.A. 160 pp.
- Zacharia, J. (2011). Identity, Physical and Chemical Properties of Pesticides, Pesticides in the Modern World - *Trends in Pesticides Analysis*, Dr. Margarita Stoytcheva (Ed.), ISBN: 978-953-307-437-5, InTech, DOI: 10.5772/17513.

CAPITULO III. DIRECCIÓN DE FLUJO SUBTERRÁNEO POR CARGAS HIDRÁULICAS.

3.1. INTRODUCCIÓN.

El terreno cárstico representa entre un 7 y 12% de la superficie continental del planeta (Drew, 1999 en Escolero, 2002), abarcando grandes proporciones en Europa, Asia, América del Norte y América Central; y menores dimensiones en Sudamérica, Australia y África (van Beynen, 2011).

El karst es un paisaje creado por la disolución de las rocas carbonatadas (van Beynen, 2011), comúnmente caliza, dolomita y yeso (Zhou y Beck, 2011), por lo tanto, el agua y su participación en el proceso de disolución es el factor más significativo en el proceso de creación del karst (van Beynen, 2011). La disolución de la roca conlleva a la creación de conductos por donde fluye el agua, y es la presencia de los mismos que hace a los acuíferos cársticos difíciles de estudiar debido a su alto grado de heterogeneidad con respecto a los caudales dentro de la roca (van Beynen, 2011).

Debido a que las rocas carbonatas son afectadas potencialmente por fracturamiento y disolución, el flujo de agua subterránea en un terreno carbonatado es típicamente una combinación de flujo difuso, flujo en fracturas y en conductos (Quinn *et al.*, 2006).

Se han realizado diversos trabajos para identificar las direcciones de flujo en la Península de Yucatán (Figura 3, Capítulo I). Steinich y Marín (1997) realizaron estudios de niveles piezométricos y de resistividad azimuthal para determinar direcciones de flujo en la parte noroeste del acuífero de la Península de Yucatán encontrando variabilidad en los niveles piezométricos de una temporada a otra para una parte del acuífero estudiado resultando en el posible cambio de dirección de las direcciones de flujo y confirmando que el anillo de cenotes actúa como una barrera de flujo.

Para el estado de Yucatán, González-Herrera *et al.* (2002) realizaron un estudio de modelación de las direcciones de flujo en la porción del acuífero de Yucatán, demostrando que la Sierrita de Ticul actúa como un parteaguas y que los niveles piezométricos disminuyen hacia el noreste. Aunado a ello identificaron que la dinámica del sistema de flujo regional no ha sido alterada a pesar de las acciones de extracción, lo anterior asociado a que el volumen extraído es pequeño comparado con la recarga del acuífero, y

a una elevada conductividad hidráulica reflejada en un gradiente hidráulico pequeño que varía entre 7 y 10 mm en la porción norte de la Península de Yucatán (Marín *et al.*, 1990).

Por otro lado, en el estado de Quintana Roo, Moore *et al.* (1992) indican una dirección sur del flujo hacia la costa a partir de pozos ubicados en CALICA, esta dirección fue determinada con medidas del nivel freático.

En este proyecto se realizó la medición de niveles piezométricos para identificar las direcciones de flujo en el área de estudio mencionada en el capítulo anterior. La determinación de niveles piezométricos es necesaria para conocer las direcciones de movimiento del flujo subterráneo, ya que el agua se desplaza desde zonas de mayor energía hacia zonas de menor energía como se aprecia en la figura 15.

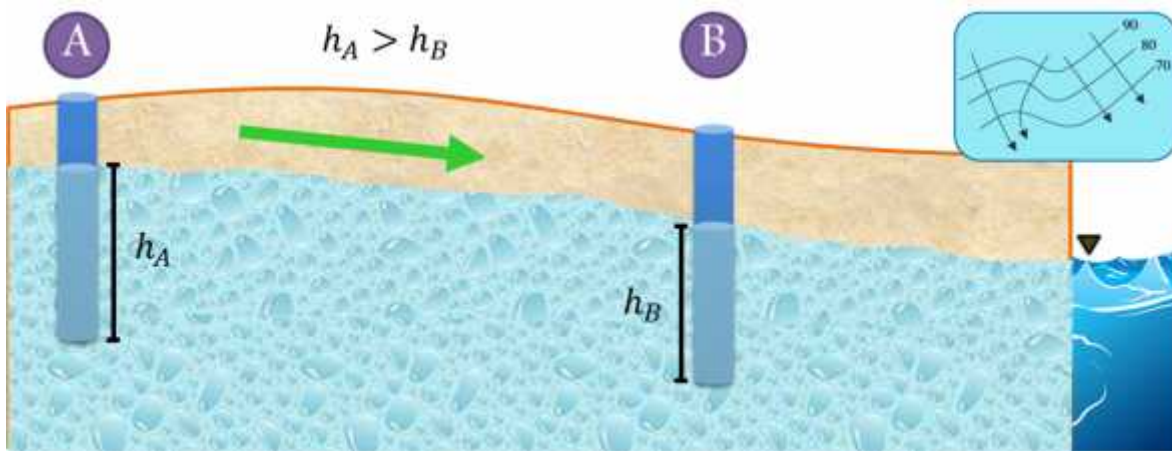


Figura 15. Diagrama del movimiento del flujo subterráneo desde zonas de mayor energía hacia zonas de menor energía.

Lo anterior fue demostrado por Darcy (1856) en sus experimentos en columnas de arena donde establece que el movimiento del agua a través de un medio poroso es directamente proporcional al cambio en el nivel de agua entre dos puntos e inversamente proporcional a la distancia que existe entre los mismos.

La ley de Darcy puede expresarse matemáticamente como se señala en la ecuación 1:

$$\frac{Q}{A} = q = \frac{-K(h_1 - h_2)}{l} = -K \frac{\partial h}{\partial} \quad (1)$$

Donde q representa el flujo volumétrico (Q) por unidad de área superficial (A); K es una constante de proporcionalidad que depende del material geológico; $h_1 - h_2/l$ representa

el cambio en la elevación en el nivel del agua a una distancia determinada; y, $\frac{dh}{d}$ el gradiente hidráulico.

En la zona noreste de la Península de Yucatán, el lente de agua dulce es caracterizado por bajos gradientes hidráulicos (Back y Hanshaw, 1970; Moore et al, 1992). Por lo tanto, la determinación de los niveles freáticos y las direcciones de flujo subterráneo requieren una referencia precisa de los puntos de medición al nivel medio del mar (Bauer-Gottwein et al., 2011).

El objetivo del presente capítulo es evaluar la dirección de flujo subterráneo verificando la hidrodinámica de la columna de agua por medio de los niveles piezométricos, para ello se asumió que la zona de estudio puede ser vista como: a) un volumen elemental representativo (VER) y b) comportamiento como continuo.

En rocas fracturadas, las discontinuidades encontradas son consideradas como las vías principales de flujo considerando a los bloques de roca como impermeables. Es por esto, que el flujo de fluidos en rocas fracturadas puede tratarse a partir de dos enfoques: continuo o discontinuo. Desde el punto de vista del enfoque continuo, se asume que la masa fracturada es hidráulicamente equivalente al medio poroso. Por otro lado, en el enfoque discontinuo el flujo debe ser descrito en relación a las fracturas individuales o a un conjunto de fracturas (Domenico y Schwartz, 1990). Worthinton et al. (2000) reportan para el sistema Nohoch Nah Chich (red de cavernas localizada en Tulum) una porosidad de 17% para la matriz, de 0.1% para las fracturas y de 0.5% para los conductos de disolución, de ahí que el 96.6% del agua se encuentra almacenada en la fracción intergranular de la roca. Derivado de lo anterior, se asumirá un enfoque continuo en el área de estudio.

Darcy, con su experimento de flujo en columnas de arena, buscó la muestra más pequeña posible que presentaba un nivel aceptable de homogeneidad (enfoque macroscópico o continuo). En este sentido, es conveniente introducir un volumen de control macroscópico que sea grande con respecto a los poros individuales pero pequeño con respecto al espacio dentro del cual las variaciones significativas de las propiedades macroscópicas pueden ser anticipadas. Bear (1972) definió este límite como el volumen elemental representativo, es decir, un volumen de tamaño suficiente de tal manera que no existan variaciones estadísticas significativas en el valor de una propiedad en particular con el tamaño del elemento. El enfoque continuo se restringe al régimen macroscópico en donde

las propiedades son sólo función de la posición, definido por algún sistema de coordenadas apropiado, y por el tiempo y no varía con el tamaño del campo (Domenico y Schwartz, 1990).

Para la medición de los niveles piezométricos se establecieron las siguientes condiciones:

1. Enfoque continuo:
 - a. Homogéneo. No se consideran heterogeneidades en la roca en la zona saturada, por lo que puede ser vista como un medio poroso.
 - b. Nivel estático no dinámico. González-Herrera *et al.* (2002) reportan en un estudio realizado en el acuífero concerniente al estado de Yucatán la inmediata estabilización del nivel freático durante pruebas de bombeo.
 - c. Matriz saturada de agua.
2. Área de estudio puede ser considerada como un VER.

3.2. MÉTODOS.

3.2.1. PUNTOS DE MUESTREO.

Los puntos de muestreo (figura 16, cuadro 10) comprendieron un pozo, una zona cercana a al cenote CMY S4 C y dos zonas de manglar dentro el área de estudio indicada en el capítulo anterior.

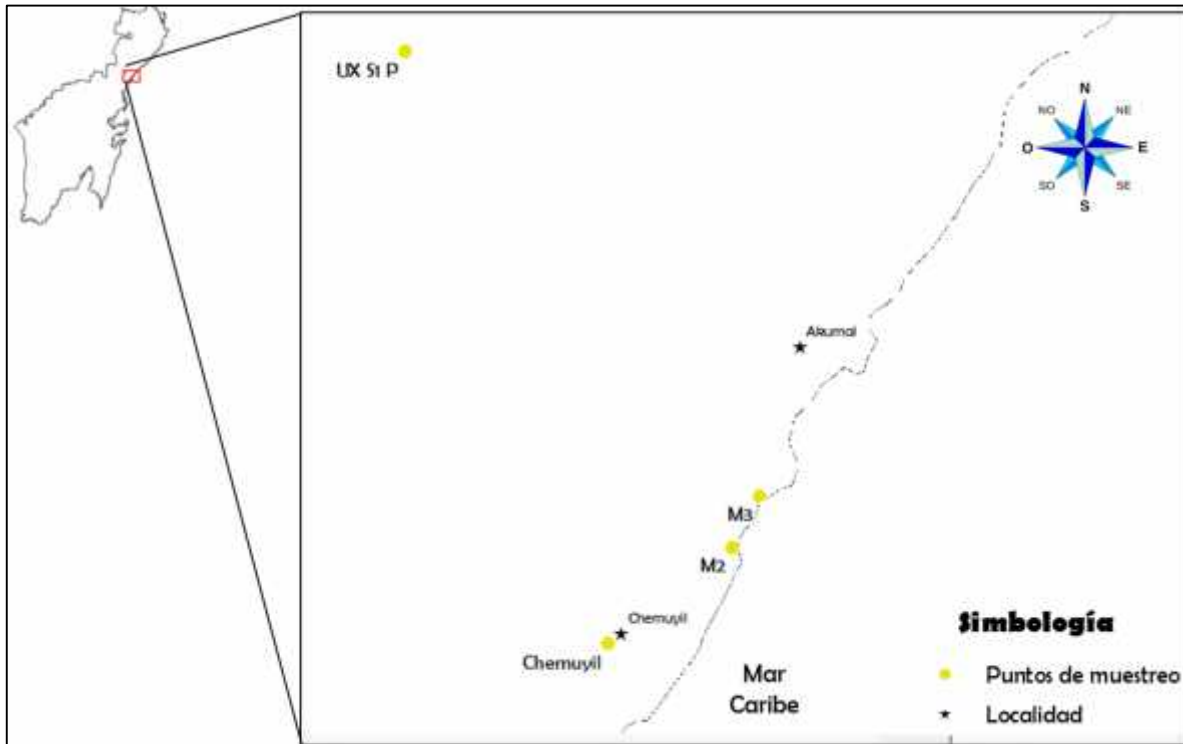


Figura 16. Puntos de muestreo para obtención de cargas hidráulicas.

Cuadro 10. Descripción sitios de muestreo.

Sitio	Descripción
Chemuyil	Punto ubicado en la cancha de la localidad debido a que es un espacio despejado, la proximidad con el punto CMY S4 C (~150 m) permitió considerar la profundidad al nivel freático de este último punto semejante a la de Chemuyil.
M2	Manglar próximo a complejo hotelero.
M3	Manglar en Akumal.
UX S1 P	Uxuxubi Sitio 1 - Pozo.

3.2.2. OBTENCIÓN DE CARGAS HIDRÁULICAS.

La determinación de carga hidráulicas se llevó a cabo considerando los puntos de muestreo como piezómetros. Un piezómetro (figura 17) es un tubo usado para medir

elevaciones del nivel de agua en situaciones de campo, abierto en los extremos superior e inferior para poder realizar las mediciones y facilitar la entrada de agua, respectivamente (Domenico y Schwartz, 1990).

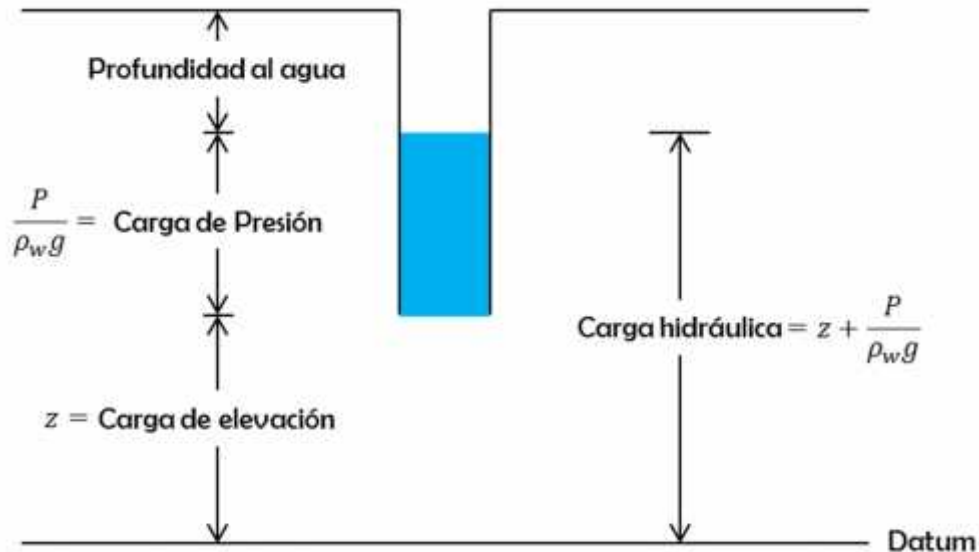


Figura 17. Diagrama de cargas piezométrico. Modificado de Domenico y Schwartz, 1990.

Las cargas de elevación, presión e hidráulica mostradas en la figura 17 pueden ser explicadas en términos de la ecuación de Bernoulli (ecuación 2). Esta ecuación establece que, bajo condiciones de flujo constante, la energía total de un fluido incompresible es constante en cualquier punto a lo largo de una trayectoria de flujo en un sistema cerrado:

$$z + \frac{P}{\rho_w g} + \frac{v^2}{2g} = c \quad (2)$$

donde g es la aceleración debida a la gravedad, z es la elevación de la base del piezómetro, P es la presión ejercida por la columna de agua, ρ_w es la densidad del fluido y v es la velocidad. El término z en la ecuación de Bernoulli es la carga de elevación y representa la elevación en la base del piezómetro; $P/\rho_w g$, representa la longitud de la columna de agua, y el término $v^2/2g$, es la energía cinética. Debido a que la velocidad del agua subterránea es lenta, este valor es ignorado, de modo que la suma de los primeros dos términos representa la carga total h en el sistema (Domenico y Schwartz, 1990):

$$h = z + \frac{P}{\rho_w g} \quad (3)$$

De la figura 17 se puede inferir que la carga hidráulica h también puede obtenerse como resultado de la diferencia entre la elevación en superficie de un punto y la distancia que hacia el nivel freático y es así como se determinaron las cargas hidráulicas en este trabajo de investigación.

La medición de la elevación del punto de interés en superficie se realizó con un GPS Diferencial (DGPS) marca Trimble R4-Model 3, particularmente para el punto Chemuyil se utilizó una Estación Total marca Trimble 5000-series con el propósito de determinar el desnivel de este punto con respecto al punto CMY S4 C, cabe destacar que el GPS diferencial necesita un área despejada (~30 m) para poder obtener una lectura confiable. Por otro lado, la distancia al manto freático se midió con una sonda piezométrica marca Solinst, la cual emitía una señal luminosa y sonora cuando el electrodo entraba en contacto con el agua y se medía directamente la distancia con la con la cinta graduada a la que éste se encontraba unido.

Para el caso particular de las zonas de manglar el nivel de elevación en superficie se consideró como la carga hidráulica ya que la profundidad de la columna de agua en estos sitios coincidía con el punto donde fue ubicado el GPS diferencial.

3.2.3. TRAZADO DE ISOLÍNEAS.

Con las cargas hidráulicas estimadas, se prosiguió al trazado de isolíneas de carga hidráulica. Las isolíneas son las curvas de nivel de la superficie piezométrica, es decir, las líneas de igual elevación del nivel freático.

Lo anterior, se realizó con el software ArcMap 9.2 usando la herramienta *Spatial Analyst* y el método de interpolación de distancia inversa ponderada (IDW) que estima los valores de las celdas calculando promedios de los valores de los puntos de datos de muestra en la vecindad de cada celda de procesamiento. Cuanto más cerca está un punto del centro de la celda que se está estimando, más influencia o peso tendrá en el proceso de cálculo del promedio.

3.2.4. PERFILES VERTICALES DE CONDUCTIVIDAD.

Aunado a lo anterior, se obtuvieron datos para la realización de perfiles verticales de conductividad para poder determinar el espesor del lente de agua dulce en la zona de estudio.

3.3. RESULTADOS.

En el cuadro 11 se presentan las altitudes de los sitios registradas con el GPS diferencial, como se puede observar, el punto UX S1 P (cuadro 11, figura 16) es el más lejano a la costa de los cuatro puntos considerados, sin embargo su altitud es menor al punto Chemuyil, que se encuentra más próximo a la costa; lo anterior genera incertidumbre debido a que la elevación se incrementa hacia el centro de la Península y disminuye hacia la costa, como se observa en la figura 18.

Cuadro 11. Altitud y distancia a la costa sitios de muestreo.

Punto	Altitud (m.s.n.m)		
	DGPS	MDE INEGI	GPS
UX S1 P	9.31	29.00	21.00
Chemuyil	13.00	10.00	-
M2	2.87	1.00	-
M3	1.76	3.00	-

Es por ello, que se compararon los valores obtenidos con el GPS diferencial con el Modelo Digital de Elevación del INEGI (Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0) y con el GPS de mano, Si bien existen diferencias entre los valores de altitud dependiendo de la fuente, se notan que las mismas no son tan grandes para los puntos Chemuyil, M2 y M3 entre el DGPS y el MDE; sin embargo, para el punto UX S1 P, hay una discrepancia considerable entre las fuentes.

Considerando lo expuesto, el cálculo de las cargas hidráulicas se realizó considerando dos valores de altitud del punto UX S1 P utilizando como fuente tanto el GPS diferencial como el GPS de mano.

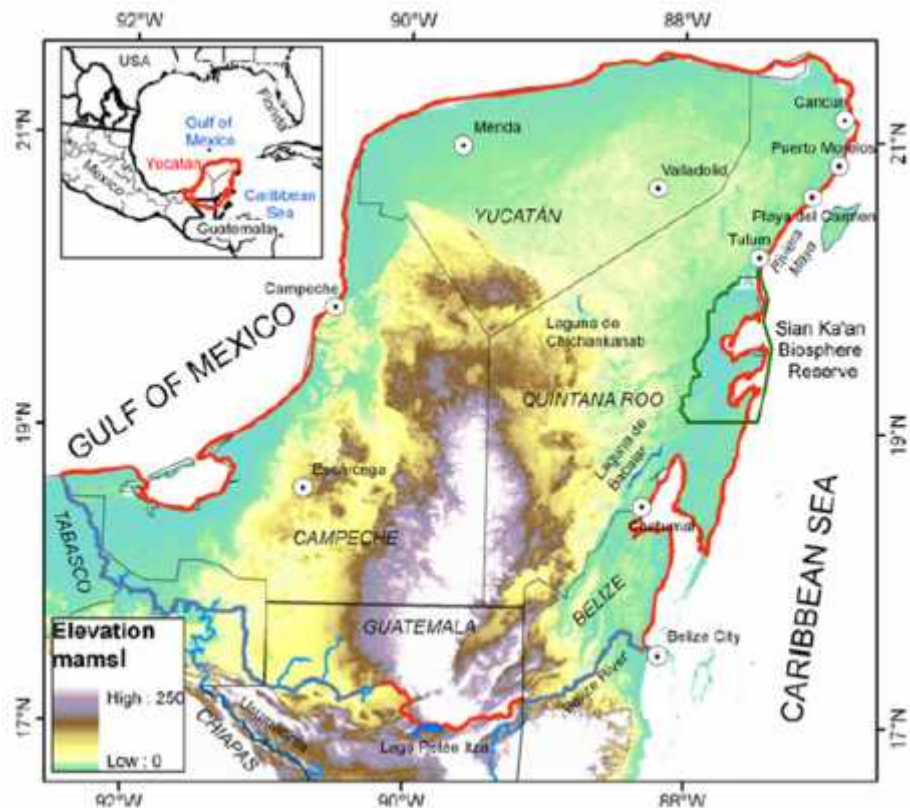


Figura 18. Mapa topográfico de la Península de Yucatán. Fuente: Bauer-Gottwein *et al.* (2011)

En el cuadro 12 (y figura 19) se presentan las cargas hidráulicas para los sitios de muestreo (cuadro 11) obtenidas a partir de los datos de elevación con el DGPS y la profundidad al nivel freático. En la figura 20 se observan también las cargas hidráulicas considerando su distancia a la costa, lo cual permite una mejor visualización de la disminución de las mismas conforme la distancia a la costa se reduce.

Cuadro 12. Cargas hidráulicas de los puntos de muestreo (DGPS).

Punto	Elevación (m.s.n.m.)	Profundidad a nivel freático	Carga hidráulica (m.s.n.m.)	Consideraciones
UX S1 P	9.31	5.70	3.61	Zona saturada: medio continuo.
Chemuyil	13.00	9.50	3.50	
M2	2.87		2.87	Nivel estático.
M3	1.76		1.76	

A partir de las cargas hidráulicas presentadas en el cuadro 11 se observa el descenso de las mismas conforme la distancia a la costa disminuye. Es interesante notar que entre los puntos UX S1 P y Chemuyil la disminución de la carga es de apenas 10 cm mientras que la disminución entre los sitios Chemuyil, M2 y M3 oscila entre 0.6 m y 1.7 m. Lo anterior,

se refleja en la disparidad de los gradientes hidráulicos (cuadro 13) calculados para estos puntos ya que varían desde 9 mm/km (UX S1 P - Chemuyil) hasta 1 m/km (M2 – M3).

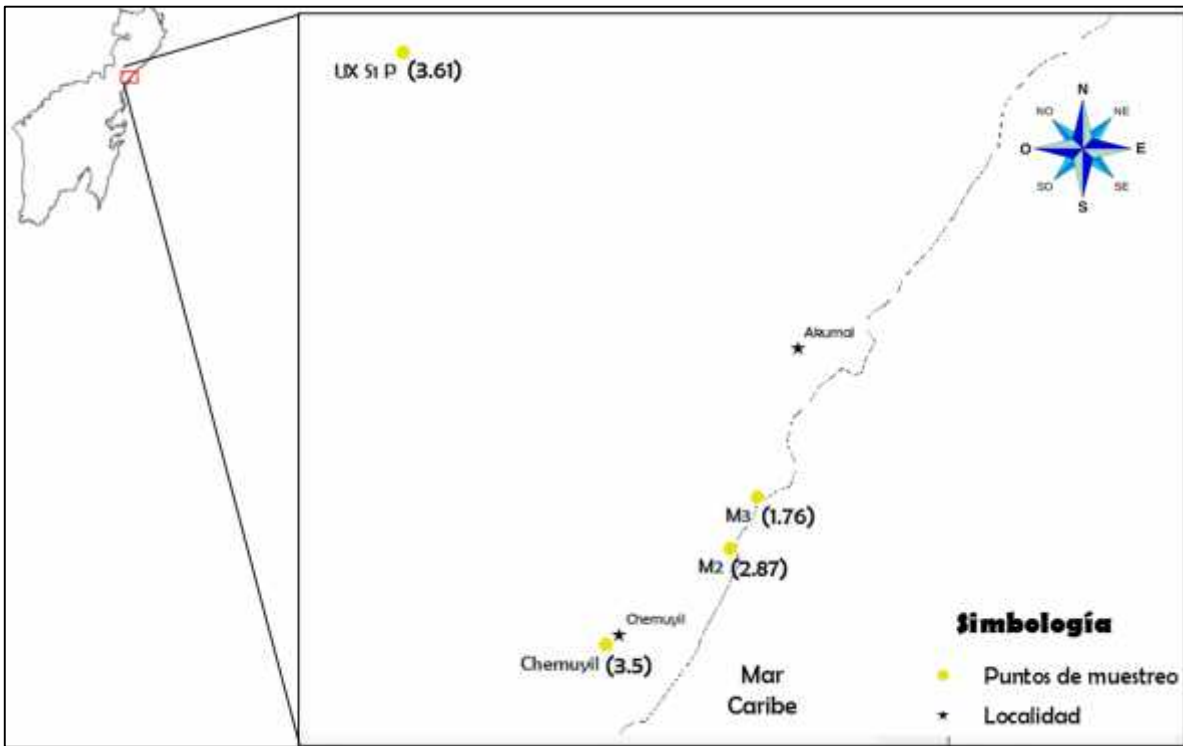


Figura 19. Cargas hidráulicas puntos de muestreo (con base en DGPS).

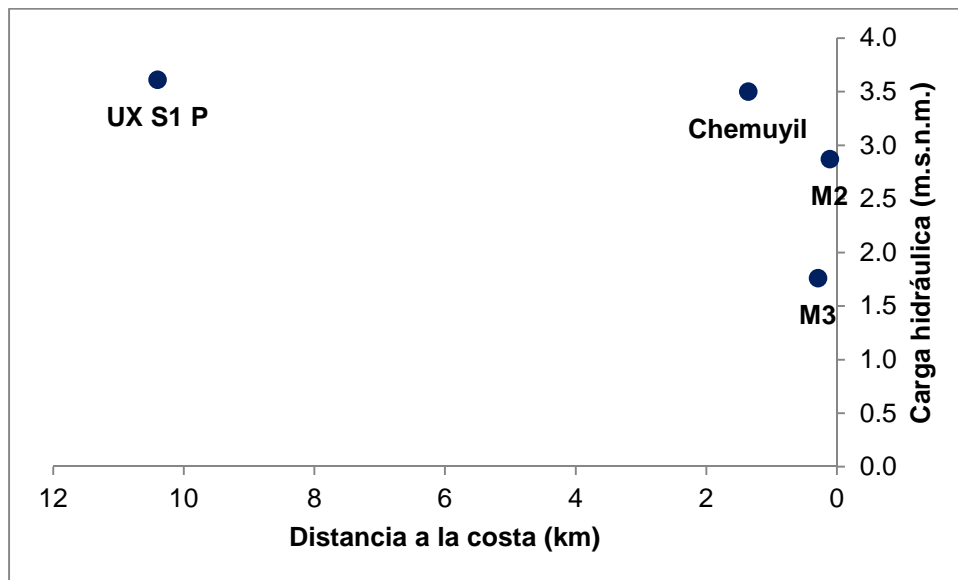


Figura 20. Vista en transecto de las cargas hidráulicas de los puntos de muestreo (con base en DGPS).

Cuadro 13. Gradientes hidráulicos puntos de muestreo (con base en altitud obtenida con DGPS).

Punto 1	Punto 2	Distancia (km)	h (m)	Gradiente (m/km)
UX S1 P	Chemuyil	12.30	0.11	0.009
UX S1 P	M2	11.50	0.74	0.06
UX S1 P	M3	11.00	1.85	0.17
Chemuyil	M2	3.00	0.63	0.21
Chemuyil	M3	4.20	1.74	0.41
M2	M3	1.10	1.11	1.00

En la figura 21 se presenta el mapa de isolíneas para el área de estudio, las flechas amarillas indican la dirección del flujo del agua subterránea. Se observa que el flujo ocurre en dos direcciones; 1) en dirección sureste desde el sitio UX S1 P hacia la costa y 2) con dirección noreste desde el sitio Chemuyil hacia los sitios M2 y M3

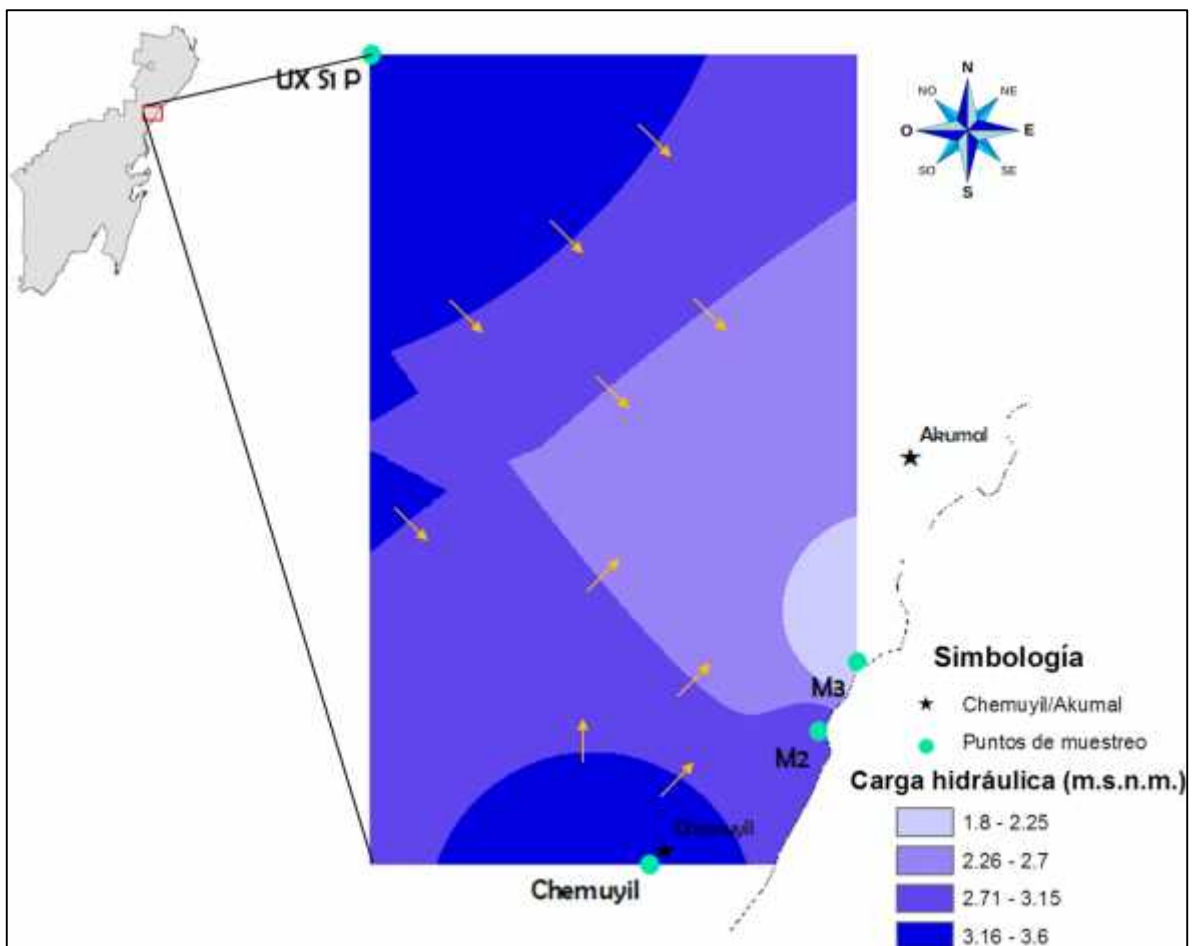


Figura 21. Mapa de isolíneas de carga hidráulica en la zona de estudio con base en DGPS.

Si se considera ahora la altitud del sitio UX S1 P de 21 m, la carga hidráulica sería de 15.3 m.s.n.m. siendo significativamente mayor (11.61 m) que la considerada en el cuadro 13. En la figura 22 se presentan gráficamente las cargas hidráulicas de los sitios con respecto a su distancia a la costa y se nota el pronunciado gradiente hidráulico que existe desde el punto UX S1 P si se compara con los otros tres puntos de muestreo. El gradiente hidráulico se ve alterado como se presenta en el cuadro 14, reflejándose en un decremento en la carga hidráulica de aproximadamente 1 m por kilómetro.

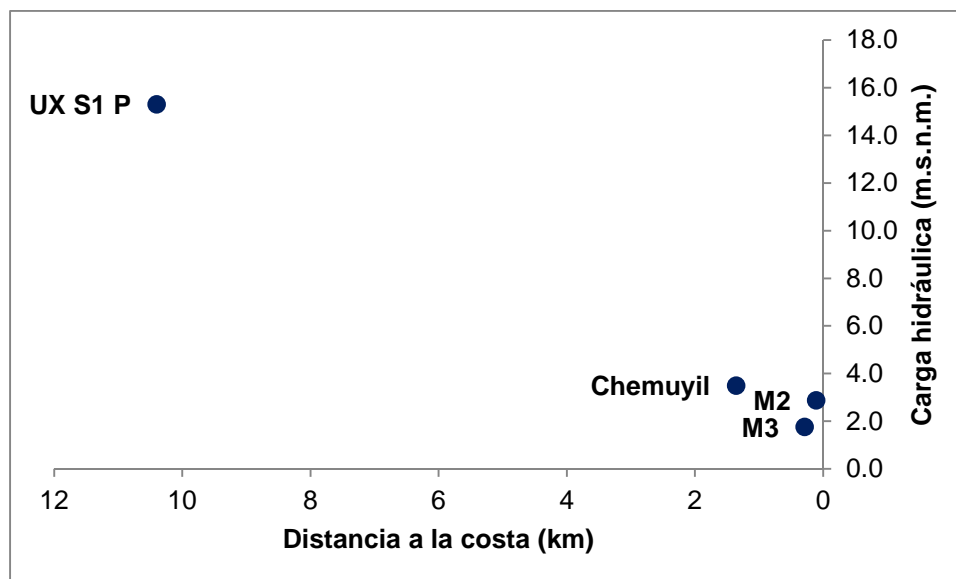


Figura 22. Vista en transecto de las cargas hidráulicas considerando UX S1 P con una altitud de 21 m.

Cuadro 14. Gradientes hidráulicos puntos de muestreo considerando UX S1 P con una altitud de 21 m.

Punto 1	Punto 2	Distancia (km)	h (m)	Gradiente (m/km)
UX S1 P	Chemuyil	12.30	11.80	0.96
UX S1 P	M2	11.50	12.43	1.08
UX S1 P	M3	11.00	13.54	1.23
Chemuyil	M2	3.00	0.63	0.21
Chemuyil	M3	4.20	1.74	0.41
M2	M3	1.10	1.11	1.00

En la figura 23 se presenta el mapa de isolíneas de carga hidráulica considerando la de UX S1 P como 15.3 m.s.n.m. Al igual que en el mapa anterior de la superficie potenciométrica se identifican dos direcciones de flujo: 1) con dirección sureste desde el sitio UX S1 P hacia la costa y 2) con dirección noreste desde el sitio Chemuyil hacia los

puntos M2 y M3, la diferencia particular radica en la consideración de un mayor número de isolíneas debido a la mayor carga hidráulica que se tiene para UX S1 P.

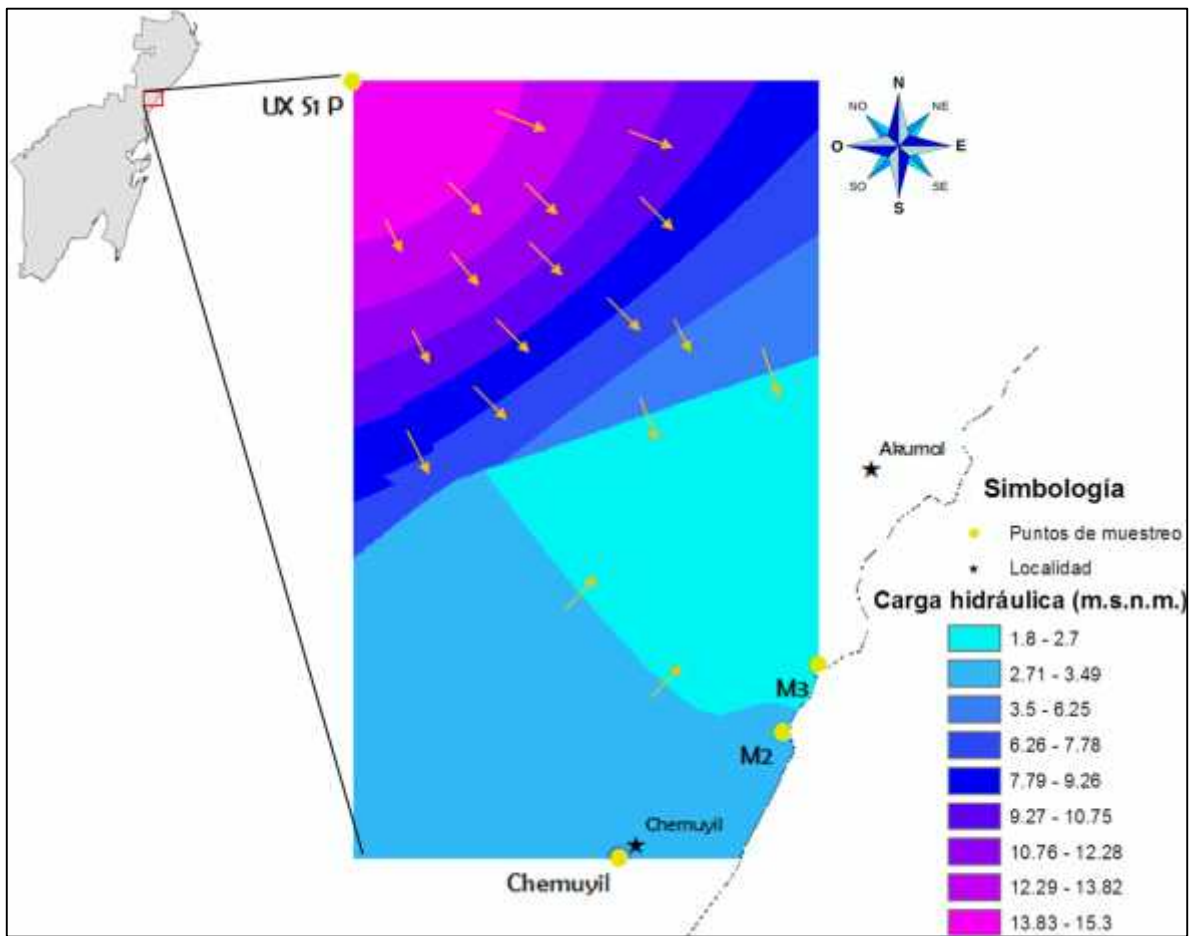


Figura 23. Mapa de isolíneas de carga hidráulica considerando UX S1 P con altitud de 21 m.

En la figura 24 se observa un esquema con los perfiles de conductividad de los sitios CG S4 C, CMY S2 C, y UX S1 P. El sitio CG S4 C es poco profundo (~1.20 m) y la conductividad oscila de 2 – 3 mS/cm. Los sitios de mayor profundidad corresponden a los sitios UX S1 P y CMY S2 C con 38 m y 22.7 m, respectivamente. Para el punto CMY S2 C se observa que en los primeros 17 m la conductividad es constante (3 mS/cm) alcanzando una conductividad >50 mS/cm en sólo 5 m. De la misma manera en UX S1 P, la conductividad permanece constante en los primeros 23 m observándose el cambio en el valor de la conductividad de 5 a 20 mS/cm lo cual marca el punto de mezcla o la haloclina después de esta profundidad, se detectó una conductividad >50 mS/cm a los 27 m, lo cual puede relacionarse con agua marina.

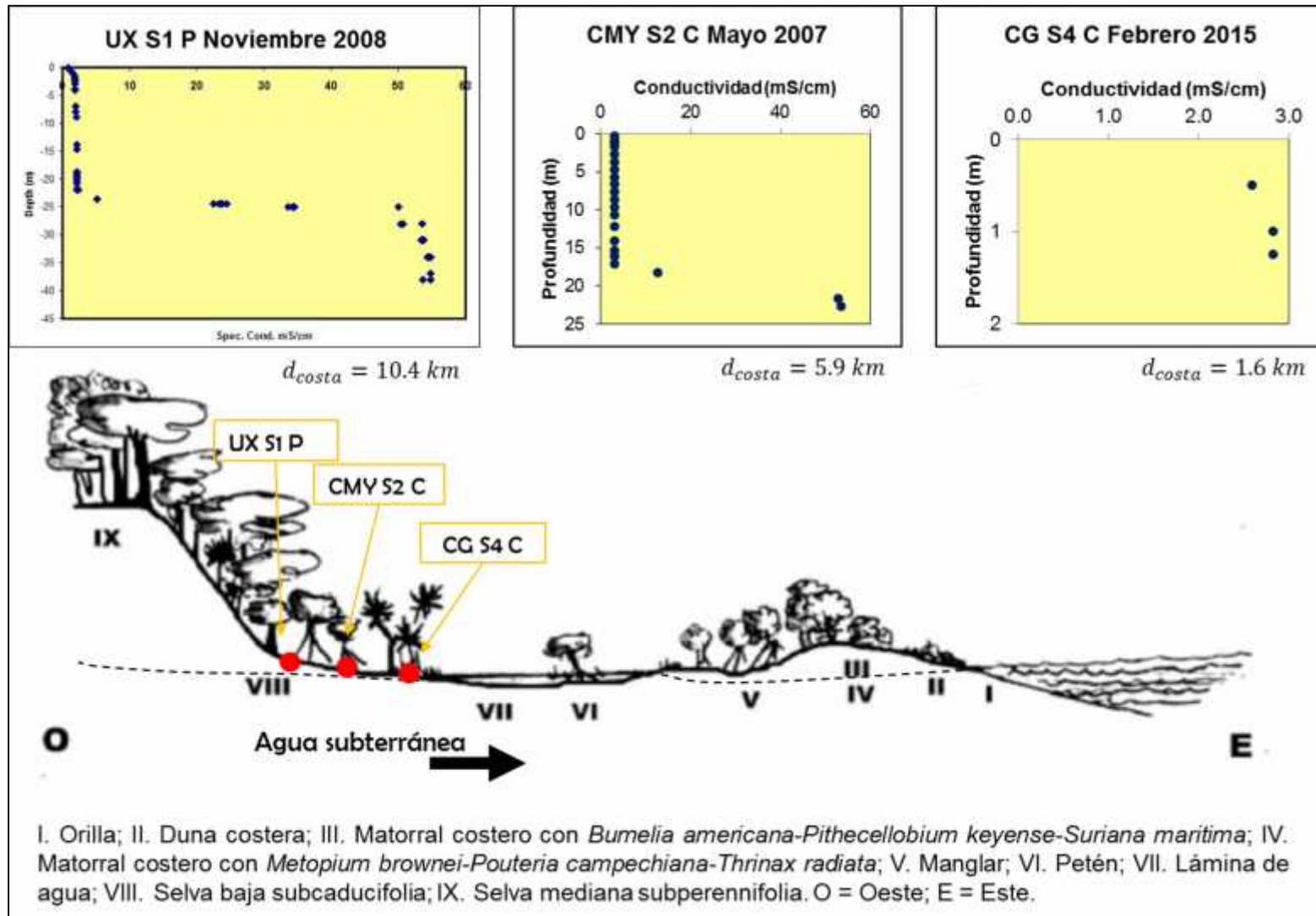


Figura 24. Zonación de ecosistemas y perfiles verticales de conductividad para los sitios CG S4 C, CMY S2 C y UX S1 P. Modificado de Flores y Carvajal (1994). Fuente: CMY S2 C (Velázquez y Leal, 2009) y UX S1 P (CONAGUA).

3.4. DISCUSIÓN.

Bauer-Gottwein *et al.* (2011) presentan un mapa de cargas hidráulicas para la Península de Yucatán (figura 25) en el que se observa que el flujo ocurre desde el centro de la Península hacia las costas siendo mayoritariamente las cargas hidráulicas en los márgenes < 1 m. Las cargas hidráulicas encontradas en el presente trabajo son coincidentes con lo anterior ya que el punto de mayor carga hidráulica (UX S1 P) es el que está más alejado de la costa; sin embargo, como se muestra en las figuras 20 y 22 se nota que las cargas hidráulicas encontradas en este trabajo (1.76 – 3.61 m.s.n.m. (DGPS)/ 1.76 – 15.3 m.s.n.m. (considerando UX S1 P con una altitud de 21 m)) son superiores a la carga hidráulica < 1 m señalados por estos autores.

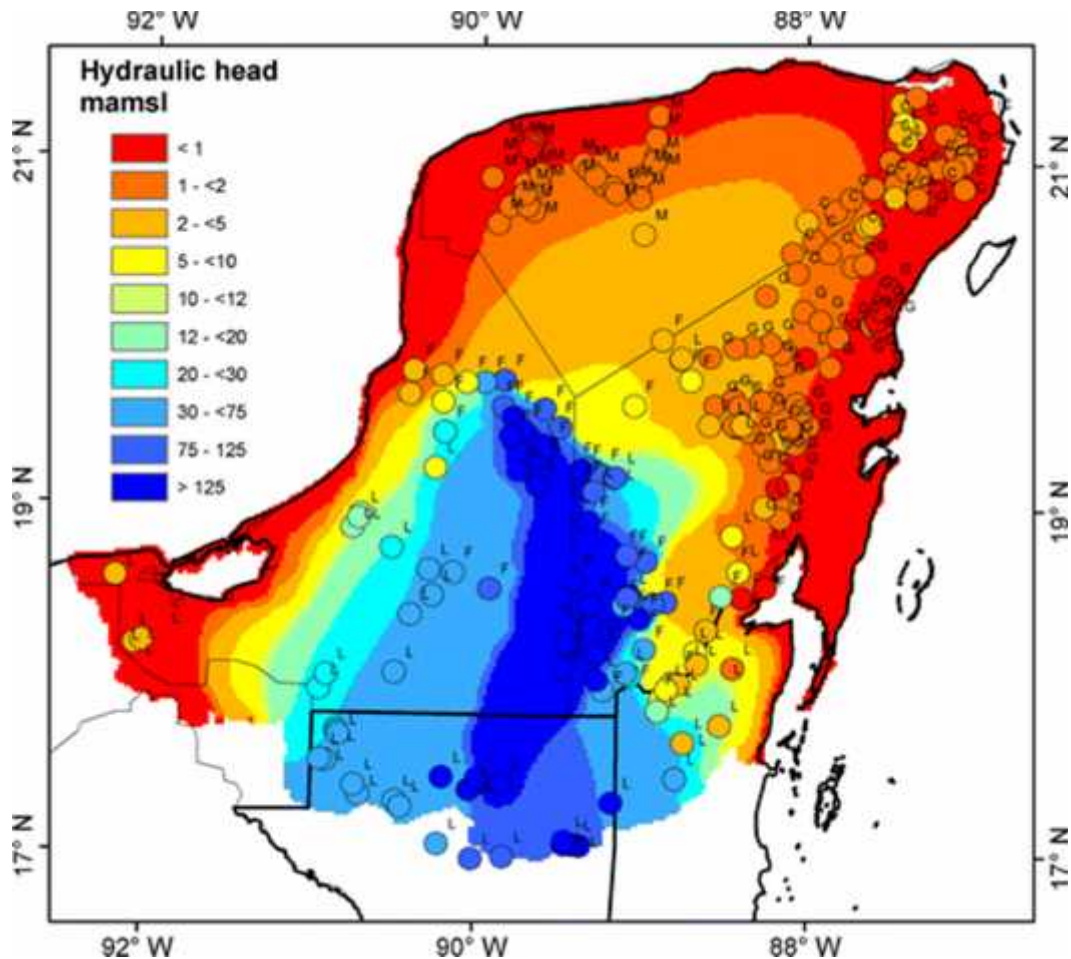


Figura 25. Cargas hidráulicas para la Península de Yucatán (Bauer-Gottwein *et al.*, 2011).

Las cargas hidráulicas reportadas por Moore *et al.* (1992) para CALICA varían de 37 – 51 cm para el mes de agosto y de 50 – 65 cm para noviembre de 1990. Estos valores, al igual que los reportados por Bauer-Gottwein *et al.* (2011) y Gondwe *et al.* (2010) son inferiores a los calculados en este trabajo.

Los gradientes hidráulicos que se han reportado para la Península de Yucatán corresponden a 2 cm/km (Back y Hanshaw, 1970) y 0.7 – 1.0 cm/km (Marín, 1990) para el estado de Yucatán; para la Riviera Maya son de 10 – 15 cm/km (Moore *et al.*, 1992) y de 6 cm/km (Beddows, 2004); para la cuenca propuesta para Sian Ka'an de 3-7 cm/km en el área del Plioceno y de 10 – 190 cm/km en el área del Cretácico (Gondwe *et al.*, 2010). De lo anterior, se puede notar que el valor del gradiente hidráulico es ligeramente superior en la Riviera Maya que en el estado de Yucatán. Del cuadro 13, se puede observar que el gradiente hidráulico desde el punto UX S1 P hasta los restantes puntos de muestreo es congruente con lo reportado por Moore *et al.* (1992); sin embargo, el gradiente hidráulico desde obtenido entre los sitios Chemuyil, M2 y M3 es superior a lo reportado con anterioridad y si se considera la altitud del sitio UX S1 P como 21 m, la diferencia es más pronunciada. Considerando el gradiente hidráulico (10 y 190 cm/km) reportado por Gondwe *et al.* (2010) para el área del Cretácico (ubicada en la parte central de la Península), y los valores encontrados en este trabajo se observan semejanzas; sin embargo, los puntos muestreados se ubican en la zona costera, la cual estaría en el área del Plioceno, como se puede observar de la superposición de imagen presentada en la figura 26.

Gondwe *et al.* (2010) proponen que los elevados valores de gradiente hidráulico en el área del Cretácico pueden deberse a 1) Menor transmisividad que en el área del Plioceno y 2) que toda el área sea un acuífero colgado. La transmisividad se puede entender como el volumen de agua que un acuífero puede transmitir a través de espesor total del mismo, y está relacionada con la permeabilidad del acuífero. Continuando con lo reportado por estos autores y recordando que los puntos de muestreo se encuentran en el área del Plioceno podría descartarse la opción de la baja transmisividad en esta área. Por tal motivo, la siguiente opción es que una porción del área de estudio se encuentre como un acuífero colgado.

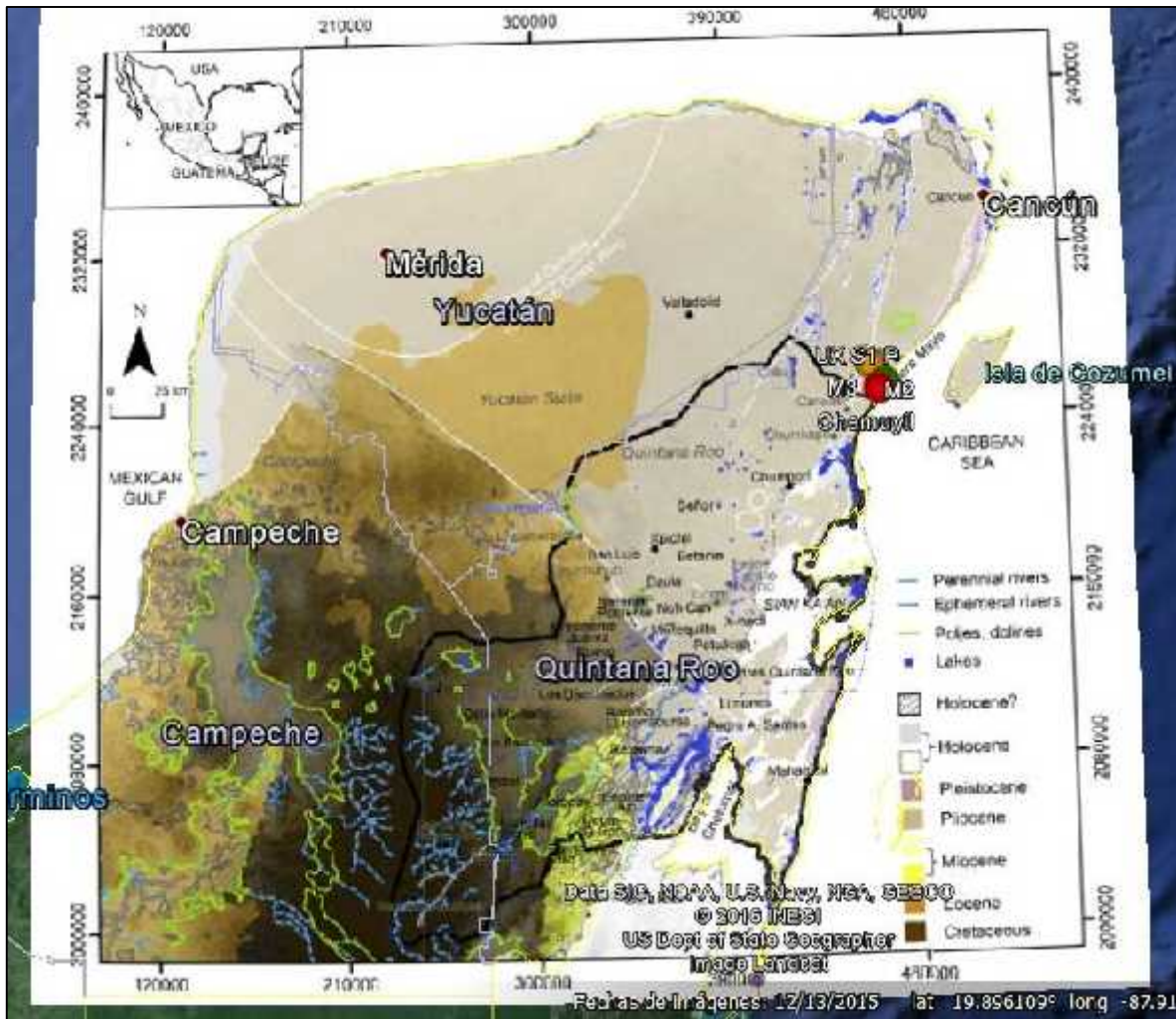


Figura 26. Ubicación de puntos de muestreo en mapa geológico de la Península de Yucatán. Modificado de Gondwe *et al.* (2010).

De acuerdo con Carenas *et al.* (2014) un acuífero es colgado cuando su parte superior también se encuentra a presión atmosférica pero por encima del nivel freático regional y es originado por la existencia de un estrato impermeable dentro de la zona no saturada del acuífero libre de mayor proporción evitando la infiltración del agua hacia el mismo, dando lugar a la existencia de un nivel freático colgado o “desconectado” de ese otro nivel freático inferior.

Particularmente, en el área de manglar, podría suponerse que la elevada presencia de material orgánico y como consecuencia del fenómeno de acreción vertical y compactación de los estratos inferiores pueda dar origen a una capa impermeable que origine un acuífero colgado en el área de estudio.

Con respecto a la dirección del flujo subterráneo se observa que al igual que Moore *et al.* (1992), la misma es hacia el sureste desde el punto de mayor carga hidráulica, lo cual coincide con la orientación NNO-SSE de las cavernas de la porción este del estado de Quintana Roo (Escolero *et al.*, 2005). Sin embargo, en lo que concierne a las zonas de manglar específicamente, el flujo ocurre en dirección noreste.

Moore *et al.* (1992) reportan una variación de las cargas hidráulicas entre los meses de agosto y noviembre de 1990 asociado a un aumento en la precipitación; es decir, que si bien estas cargas aumentan o disminuyen dependiendo de la temporada (secas, lluvias y nortes), el cambio será homogéneo con una tendencia hacia la disminución de los niveles piezométricos conforme el flujo esté más cerca a la costa; por lo tanto, se presume que estas variaciones no afectarían la dinámica de las mismas.

La hidrogeología e hidroquímica de las zonas costeras se caracteriza por las interacciones de los sistemas hidrológicos de agua dulce y marina. En los acuíferos costeros, agua dulce subterránea fluye hacia el mar, flotando sobre una masa de agua subterránea poco más densa de agua salina (Fratesi, 2013).

Tomando en cuenta que las direcciones de flujo indican un continuo en el sistema, el espesor del agua dulce tendrá que moverse en las direcciones señaladas. El espesor va permitiendo una disminución de la parte continental hacia la costa lo cual se ve evidenciado en la figura 24, donde se aprecia que en el sitio CG S4 C, ubicado a 1.6 km de la costa, la conductividad del agua no está influenciada por la intrusión salina; sin embargo, en el sitio CMY S2 C (a 6 km de la costa) se observa que el espesor del lente es de aproximadamente 18 m mientras que en el sitio UX S1 P (a 10.4 km de la costa) es de aproximadamente 23 m. Lo anterior guarda relación con lo encontrado por Beddows (2003) que reporta un espesor de 30 m a 11.7 km de la costa y uno entre 10 y 15 m a 4.5 km de la misma.

3.5. REFERENCIAS.

- Back, W., y B.B. Hanshaw. (1970). Comparison of chemical hydrogeology of the carbonate peninsulas of Florida and Yucatan. *Journal of Hydrology*, 10(4), 330-368.
- Bauer-Gottwein, P., B.R.N. Gondwe, G. Charvet, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra y G. Merediz-Alonso. (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), 507-524. <http://doi.org/10.1007/s10040-010-0699-5>
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. New York: American Elsevier Publishing Company, Inc.
- Beddows, P.A. (2004). *Groundwater hydrology of a coastal conduit carbonate aquifer: Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico* (Doctoral dissertation, University of Bristol).
- Beddows, P.A. (2003) Yucatán Phreatic, Mexico. In Gunn, J. (ed) *Encyclopaedia of Cave and Karst Science*, Routledge Taylor & Francis Group, New York, USA. 794-796.
- Carenas, M., J. Giner, J. González y M. Pozo. (2014). *Geología*. Madrid: Paraninfo.
- Domenico, P.A. y F.W. Schwartz. (1990). *Physical and chemical hydrogeology*. USA: John Wiley and Sons.
- Drew, D.P. (1999). Karst Water and Human Activities: An Overview. En D. P. Drew & H. Hötzel (Eds.), *Karst Hydrogeology and Human Activities. Impacts, Consequences and Implications* (pp. 3-12). Rotterdam, The Netherlands: A. A. Balkema.
- Escolero, O.A., L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra, A. Alcalá y V. Martínez. (2005). *Programa de monitoreo de aguas subterráneas de la caleta Xel-Há y sus alrededores, Estado de Quintana Roo*. D. F.
- Escolero, O.A., L.E. Marín, B. Steinich, A.J. Pacheco, S.A. Cabrera, y J. Alcocer. (2002). Development of a protection strategy of karst limestone aquifers: The Merida Yucatan, Mexico case study. *Water Resources Management*, 16(5), 351-367. <http://doi.org/10.1023/A:1021967909293>
- Flores, J.S. y I.E. Carvajal. (1994). *Etnoflora Yucatanense*. Universidad Autónoma de Yucatán. México. 135pp.
- Fratesi, B. (2013). Hydrology and Geochemistry of the Freshwater Lens in Coastal Karst. En M. J. Lace & J. E. Mylroie (Eds.), *Coastal Karst Landforms* (p. 431). Springer.
- Gondwe, B.R.N., S. Lerer, S. Stisen, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra, G. Merediz-Alonso y P. Bauer-Gottwein. (2010). Hydrogeology of the south-eastern Yucatan Peninsula: New insights from water level measurements, geochemistry, geophysics and remote

sensing. *Journal of Hydrology*, 389(1-2), 1-17.
<http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.04.044>

González-Herrera, R., I. Sánchez-y-Pinto y J. Gamboa-Vargas. (2002). Groundwater-flow modeling in the Yucatan karstic aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 10(5), 539-552. <http://doi.org/10.1007/s10040-002-0216-6>

Marin, L.E. (1990). *Field investigations and numerical simulation of groundwater flow in the karstic aquifer of northwestern Yucatan, Mexico*. Northern Illinois University.

Moore, Y., R. Stoessell, y D. Easley. (1992). Fresh-Water/Sea-Water relationship within a ground-water flow system, northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *Ground Water*, 30(3), 343-350.

Quinn, J.J., D. Tomasko, y J.A. Kuiper. (2006). Modeling complex flow in a karst aquifer. *Sedimentary Geology*, 184(3-4), 343-351.
<http://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2005.11.009>

Steinich, B. y L.E. Marín. (1997). Determination of flow characteristics in the aquifer of the Northwestern Peninsula of Yucatan, Mexico. *Journal of Hydrology*, 191, 315-331.
[http://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03038-7](http://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03038-7)

van Beynen, P.E. (2011). Introduction. En P.E. van Beynen (Ed.), *Karst Management* (p. 490). New York: Springer. <http://doi.org/10.1007/978-94-007-1207-2>

Worthington, S.R.H., D.C. Ford y P.A. Beddows. (2000). Porosity and permeability enhancement in unconfined carbonate aquifers as a result of solution. En A. Klimchouk, D. C. Ford, & A. N. and D. Palmer (Eds.), *Speleogenesis: Evolution of karst aquifers* (pp. 463-472). Huntsville: National Speleological Society.

Zhou, W., & B.F. Beck. (2011). Engineering Issues on Karst. En P. E. van Beynen (Ed.), *Karst Management* (p. 490). New York: Springer. <http://doi.org/10.1007/978-94-007-1207-2>

CAPÍTULO IV. BALANCE HÍDRICO COMO MEDIO DE IDENTIFICACIÓN DE PERIODOS DE RECARGA QUE PROMUEVEN EL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.

4.1 INTRODUCCIÓN.

El movimiento cíclico del agua en la naturaleza es descrito a través del ciclo hidrológico (Bear y Cheng, 2010), es decir, la circulación del agua entre el océano, la atmósfera y la tierra (Singhal y Gupta, 2010). La representación esquemática del ciclo (figura 27) incluye la evaporación desde océanos y lagos, el transporte de vapor de agua por la circulación atmosférica, la condensación y precipitación sobre océanos y tierra, el almacenamiento en lagos y el regreso del agua a los océanos como agua subterránea y flujos de ríos (Bear & Cheng, 2010).

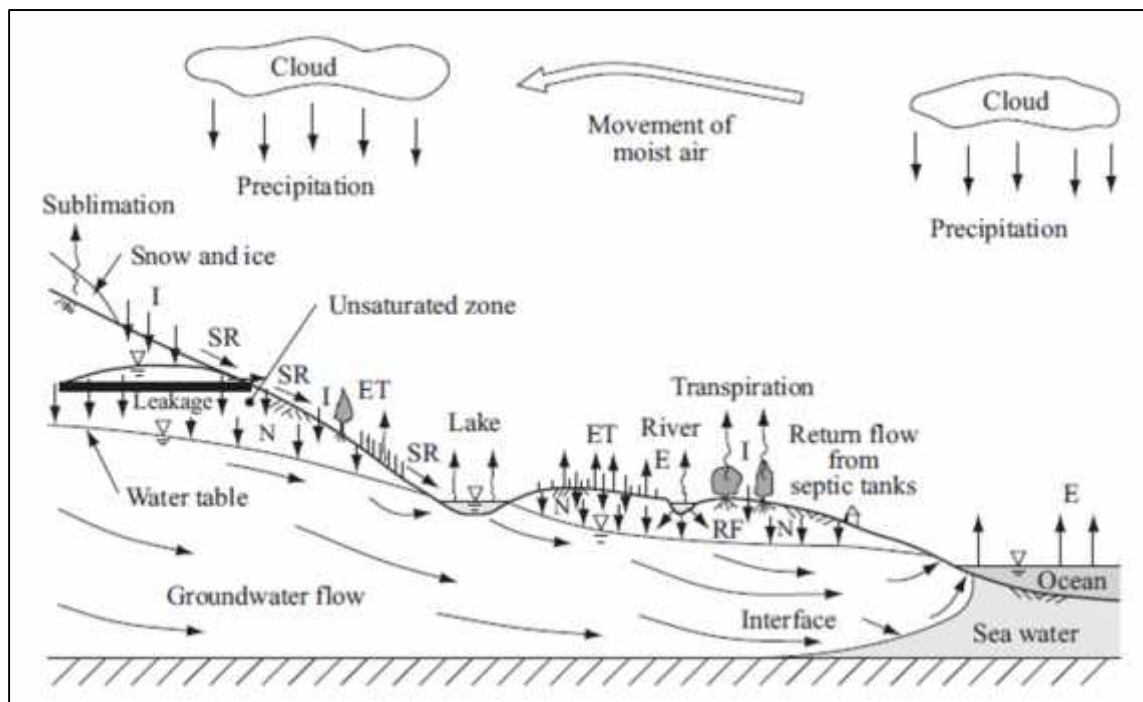


Figura 27. Ciclo hidrológico (SR = *surface runoff* (escorrentía superficial), E = *evaporation* (evaporación), ET = *evapotranspiration* (evapotranspiración), I = *infiltration* (infiltración), RF = *return flow* (flujo de retorno), N = *natural replenishment* (renovación natural)) (Bear y Cheng, 2010).

El ciclo hidrológico puede ser representado cuantitativamente a través del balance hídrico. La ecuación de balance es una descripción matemática de los procesos hidrológicos que ocurren en un periodo de tiempo dado que incorpora principios de continuidad de masa y energía (Davie, 2008). Ésta establece que, para cualquier volumen

arbitrario y durante cualquier periodo de tiempo, la diferencia entre las entradas y salidas estará condicionada por la variación del volumen de agua (UNESCO, 1981).

La ecuación de balance hídrico indica los valores relativos de entrada y salida de flujo y la variación del agua almacenada (UNESCO, 1981).

En la Península de Yucatán se han realizados diversos esfuerzos para calcular el balance hídrico o algunas variables del mismo tanto a nivel regional como en zonas puntuales como se aprecia en el cuadro 15.

Cuadro 15. Variables del balance hídrico estimadas en la Península de Yucatán.

Autores	Región	Parámetros
Bauer-Gottwein et al. (2011)	Península de Yucatán	P: 550 – 1,500 mm/año ETP: 850 – 1,600 mm/año
Gondwe et al. (2010)	Península de Yucatán	ET: 350 – 2,500 mm/año R: 23% P
Schmitter-Soto et al. (2002)	Península de Yucatán	P: 500 – 1,200 mm/año E: 1,200 – 1,400 mm/año
Herrera y Comín (2000)	Península de Yucatán	P: 500 – 1,500 mm/año (sur – norte) I: 80-90% P E: 10% P ET: 70% P R: 20% I
Escolero et al. (2000)	Zona de Reserva Hidrogeológica para Mérida	P: 900 mm/año Extracción: 199 Mm ³ /año R: Precipitación
Hanshaw y Back (1980)	Península de Yucatán	ET: 900 mm/año R: 150 mm/año
Lugo et al. (1992)	Península de Yucatán	P: 800 – 1,200 mm/año
Lesser (1976)	Península de Yucatán	R: 1,500 mm/año
Chávez-Guillén (1988)	Yucatán	P: 1,025 mm/año
Villasuso y Méndez (2000)	Quintana Roo	P: 62,888.53 Mm ³ /año FS ^s : 2,485 Mm ³ /año ET: 48,902.12 Mm ³ /año Flujo a Yucatán: 1,350 Mm ³ /año Flujo Río Hondo: 1,500 Mm ³ /año Flujo al mar: 13,471.13 Mm ³ /año Extracción: 150.28 Mm ³ /año

Continuación Cuadro 15. Variables del balance hídrico estimadas en la Península de Yucatán.

SARH (1990)	Quintana Roo	P: 60,000 Mm ³ /año ES: 500 Mm ³ /año ET: 52,800 Mm ³ /año DSM*: 1,500 Mm ³ /año DS‡: 5,850 Mm ³ /año Extracción: 350 Mm ³ /año
Chávez-Guillén (1986)	Quintana Roo	P: 900 – 1,500 mm/año
Gondwe et al. (2010)	Cuenca de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an	ET: 1,051 mm/año R: 17% P

*DSM: Descarga superficial al mar; ‡DS: Descarga subterránea; §FS: Flujo subterráneo

Este capítulo está enfocado al cálculo del balance hídrico tanto a nivel regional como local con el fin de poder realizar una estimación de la recarga del acuífero y establecer así una relación con sustancias que pueden alcanzar los manglares debido a la dirección del flujo subterráneo.

4.2 MÉTODOS.

4.2.1. OBTENCIÓN DE DATOS METEOROLÓGICOS.

Para el cálculo del balance hídrico realizado en el estado de Quintana Roo se utilizaron 36 (figura 28) estaciones meteorológicas distribuidas en el estado de un total de 48 estaciones meteorológicas disponibles. Las estaciones fueron seleccionadas en función del número de años con información completa. La información utilizada son datos de precipitación, temperatura máxima y mínima a escala temporal diaria. El periodo utilizado para el balance hídrico comprende del año 1990 al 2012. Cabe aclarar que existe una ausencia de datos para algunos años entre las distintas estaciones, de modo que el periodo de 23 años no fue alcanzado en todas.

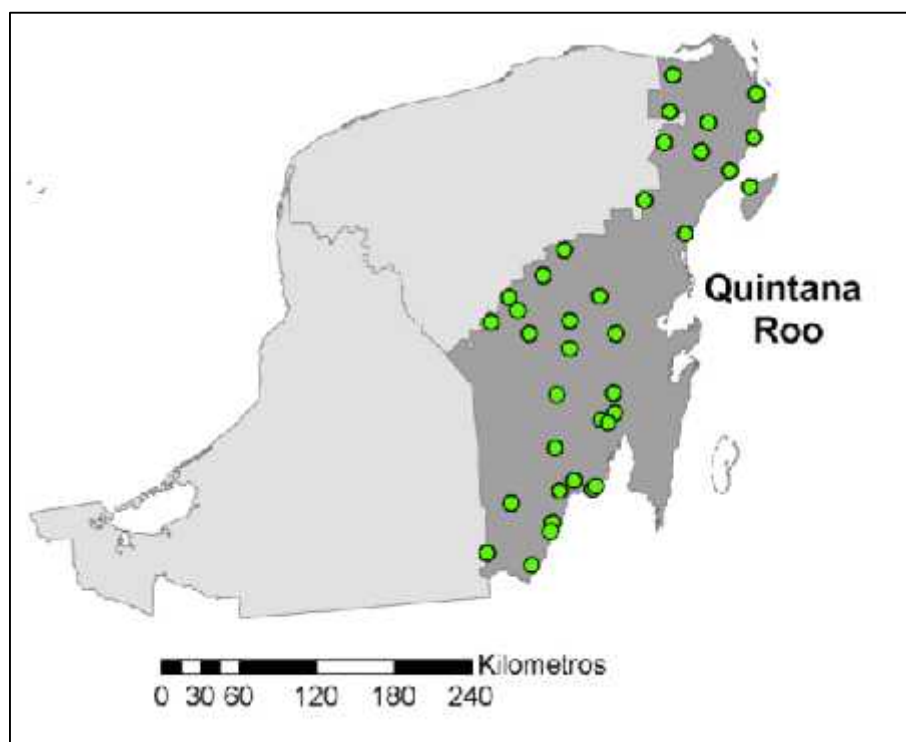


Figura 28. Ubicación de las estaciones meteorológicas empleadas.

4.2.2. ECUACIÓN DE BALANCE HÍDRICO.

El balance hídrico para estimar la recarga del acuífero se realizó utilizando su ecuación básica que expresa que la variación del volumen (V) es igual a las entradas (E) menos las salidas (S) de agua para un intervalo de tiempo t específico. (ecuación 4):

$$\frac{d}{dt} = E - S \quad (4)$$

Al incorporar las variables de entrada y salida en la ecuación general se obtiene la siguiente ecuación de balance (ecuación 5):

$$P \pm E \pm \Delta S \pm Q = 0 \quad (5)$$

donde P es la precipitación; E es la evapotranspiración; ΔS es el cambio en el almacenamiento o infiltración y Q es la escorrentía. El símbolo \pm implica que cada término puede considerarse como positivo o negativo dependiendo de lo que se esté analizando (Davie, 2008). A partir de la ecuación 4, el balance para el estado de Quintana Roo fue calculado como:

$$P - E - \Delta S = 0 \quad (6)$$

En la ecuación 6 la variable escorrentía no es considerada debido a que en el estado no se tienen salidas del sistema por escorrentía superficial. Es decir, existen sólo dos afluentes que para los fines de este trabajo no fueron considerados. Con base en la simplificación anterior sólo se han cuantificado la precipitación y la evapotranspiración potencial.

4.2.3. CÁLCULO DE LA PRECIPITACIÓN ACUMULADA.

Los datos de precipitación fueron obtenidos directamente de las bases de datos de las estaciones meteorológicas, de modo que los únicos cálculos realizados fueron los promedios mensuales y anuales de las precipitaciones acumuladas en las 36 estaciones meteorológicas que se utilizaron.

4.2.4. CÁLCULO DE LA EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL.

La evapotranspiración fue calculada con base en tres métodos: 1) Hargreaves, 2) FAO Penman-Monteith y 3) Penman adaptado al bosque de la Amazonia. Los métodos anteriores fueron elegidos por su aplicabilidad en diversas condiciones climáticas. Allen *et al.* (2006) reportan que el método de Hargreaves (1985) ha conseguido resultados favorables de evapotranspiración con cierta validez global aunado a la facilidad de obtención de los datos meteorológicos necesarios para su aplicación (temperatura y radiación solar). El método FAO Penman-Monteith es reportado por Allen *et al.* (2006) como el que presenta el mejor comportamiento y consistencia a nivel global, de modo que

puede ser aplicado tanto en climas áridos como en húmedos. El modelo de Penman adaptado al bosque de la Amazonia se consideró útil por la similitud con la vegetación (selva) y temperatura de la región, aunque también existe una marcada diferencia con respecto a la existencia de una temporada seca en esta zona mientras que en la Amazonia no existe tal temporada. Por lo anterior, se concluye que los métodos presentados son de utilidad para la estimación de las evapotranspiraciones. A continuación, se detalla cada uno de ellos.

Método de Hargreaves.

La ecuación de Hargreaves (1985) requiere para la estimación de la evapotranspiración potencial (ETP) datos de temperatura y radiación solar, y es expresada como:

$$E = 0.0135(R_s)(T_m + 17.78) \quad (7)$$

donde E es la evapotranspiración potencial diaria (mm/día); R_s es la radiación solar incidente (mm); y, T_m es la temperatura media del aire (°C).

La ecuación de radiación de Hargreaves ajustada y validada en varias estaciones meteorológicas en una amplia variedad de condiciones climáticas está dada por:

$$R_s = k_R \sqrt{T_m - T_m} (R_a) \quad (8)$$

donde k_R es un coeficiente (°C^{-0.5}); T_m es la temperatura máxima del aire (°C); T_m es la temperatura mínima del aire (°C); y, R_a es la radiación extraterrestre (MJ m⁻² d⁻¹). La raíz cuadrada de la diferencia de temperaturas está muy relacionada con la radiación solar diaria en una localidad dada. Los coeficientes de ajuste difieren en zonas al interior del continente y zonas costeras: a) para las localidades interiores, en donde predomina la masa de tierra y las masas de aire no están influenciadas fuertemente por un cuerpo de agua $k_R = 0.16$ y b) para las superficies costeras donde las masas de aire están influenciadas por un cuerpo de agua cercano $k_R = 0.19$ (Allen *et al.*, 2006).

La radiación extraterrestre puede obtenerse a partir de tablas en las que se considera la latitud y el mes. Sustituyendo R_s en la ecuación de Hargreaves toma la siguiente forma para regiones del interior:

$$ET = 0.0022(R_a)(T_m + 17.78)\sqrt{T_m - T_m} \quad (9)$$

y de la siguiente forma para localidades costeras:

$$E = 0.0026(R_a)(T_m + 17.78)\sqrt{T_m - T_m} \quad (10)$$

Método de FAO Penman-Monteith.

Este método calcula la evapotranspiración de un cultivo de referencia de modo que se evitan complicaciones al definir parámetros únicos de evapotranspiración para cada cultivo y etapa de crecimiento. El cultivo de referencia es un cultivo hipotético con una altura asumida de 0.12 m, una resistencia superficial fija de 70 s/m y un albedo de 0.23. Lo anterior puede ser representado como una superficie extensa de pasto verde de altura uniforme, creciendo activamente, sombreando totalmente la tierra y con un adecuado aporte de agua (Allen *et al.*, 2006).

La ecuación de la evapotranspiración de cultivo de referencia FAO Penman-Monteith está dada por la ecuación 11:

$$E = \frac{0.408(\Delta)(R_n - G) + (\gamma) \left(\frac{900}{T_m + 273} \right) (v_z)(e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34v_z)} \quad (11)$$

donde Δ es la pendiente de la curva de presión de vapor ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); R_n es la radiación neta en la superficie del cultivo ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); G es el flujo del calor del suelo ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); γ es la constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); T_m es la temperatura media del aire a 2 m de altura; v_z es la velocidad del viento a 2 m de altura (m s^{-1}); e_s es la presión de vapor de saturación (kPa); e_a es la presión real de vapor (kPa); y, $e_s - e_a$ es el déficit de presión de vapor (kPa).

La pendiente de la curva de presión de vapor (Δ) está dada a partir de la ecuación 12:

$$\Delta = \frac{4098 \left[0.6108 e^{\frac{1.2(T)}{T+2.3}} \right]}{(T + 237.3)^2} \quad (12)$$

donde T es la temperatura del aire ($^\circ\text{C}$).

La constante psicrométrica se calcula por:

$$\gamma = 0.665 \times 10^{-3}(P) \quad (13)$$

donde P es la presión atmosférica (kPa).

La radiación neta (R_n) es la diferencia entre la radiación entrante y saliente de longitudes de ondas cortas y largas (Allen *et al.*, 2006). Para poder estimar la radiación de onda larga y de onda corta fue necesario partir de la estimación de la radiación extraterrestre (radiación solar recibida en la parte superior de la atmósfera terrestre sobre una superficie horizontal):

$$R_{ca} = \frac{24(60)(G_s)(d_r)[\omega_s \sin \varphi \sin \delta + \cos \varphi \cos \delta \sin \omega]}{\pi} \quad (14)$$

donde R_{ca} representa la radiación extraterrestre ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$); G_s , es la constante solar con magnitud $G_s = 0.082 \text{ MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$; d_r es la distancia relativa inversa Tierra-Sol; ω_s es el ángulo de radiación a la puesta del Sol (r); φ es la latitud (r) y δ es la declinación solar (r).

La distancia relativa inversa Tierra-Sol está expresada como:

$$d_r = 1 + 0.033 \cos \frac{2\pi J}{365} \quad (15)$$

Donde d_r es la distancia relativa inversa Tierra-Sol y J es el número del día en el año entre 1 (1 de enero) y 365 (31 de diciembre); para la estimación de la evapotranspiración mensual se consideró el día intermedio de cada mes como el representativo mensual.

El ángulo de radiación de la puesta del sol (ω_s) se obtuvo a partir de la ecuación 16:

$$\omega_s = \cos^{-1}(-\tan \varphi \tan \delta) \quad (16)$$

La declinación solar (δ) está dada por:

$$\delta = 0.409 \sin \left(\frac{2\pi J}{365} - 1.39 \right) \quad (17)$$

La conversión de grados decimales a radianes se expresa en la ecuación 18:

$$[r] = \frac{\pi}{180} (G \quad d\epsilon) \quad (18)$$

La radiación solar (R_s) se estimó a partir de diferencias térmicas, por medio de la ecuación de radiación de Hargreaves:

$$R_s = k_R (R_a) \sqrt{T_m - T_{m n}} \quad (19)$$

donde k_R representa un coeficiente de ajuste igual a 0.16 en localidades donde la masa de tierra domina y las masas de aire no están influenciadas por un cuerpo grande de agua, en localidades costeras donde las masas de aire están influenciadas por un cuerpo de agua el valor de $k_R = 0.19$; R_a es la radiación extraterrestre ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); T_m es la temperatura máxima del aire ($^{\circ}\text{C}$) y $T_{m n}$ es la temperatura mínima del aire ($^{\circ}\text{C}$).

El sol emite energía por medio de ondas electromagnéticas caracterizadas por ondas cortas, por lo tanto, la radiación solar también se conoce como radiación de onda corta (Allen *et al.*, 2006). La radiación neta de onda corta está dada por (R_n):

$$R_n = (1 - \alpha)R_s \quad (20)$$

donde R_n es la radiación neta solar o de onda corta ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); α es el albedo o coeficiente de reflexión del cultivo, es decir, $\alpha = 0.23$ para el cultivo hipotético de referencia; y R_s es la radiación solar entrante ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)

La radiación relativa de onda corta es el cociente de la radiación solar (R_s) y de la radiación solar en un día despejado (R_{s_0}). R_s es la radiación solar que realmente llega a la superficie terrestre en un determinado periodo, mientras que R_{s_0} es la radiación solar que alcanzaría la misma superficie durante el mismo periodo si el cielo estuviera despejado. Para calcular la radiación solar relativa, es necesario obtener R_{s_0} (ecuación 21):

$$R_{s_0} = (0.75 + 2 \times 10^{-5}(z)) R_a \quad (21)$$

donde z representa la elevación de la estación sobre el nivel del mar (m).

La radiación solar absorbida por la Tierra se convierte en energía térmica. La Tierra pierde esta energía por medio de varios procesos, entre los cuales se encuentra la emisión de radiación. La Tierra, que tiene una temperatura más baja que el Sol, emite energía radiante con longitudes de onda más largas que el Sol. Es por ello, que la radiación terrestre se conoce como radiación de onda larga. La superficie terrestre emite y recibe radiación de onda larga y a la diferencia entre la radiación de onda larga entrante y saliente se llama radiación neta de onda larga (R_n) y puede ser calculada a partir de la ecuación 22.

$$R_n = \sigma \left[\frac{(T_m^+)^4 + (T_m^-)^4}{2} \right] (0.34 - 0.14\sqrt{e_a}) \left[1.35 \left(\frac{R_s}{R_s} \right) - 0.35 \right] \quad (22)$$

donde R_n es la radiación neta de onda larga ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); σ es la constante de Stefan-Boltzman $\sigma = 4.903 \times 10^{-8} \text{ MJ K}^{-4} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; T_m^+ es la temperatura máxima absoluta durante un periodo de 24 h (K); T_m^- es la temperatura mínima absoluta durante un periodo de 24 h (K); e_a es la presión de vapor real (kPa); R_s es la radiación solar ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); y R_s radiación en un día despejado ($\text{MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

La radiación neta (R_n) es la diferencia entre la radiación neta de onda corta (R_{nc}) y la radiación neta de onda larga (R_{nl}):

$$R_n = R_{nc} - R_{nl} \quad (23)$$

La presión real de vapor (e_a) es la presión de vapor ejercida por el vapor de agua en el aire. Cuando el aire no se satura, la presión real de vapor será más baja que la presión de vapor de saturación. La diferencia entre la presión de saturación y la presión real de vapor se llama déficit de presión de vapor. No es posible medir directamente la presión real de vapor. La presión de vapor se deriva comúnmente de la humedad relativa (cociente entre la cantidad de agua que el aire realmente contiene y la cantidad que podrían contener si estuviera saturado a la misma temperatura) o de la temperatura del punto de rocío (temperatura a la cual el aire necesita ser enfriado para saturarse) (Allen *et al.*, 2006).

La presión de saturación de vapor puede ser calculada en función de la temperatura del aire (ecuación 24):

$$e^s(T) = 0.6108 e^{\left(\frac{17.2 T}{T+273} \right)} \quad (24)$$

donde $e^s(T)$ es la presión de saturación de vapor a la temperatura del aire (kPa); y T es la temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$).

La presión media de saturación de vapor debe ser calculada como el promedio de la presión de saturación de vapor a la temperatura máxima media y la presión de saturación de vapor a la temperatura mínima media del aire para el periodo que se esté trabajando (día, semana, mes) (Allen *et al.*, 2006), a través de:

$$e_s = \frac{e^s(T_m^+) + e^s(T_m^-)}{2} \quad (25)$$

Debido a que no se contó con datos de humedad, la presión real de vapor se estimó al asumir que la temperatura al punto de rocío ($T_{ro\ i}$) es similar a la temperatura mínima diaria (Allen *et al.*, 2006). Si T_{min} se utiliza para representar $T_{r\ i}$ entonces:

$$e_a = e^s(T_m) \quad (26)$$

El déficit de presión de vapor ($e_s - e_a$) es la diferencia entre la presión de saturación de vapor (e_s) y la presión real de vapor (e_a) durante un determinado periodo.

Existen diversos modelos para describir el flujo del calor del suelo. Como el flujo de calor del suelo es pequeño comparado con la radiación neta, particularmente cuando la superficie está cubierta con vegetación y los periodos de tiempo de cálculo son de 24 horas o más, el procedimiento de cálculo para periodos largos de tiempo basado en la idea de que la temperatura del suelo tiene similar tendencia a la de la temperatura del aire (Allen *et al.*, 2006):

$$G = \frac{c_s(\Delta z)(T_i - T_{i-1})}{\Delta t} \quad (27)$$

donde G es el flujo de calor del suelo ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$); c_s es la capacidad calorífica del suelo ($\text{MJ m}^{-3} \text{°C}^{-1}$); Δz es la profundidad efectiva del suelo (m); T_i es la temperatura del aire en el tiempo i (°C); T_{i-1} es la temperatura del aire en el tiempo $i - 1$ (°C); y Δt es el intervalo de tiempo considerado (d).

Para periodos mensuales, si se asume una capacidad calorífica constante del suelo de $2.1 \text{ MJ m}^{-3} \text{°C}^{-1}$ y una profundidad media del suelo, entonces el flujo de calor del suelo está dado por:

$$G_{m, i} = 0.07(T_{m, i+1} - T_{m, i-1}) \quad (28)$$

Si no se conoce el valor de $T_{m, i+1}$:

$$G_{m, i} = 0.14(T_{m, i} - T_{m, i-1}) \quad (29)$$

Las variables de las ecuaciones 28 y 29 han sido previamente definidas.

Para el cálculo de la evapotranspiración, se requiere la velocidad del viento medida a 2 m de la superficie. Para ajustar la velocidad del viento obtenidos de instrumentos situados a

elevaciones diferentes a la altura estándar de 2 m (Allen *et al.*, 2006), se puede usar la ecuación 30:

$$u_z = \frac{4.87u_2}{\ln(67.8z - 5.47)} \quad (30)$$

Donde u_2 es la velocidad del viento a 2 m sobre la superficie (m s^{-1}); u_z es la velocidad del viento medida a z metros sobre la superficie (m s^{-1}); y z es la altura de medición sobre la superficie (m).

Método Penman adaptado al bosque húmedo tropical de la Amazonia.

La región de la amazonia comprende parte de los países de Perú, Brasil, Ecuador, Guyana y Venezuela. El clima preponderante en la región es del tipo Af (clima forestal tropical lluvioso) con elevadas precipitaciones todo el año. Las temperaturas máximas oscilan entre 29 y 35 °C y las mínimas entre 18 y 27 °C. Su vegetación corresponde a selva tropical siempre verde, árboles de hojas anchas y perennes (Marengo, 1982).

La modificación realizada por Shav y Davar (1973) a la ecuación de Penman original consiste básicamente en considerar el albedo igual a 15% referido al bosque tropical siempre verde de hojas anchas y perennes contra el 25% inicial para cultivos bajos, también se considera la velocidad del viento en el tope del bosque como 40% del medido a 10 m (Marengo, 1982).

Si bien el clima del estado es diferente al de la amazonia al existir una temporada seca existen similitudes con respecto a las temperaturas y el tipo de vegetación. Los cambios propuestos para el albedo y la velocidad de viento se aplicaron a la fórmula de FAO Penman Monteith (ecuación 11).

4.2.5. CÁLCULO DE EVAPOTRANSPIRACIÓN REAL.

Una vez obtenidos los resultados con los cuatro modelos se estimó la evapotranspiración real a través de:

$$E_n = K * E_p \quad (36)$$

donde K es un coeficiente que varía en un rango de 0.1 a 0.9. La E_p es la evapotranspiración potencial obtenida con los métodos mencionados con anterioridad. El

modelo empleado fue el que presentó valores más próximos a las condiciones reales de evaporación de acuerdo con trabajos realizados en la Península de Yucatán.

4.2.6. ÍNDICE DE PRECIPITACIÓN ESTANDARIZADO.

En la evaluación de anomalías en las precipitaciones en el Estado se ha decidido utilizar el Índice de Precipitación Estandarizado (IPS). Este índice fue desarrollado por el investigador estadounidense McKee en 1993, para cuantificar el déficit de precipitaciones en diferentes escalas temporales y con base en ello evaluar el impacto sobre la disponibilidad del recurso hídrico (McKee *et al.*, 1993). El IPS es un valor que representa la desviación estándar de la precipitación a lo largo del periodo analizado respecto de la media. Es decir, valores positivos del IPS indican una precipitación superior a la media y los valores negativos una precipitación inferior a la media. Edwards y McKee (1997) clasificaron estas anomalías en siete categorías comprendidas entre periodos extremadamente húmedos y extremadamente secos. Finalmente, este índice es utilizado por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) de México y la Agencia Estatal de Meteorología de España para evaluar la sequía en sus países.

4.2.7. ESTIMACIÓN DE LA RECARGA EN LA ZONA DE ESTUDIO.

La estimación de la recarga en la zona de estudio se realizó con el software ArcMap 9.2 usando la herramienta *Spatial Analyst* y el método de interpolación de distancia inversa ponderada (IDW). Para la selección del método IDW se compararon los resultados de la interpolación de los métodos IDW, Kriging y Spline, Spline fue descartado por arrojar resultados negativos aunque los valores de entrada fueron positivos. Comparando IDW con Kriging se observó que los valores de IDW fueron más próximos a los datos de entrada encontrándose los valores de la interpolación en el rango de los datos de introducidos.

4.3. RESULTADOS.

En la evaluación de los datos de precipitación y temperatura de las estaciones meteorológicas se observó que no existe una variabilidad significativa en el estado. En el cuadro 16 se presentan los valores medios de precipitación, temperaturas mínima y máxima para cada estación durante el periodo 1990-2012. A partir de estos datos se puede decir que la precipitación varía de 820 a 1,460 mm en el estado siendo el promedio anual de 1,200 mm. Las temperaturas mínimas varían en un rango de 16 a 23 °C mientras que las máximas oscilan entre 29 y 34 °C siendo la temperatura mínima promedio de 19.5 °C y la máxima promedio de 31.5 °C.

Cuadro 16. Precipitación acumulada media anual y temperaturas mínima y máxima para las estaciones meteorológicas consideradas en el balance hídrico en los años 1990-2012.

Estación Meteorológica	Precipitación acumulada media anual (mm)	Temperatura mínima media (°C)	Temperatura máxima media (°C)
Adolfo López Mateos	1,059.25	18.3	32.2
Agua Blanca	1,355.18	18.5	31.6
Álvaro Obregón	1,210.82	19.3	31.7
Andrés Q. Roo	1,304.10	20.2	31.9
Cancún	1,312.54	22.5	31.7
Candelaria	1,212.16	16.8	31.2
Chacchoben	1,408.64	20.3	31.0
Chetumal	1,302.60	22.9	32.4
Cobá	1,110.53	18.0	30.3
Cozumel	1,207.48	22.8	31.8
Dos Aguadas	1,105.80	17.2	31.9
Dziuché	1,120.10	17.8	32.0
FCP	1,260.21	20.5	31.7
Ideal	1,405.65	20.0	31.3
ITCH	1,298.12	20.2	32.8
INI Arroyo Caechet	1,321.75	22.8	31.3
Kantunilkín	1,374.92	18.0	31.6
La Presumida	1,180.44	18.5	34.3
Laguna Kaná	1,228.31	16.5	29.4
Leona Vicario	1,041.93	19.5	32.1
Limonos	1,356.82	20.2	31.0
Nicolás Bravo	1,016.41	20.1	32.1
Pedro A. Santos	898.62	21.9	31.1
Playa del Carmen	1,331.91	21.2	30.6
Puerto Morelos	1,460.52	20.4	32.0

Pucté	1,380.95	19.9	30.5
Reforma	1,073.03	16.6	30.1
Sabán	1,076.60	18.7	32.6
Señor	1,142.85	19.6	33.6
Sergio B. Casas	820.91	19.9	31.1
Solferino	1,168.78	18.1	32.1
Tihosuco	1,166.79	18.4	33.1
Tulum	1,020.66	19.8	31.0
Valle Hermoso	1,142.63	19.9	33.4
Victoria	1,395.41	18.6	30.4
Xpichil	1,131.19	19.7	32.1

De acuerdo con el IPS-12 calculado para el estado de Quintana Roo (figura 29) la precipitación es cercana al valor medio de la misma donde se pueden presentar situaciones ligeramente húmedas o ligeramente secas.

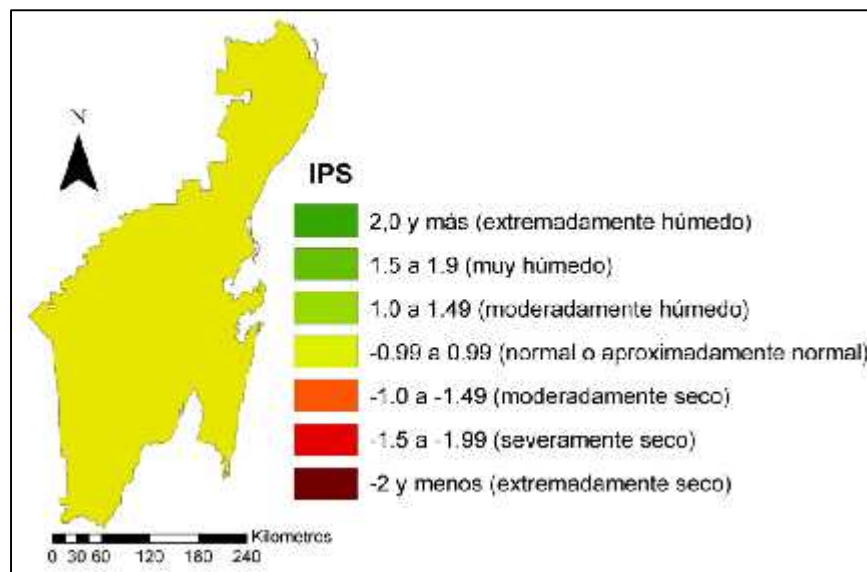


Figura 29. Índice de precipitación estandarizado para el estado de Quintana Roo.

En la figura 30 se presenta el promedio de precipitación media acumulada mensual para el periodo de estudio, se aprecia que durante los meses de junio, septiembre y octubre ocurre los mayores niveles de precipitación durante el año mientras que los meses de febrero y marzo son los más secos.

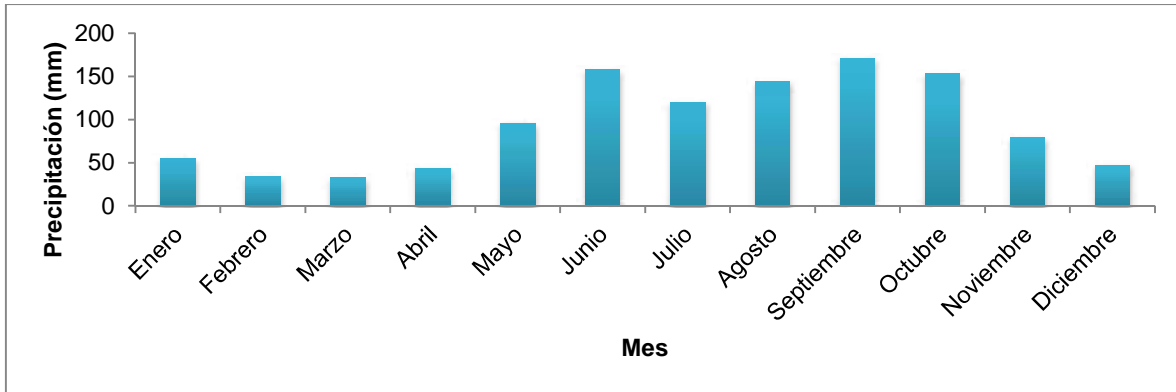


Figura 30. Precipitación acumulada media mensual 1990-2012.

En la figura 31 se presentan las estimaciones realizadas para el cálculo de la evapotranspiración con los modelos empleados y se observa que los tres modelos siguen una misma tendencia con un rango de valores entre 1,300 y 2,000 mm. Las magnitudes estimadas con los modelos de FAO Penman-Monteith y el de Penman adaptado al bosque de la amazonia son muy similares siendo menores las estimadas por el modelo de Penman. En lo concerniente a los valores calculados con el modelo de Hargreaves se notan algunas diferencias en algunas estaciones con respecto a los dos modelos mencionados previamente pero mayoritariamente la tendencia es similar siendo el modelo de Hargreaves el que presenta una magnitud menor para la evapotranspiración.

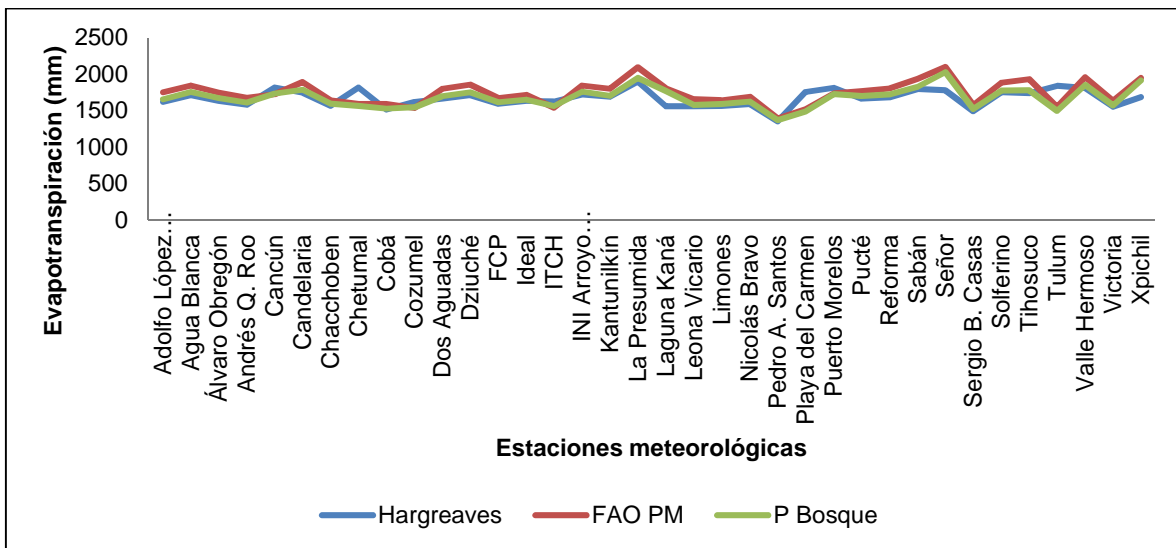


Figura 31. Estimación de la evapotranspiración en las Estaciones Meteorológicas empleadas.

Es necesario tener presente que los valores de evapotranspiración presentados son potenciales por lo que la magnitud de la evapotranspiración real debe de ser menor como

lo señalan estudios realizados en la Península (Schmiter Soto *et al.*, 2002; Bauer *et al.*, 2011) en la que reportan un valor máximo de evapotranspiración anual entre 1,400 y 1,600 mm, de donde al comparar con las estimaciones arrojadas por los métodos se observan valores mayores a 1,500 mm como consecuencia de una posible sobreestimación de la evapotranspiración.

De acuerdo a los valores de evapotranspiración reportados para Quintana Roo (Cuadro 15) se decidió utilizar las estimaciones proporcionadas por el modelo de Hargreaves para realizar el cálculo de la recarga del acuífero ya que su valor promedio (1,670 mm) es el más próximo a lo reportado. En la figura 32 se presentan los posibles escenarios de recarga a nivel estatal con base en el coeficiente aplicado para la estimación de la evapotranspiración real.

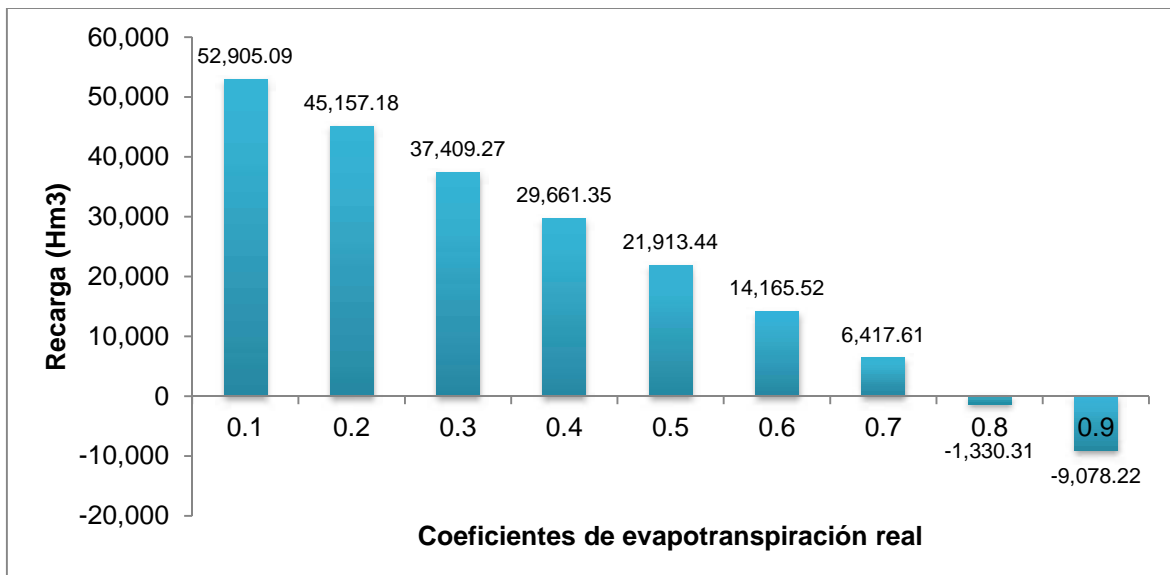


Figura 32. Estimación de la recarga estatal con base en coeficientes de evapotranspiración.

De acuerdo con CONAGUA (2014), el agua renovable, es decir, la cantidad de agua de agua que es renovada por la lluvia y el agua proveniente de otras regiones, en la Península de Yucatán corresponde a 29,856 Hm³ por lo cual los coeficientes para la evapotranspiración que se considera pueden ser aplicables a Quintana Roo son los que se encuentran en el rango de 0.5 a 0.7. Tomando este rango de coeficientes en consideración se calculó la recarga mensual estatal como se muestra en la figura 33, que como se aprecia, la recarga ocurre en el segundo semestre del año durante los meses de junio a noviembre.

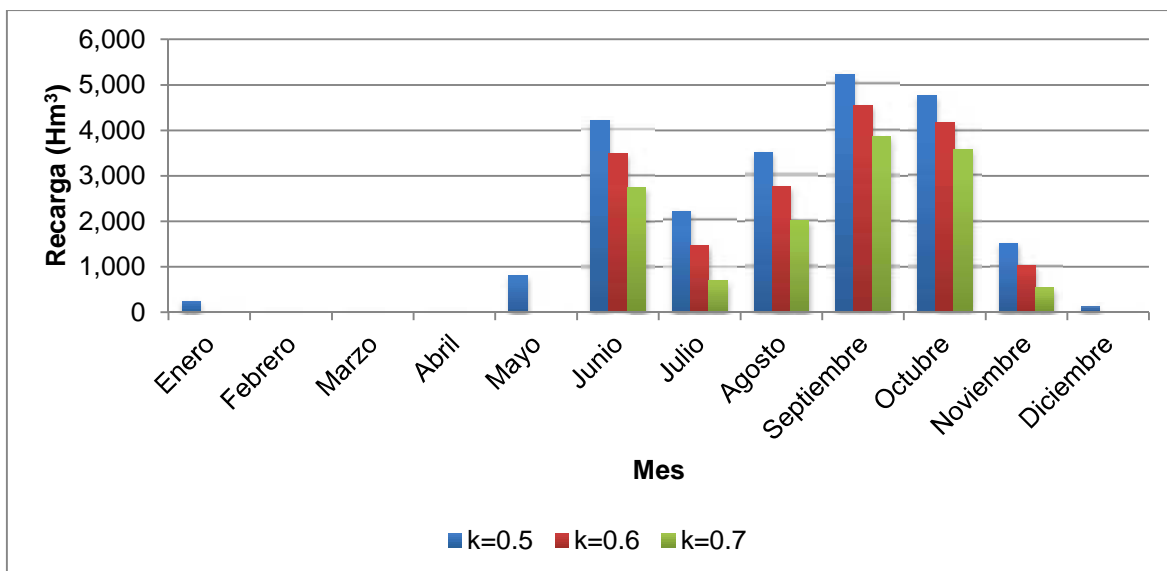


Figura 33. Estimación de la recarga mensual a nivel estatal.

Con base en los coeficientes de evapotranspiración potencial para la estimación de la evapotranspiración real, se procedió a la estimación de la recarga en la zona de estudio, por lo tanto, se obtuvieron tres mapas de recarga de acuerdo a cada uno de los coeficientes empleados (0.5, 0.6 y 0.7) como se aprecia en las figuras 34 – 36. Si se considera un coeficiente $k=0.5$, la recarga en la zona de estudio oscilaría entre 354 y 500 mm al año; para un coeficiente $k=0.6$, el rango sería 220 – 360 mm/año; mientras que si $K=0.7$, la recarga variaría entre 70 y 220 mm/año. De lo anterior, se puede observar claramente que conforme el coeficiente incrementa su magnitud, los valores de la recarga disminuyen. Considerando un coeficiente de evapotranspiración potencial de 0.7 se observan cargas negativas en los resultados de la interpolación a nivel estatal (no para la zona de estudio), lo anterior está relacionado a que algunos valores de entada son negativos o a que el método está extrapolando. Sin embargo, en un contexto real, estos valores negativos implicarían una ausencia de recarga, es decir, que la evapotranspiración supera a la precipitación.

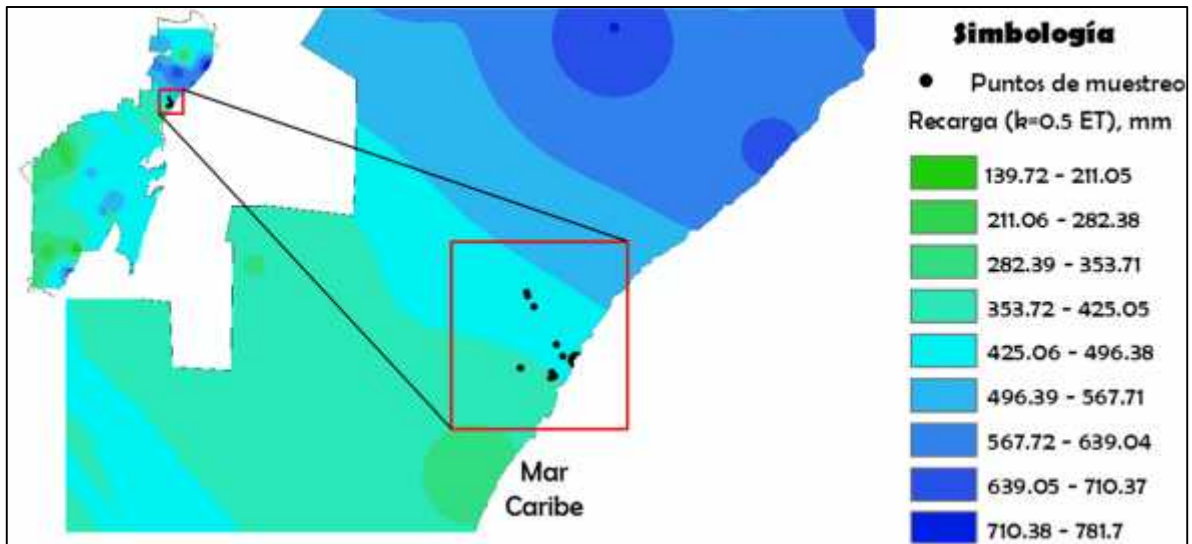


Figura 34. Estimación de la recarga en la zona de estudio con base en un coeficiente $k=0.5 \cdot ETP$.

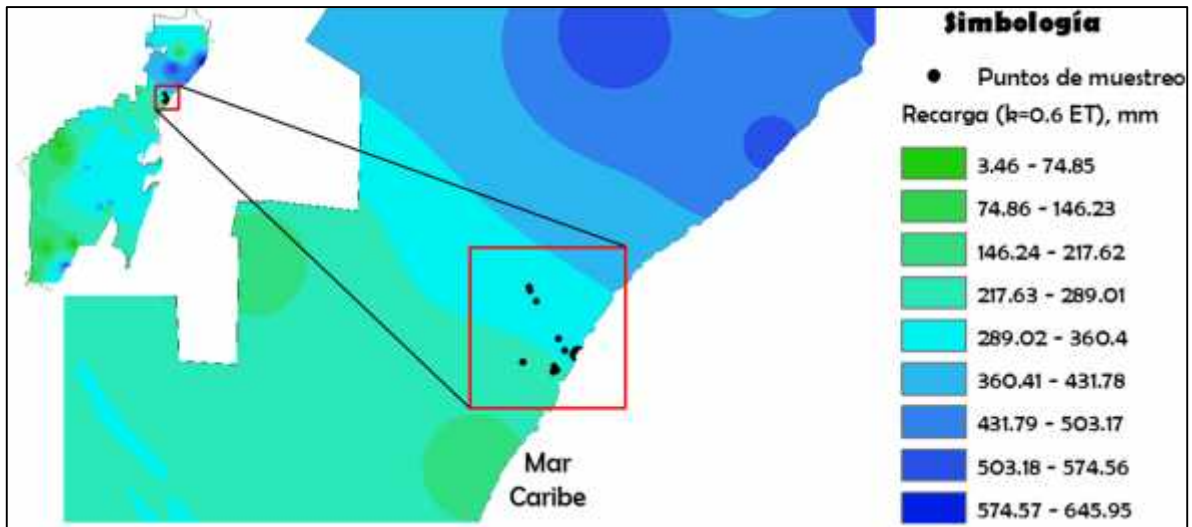


Figura 35. Estimación de la recarga en la zona de estudio con base en un coeficiente $k=0.6 \cdot ETP$.

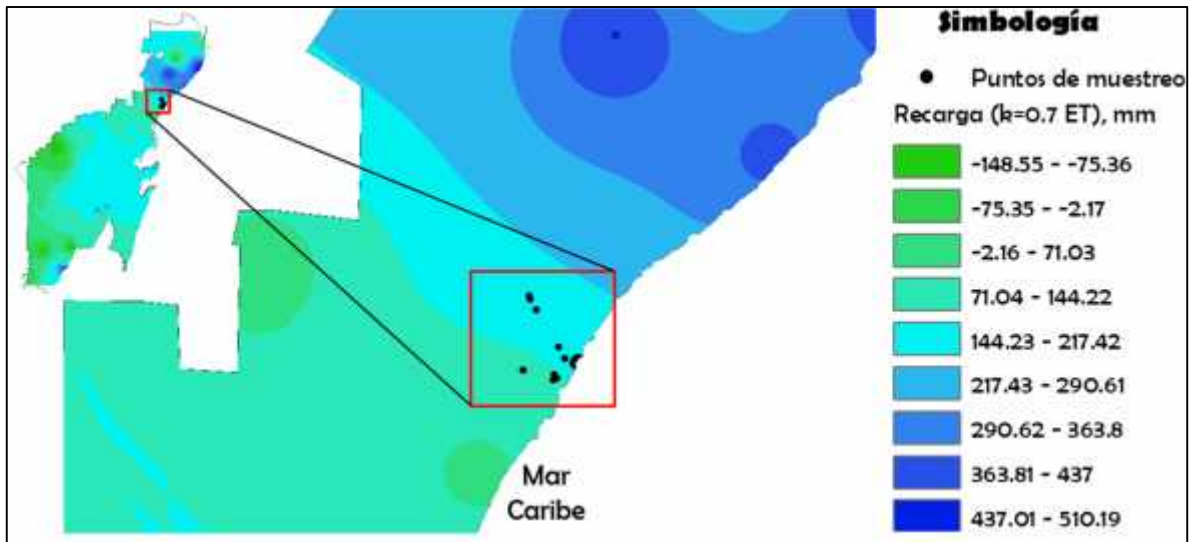


Figura 36. Estimación de la recarga en la zona de estudio con base en un coeficiente $k=0.7 \cdot \text{ETP}$.

4.4. DISCUSIÓN.

La precipitación, como se señaló anteriormente, es la única variable de entrada en el balance hídrico realizado en este trabajo. De acuerdo con Giddings y Soto (2003) la precipitación en el este de la Península de Yucatán oscila entre 1,200 y 1,500 mm al año y es menor a 1,100 mm en la parte central de la misma, es decir, que el rango de precipitación promedio anual estimada (820 – 1,460 mm/año) es congruente con lo anterior, de la misma manera el valor promedio de la precipitación acumulada anual (1,200 mm) guarda relación con los valores promedio y rangos calculados para la Península de Yucatán y para el estado de Quintana Roo en particular efectuados por otros autores (Bauer-Gottwein *et al.* (2011); Herrera y Comín (2000); Schmitter-Soto *et al.* (2002); Villasuso y Méndez (2000); Lugo *et al.* (1992); Chávez-Guillén (1986), ver cuadro 15).

Lo anterior junto con el resultado del IPS-12 (figura 29) permite presumir que la precipitación no ha sido afectada durante el periodo de estudio, es decir, que el promedio de la misma no ha variado significativamente durante el periodo de estudio.

Comparando la figura 30 con la precipitación promedio acumulada mensual para el año 2015 (figura 37) se observa básicamente la misma tendencia, es decir, la mayor precipitación se da durante el segundo semestre del año con valores máximos durante los meses de junio y octubre. Los valores mínimos de precipitación ocurren durante el primer cuatrimestre del año (sequía pre-estival), observando que el mes más seco durante 2015 fue abril y no marzo como ha ocurrido históricamente, sin embargo, el nivel de precipitación en los meses más secos es similar, es decir, menor a 50 mm. Aunado a lo anterior, tanto en la figura 30 como en la figura 37 se refleja el periodo de sequía intra-estival (canícula) señalado para la Península (Orellana *et al.*, 2009).

Particularmente, para la zona de estudio no se registraron precipitaciones durante el muestreo de febrero y junio aunque durante marzo su ocurrencia fue mínima, sin embargo, como se señaló en el capítulo II se detectaron plaguicidas organofosforados en alguno de los puntos de muestreo, lo que se esperaría de la presencia de los mismo con una precipitación abundante o continua como las que se dan durante la temporada de lluvias es un incremento en la concentración de estas sustancias lo cual permitiría su cuantificación.

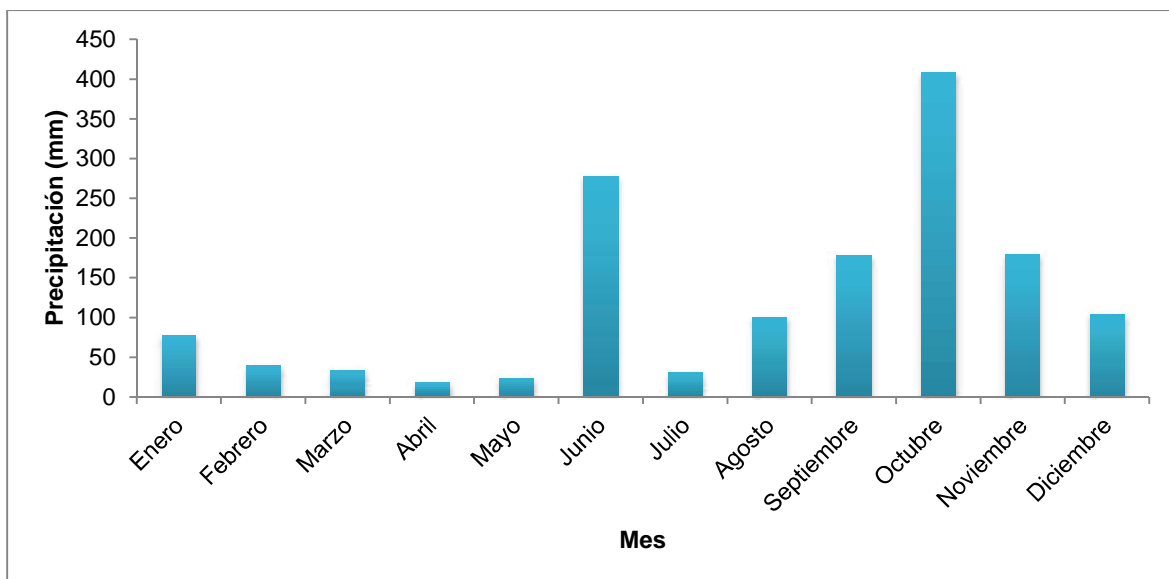


Figura 37. Precipitación promedio mensual 2015. Fuente: CONAGUA, 2016.

En lo concerniente a la evapotranspiración los valores estimados (1,350 – 1,900 mm/año) son ligeramente superiores a los calculados para la Península de Yucatán por Bauer-Gottwein *et al.* (2011) con una fluctuación de 850 – 1,600 mm/año, y por Schmitter-Soto *et al.* (2002) cuyo rango oscila entre 1,200 y 1,400 mm/año. Sin embargo son congruentes con Gondwe *et al.* (2010) reportando la evapotranspiración entre 350 – 2,500 mm/año, también para la Península de Yucatán.

Particularmente para Quintana Roo, la SARH (1990), y Villasuso y Méndez (2000) calcula la evapotranspiración promedio en 1,050 y 970 mm/año, respectivamente, valores que comparado con el promedio de 1,670 mm/año estimado en este trabajo con el método de Hargreaves, son inferiores. Valores superiores en la estimación de la evapotranspiración puede relacionarse con el método de estimación de este parámetro, ya que al ser un método indirecto, existen una amplia gama de modelos que permiten su estimación y que consideran distintos factores.

De manera general, si se compara el valor promedio de la precipitación acumulada anual (1,200 mm) y el de la evapotranspiración estimada anual (1,670 mm) se espera un déficit en la recarga del acuífero; sin embargo, es necesario hacer nuevamente énfasis en que el valor de la evapotranspiración estimado en este trabajo es 1) dependiente del método empleado y 2) es potencial, es decir, que refleja el mayor valor de evapotranspiración que puede ocurrir. El uso de otras herramientas de cálculo de la evapotranspiración, por lo tanto, pueden arrojar valores más exactos con respecto a este parámetro como lo es el

uso de imágenes MODIS en el trabajo desarrollado por Gondwe *et al.* (2010) para la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, en el que estiman que la evapotranspiración constituye entre 70 y 89% del total de la precipitación media anual en la Península.

Considerando los coeficientes 05 – 0.7 de la evapotranspiración (modelo Hargreaves) para la estimación de la recarga, de acuerdo a los 29,856 Hm³ de agua renovable para la Península de Yucatán calculado por CONAGUA (2014), Quintana Roo puede contribuir a la recarga regional entre 6,417 y 21,913 Hm³; por otro lado, Gondwe *et al.* (2010) señalan que la recarga para la Península corresponde al 23% de la precipitación anual, lo que se traduciría en una recarga de 13,858 Hm³ para el estado de Quintana Roo, volumen que entra en el rango propuesto de acuerdo a los coeficientes de 0.5 – 0.7 de la evapotranspiración potencial.

En lo que respecta a la recarga mensual, claramente se nota relación directa que existe con la precipitación mensual, ya que es precisamente en el periodo de sequía pre-estival (enero a abril) donde no hay recarga, la cual sí se puede apreciar en el segundo semestre del año durante la temporada de lluvias existiendo una disminución de la misma durante la canícula (julio y agosto).

Para la zona de estudio en particular, las figuras 34 - 36 permitieron observar que existe una infiltración que puede alcanzar los 500 mm/año, dependiendo del coeficiente empleado. Aunado a ello la figura 38 presenta un mapa de infiltración en la zona de estudio donde se aprecia que la infiltración puede darse con una mayor o menor rapidez, los puntos 1-3 se encuentran en una zona donde la infiltración puede ocurrir a una mayor velocidad que los punto 4-6. Este mapa fue realizado con base en los datos obtenidos con el GPS diferencial, la interpretación de los mismos para la elaboración de dicho mapa fue realizada por Grupo Há.

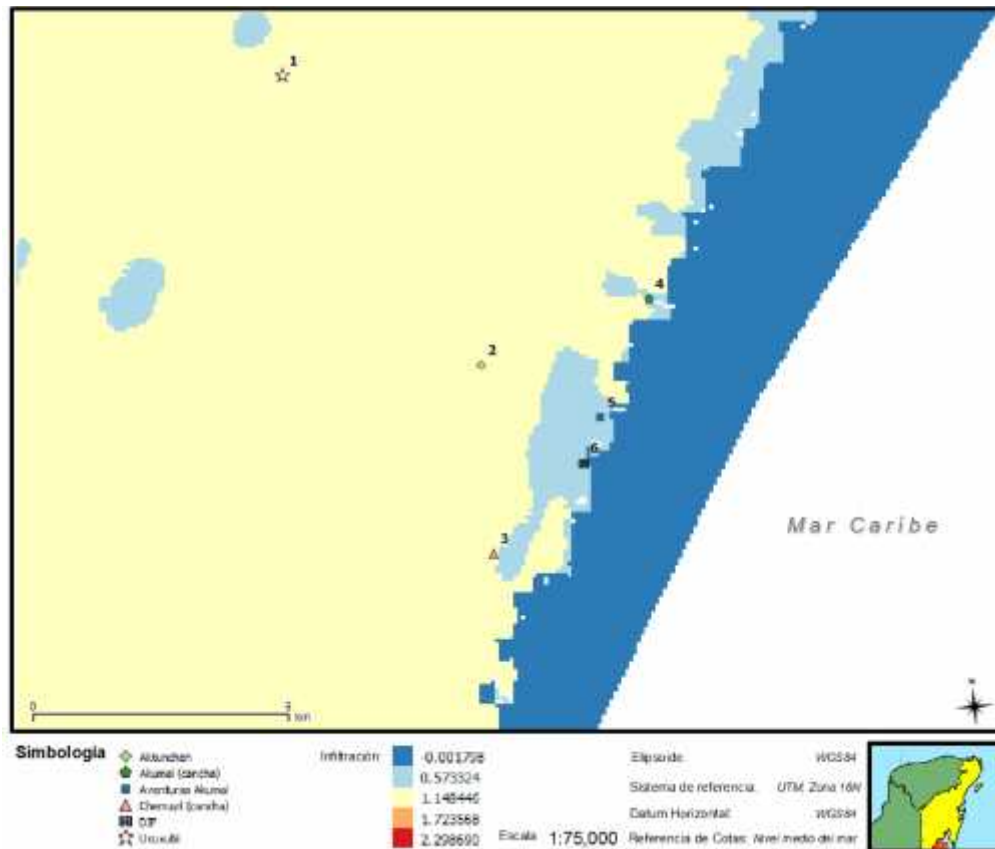


Figura 38. Mapa de infiltración puntos de muestreo (Elaborado por Grupo Há).

Considerando los escenarios de cambio climático para la península de Yucatán elaborados por Orellana (2009) pueden presentarse dos situaciones: 1) decremento en la precipitación pluvial anual, y b) un incremento en la misma, dependiendo del modelo y escenario utilizados.

Las condiciones más extremas con respecto a un déficit en las precipitaciones (figuras 39 y 40) reflejan una disminución de hasta 800 mm en la precipitación total anual, y para el caso particular de Quintana Roo de hasta 600 mm (Orellana, 2009), esto también puede aplicarse a la zona de estudio pero considerando que la predicción de la disminución de las precipitaciones no sería de igual magnitud que la estatal. Lo anterior, en término de transporte de sustancias hacia el acuífero se traduce en una limitación de la misma debida a lo consecuente escasez en la recarga, pero por otro lado, esta escasez en la recarga y decremento en las precipitaciones también se reflejará la disminución de los aportes de agua hacia los ecosistemas que dependen de los flujos subterráneos, además, si la extracción de agua se mantiene constante o se incrementa, el volumen de agua disponible también podría verse mermado.

Por otro lado, contemplando un incremento en las precipitaciones (figuras 41 y 42) podrían incrementarse las mismas entre 700 y 1,100 mm en la parte suroeste de la Península y entre 700 y 800 en la isla de Cozumel, independientemente de la magnitud, la intensificación de este fenómeno contribuiría al desplazamiento de sustancias hacia el acuífero, de las cuales las que son consideradas contaminantes podrían degradar la calidad del agua subterránea tanto para los ecosistemas como para el consumo humano.

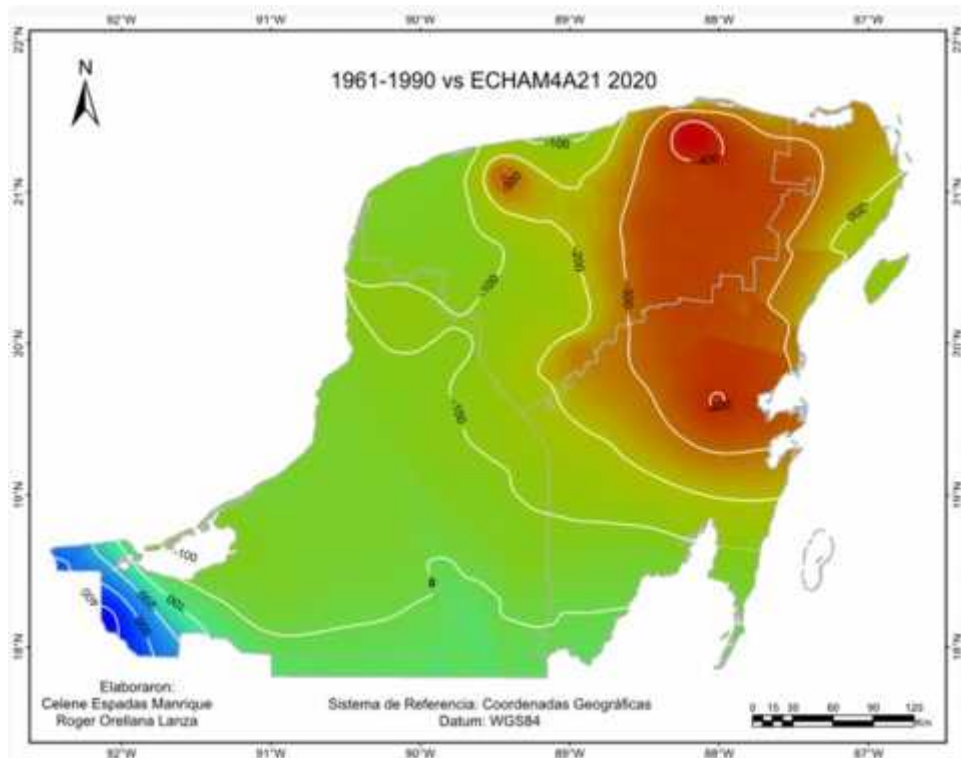


Figura 39. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario ECHAM3A1FI. Fuente: Orellana *et al.* (2009).

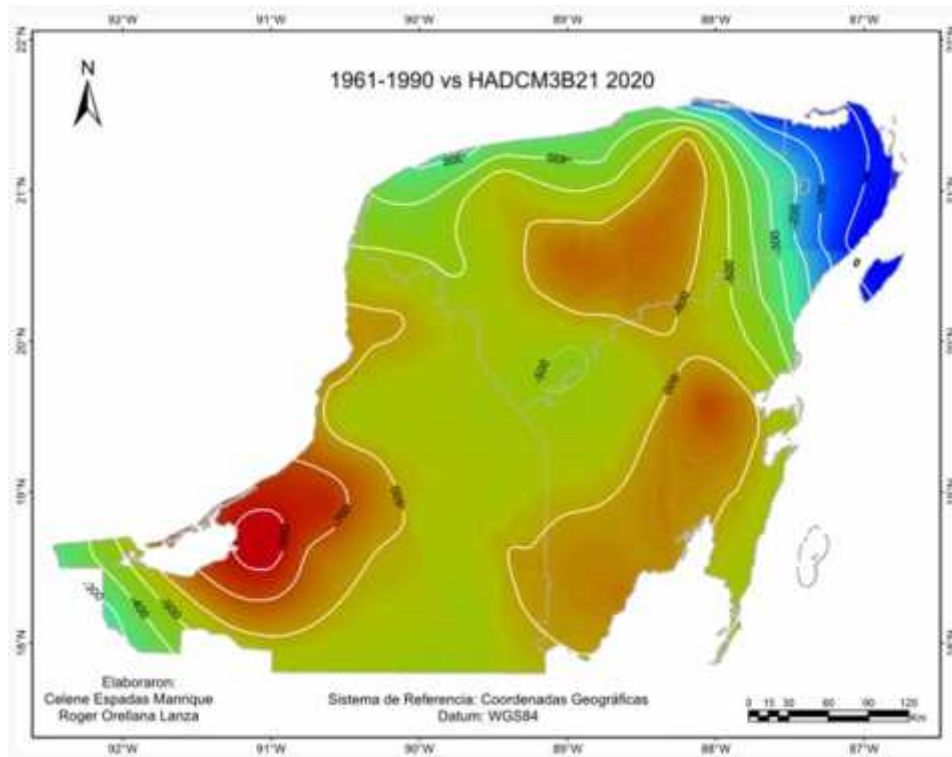


Figura 40. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario HADCM3B21. Fuente: Orellana *et al.* (2009).

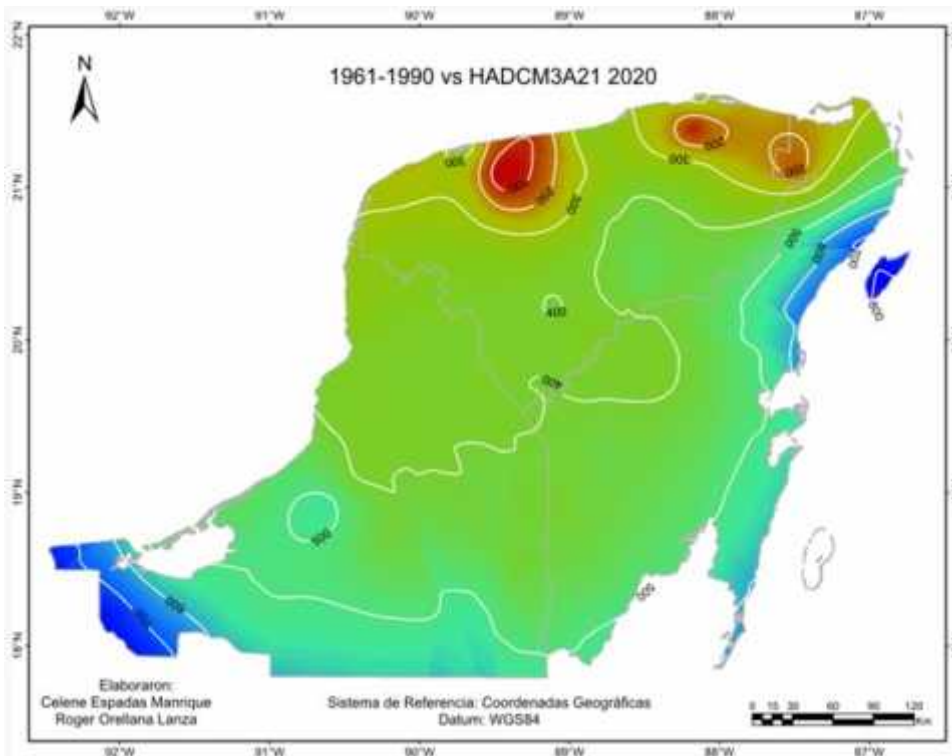


Figura 41. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario HADCM3A21. Fuente: Orellana *et al.* (2009).

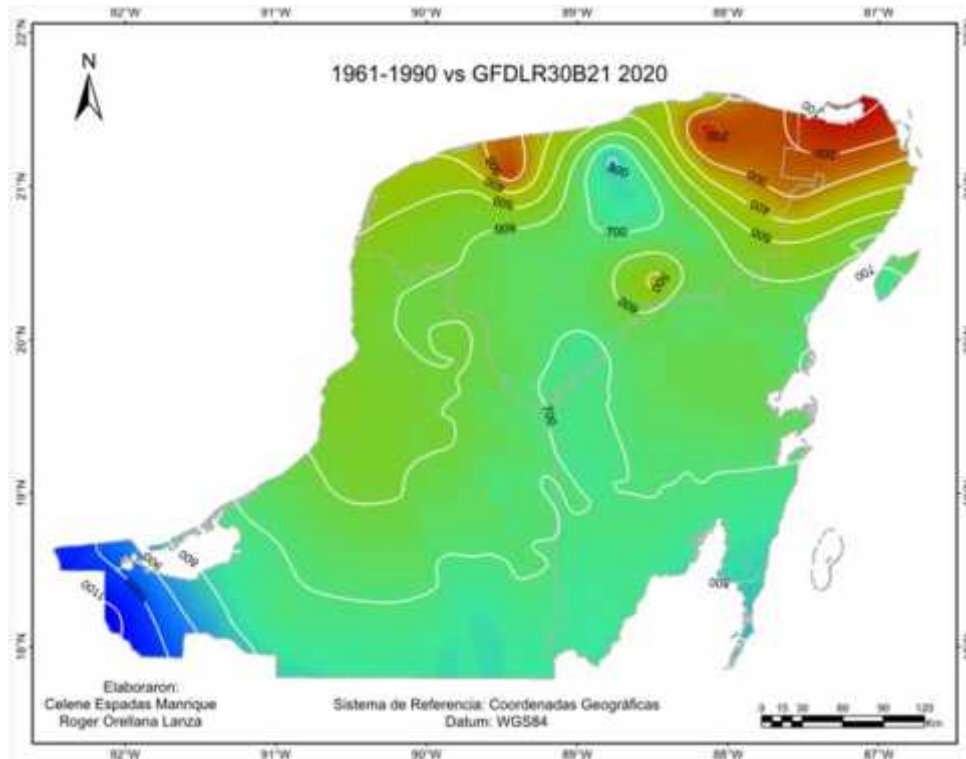


Figura 42. Cambio en la precipitación total anual para el 2020 de acuerdo con el mapa base (1961-1990) y el escenario GFDLR30B21. Fuente: Orellana *et al.* (2009).

4.5. REFERENCIAS.

- Allen, R. G., L.S. Pereira, D. Raes y M. Smith. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Roma: FAO. <http://doi.org/ISBN 92-5-304219-2>
- Bauer-Gottwein, P., B.R.N. Gondwe, G. Charvet, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra y G. Merediz-Alonso. (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), 507-524. <http://doi.org/10.1007/s10040-010-0699-5>
- Bear, J., y A. Cheng. (2010). *Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport*. <http://doi.org/10.1007/978-1-4020-6682-5>
- Chávez-Guillén, R. (1986). *Sinopsis geohidrológica del estado de Quintana Roo*. SARH.
- Chávez-Guillén, R. (1988). *Sinopsis geohidrológica del estado de Yucatán*. SARH.
- CONAGUA. (2016). Informe Hidroclimatológico Semanal. Informe Semanal No. 13. Recuperado a partir de <http://www.conagua.gob.mx/OCPY07/Contenido/Documentos/BolHidSem.pdf>
- CONAGUA. (2014). Estadísticas del Agua en México. México. SEMARNAT, CONAGUA.
- Davie, T. (2008). *Fundamentals of hydrology* (Second). New York: Routledge.
- Edwards, D.C., y T.B. McKee. (1997) Characteristics of 20th century drought in the United States at multiple time scales. *Climatology Report No. 97-2*, Colorado State Univ., Ft. Collins, CO.
- Escolero, O.A., L.E. Marín, B. Steinich y J. Pacheco. (2000). Delimitation of a hydrogeological reserve for a city within a karstic aquifer: The Merida, Yucatan example. *Landscape and Urban Planning*, 51, 53-62. [http://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00096-7](http://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00096-7)
- Giddings, L. y M. Soto. (2003). Rhythms of Precipitation in the Yucatán Peninsula. En A. Gómez-Pompa, M. F. Allen, S. A. Fedick, & J. J. Jiménez Osornio (Eds.), *The lowland Maya: three millennia at the human-wildland interface* (pp. 77-89). The Haworth Press Inc.
- Gondwe, B.R.N., S. Lerer, S. Stisen, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra, G. Merediz-Alonso

- y P. Bauer-Gottwein. (2010). Hydrogeology of the south-eastern Yucatan Peninsula: New insights from water level measurements, geochemistry, geophysics and remote sensing. *Journal of Hydrology*, 389(1-2), 1-17. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.04.044>
- Hanshaw, B.B. y W. Back. (1980). Chemical mass-wasting of the northern Yucatan Peninsula by groundwater dissolution. *Geology*, 8(5), 222-224.
- Hargreaves, G.L., G.H. Hargreaves, y J.P. Riley. (1985). Agricultural benefits for Senegal River Basin. *J. Irrigation and Drainage Engr.*, ASCE 111:113-124.
- Herrera, J. y F. Comín. (2000) An introductory account of types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE Mexico). En Munawar M., S. Lawrence, y I. D. Malley (ed.). *Aquatic ecosystems of Mexico. Status and Scope*. The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Lesser, J.M. (1976). *Estudio hidrogeológico e hidrogeoquímico de la Península de Yucatán*. Proyecto Conacyt-NSF 704, Secretaría de Recursos Hidráulicos Dirección de Geohidrología y Zonas Áridas.
- Lugo-Hubp, J., J.F. Aceves-Quesada y R. Espinasa-Pereña. (1992). Rasgos geomorfológicos mayores de la Península de Yucatán.pdf. *Revista del Instituto de Geología*.
- Marengo Orsini, J. A. (1982). Estimación de la evapotranspiración en el bosque húmedo tropical de la Amazonia. *Revista Forestal del Perú*, 11(1-2), 1-13.
- McKee, T.B., N.J. Doesken, y J. Kleist. (1993). The relationship of drought frequency and duration of time scales. Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society, Jan17-23, 1993, Anaheim CA.
- Orellana, R., C. Espadas, C. Conde y C. Gay. (2009). *Atlas Escenario de Cambio Climático en la Península de Yucatán*. Mérida: Unidad de Recursos Naturales, Centro de Investigación Científica de Yucatá; Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM.
- Pereira, A.R., S. Green, y N.A. Villa Nova. (2006). Penman-Monteith reference evapotranspiration adapted to estimate irrigated tree transpiration. *Agricultural Water Management*, 83(1-2), 153-161. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.11.004>

- SARH. (1990). Sinopsis geohidrológica del Estado de Quintana Roo. México: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos: Comisión Nacional del Agua.
- Schmitter Soto, J., E. Escobar Briones, J. Alcocer, E. Suárez Morales, M. Elías Gutiérrez, M. y L.E. Marín. (2002). Los cenotes de la Península de Yucatán. In G. De la Lanza & J. L. García (Eds.), Lagos y presas de México. México, D.F. 337-381.
- Shav, S. y K. Davar. (1973). Modified Penman method for potential evapotranspiration for forest región. *Journal of Hydrology*. 18(1), 349-365
- Singhal, B.B.S., y R.P. Gupta. (2010). *Applied hydrogeology of fractured rocks* (Second). New York: Springer. <http://doi.org/10.1007/978-90-481-8799-7>
- UNESCO. (1981). *Métodos de Cálculo del balance hídrico. Guía internacional de investigación y métodos*. (R. Heras, Ed.). Madrid.
- Villasuso, M.J. y R. Méndez. (2000). A conceptual model of the aquifer of the Yucatán Peninsula. *Research Report-International Institute For Applied Systems Analysis IIASA RR*, 14, 120-139.

CAPÍTULO V. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERALES.

5.1 DISCUSION.

La definición de la dirección de flujos subterráneos en un terreno cárstico siempre ha representado un reto en el cual diversas herramientas han sido ocupadas por hidrogeólogos para determinar la dirección preferente de estos flujos y con ello entender mejor la capacidad de transporte del sistema subterráneo. En los capítulos anteriores se han examinado los resultados de herramientas químicas con el fin de determinar si la parte hidrogeoquímica permite definir estos flujos (capítulo II) así como el uso de herramientas físicas (capítulo III) aunado a la estimación de la infiltración (capítulo IV) en la zona de estudio para identificar meses potenciales de recarga en los cuales se pueda presentar la movilidad e ingreso de sustancias retenidas en algún punto del sistema en el acuífero.

El análisis de muestras de agua en los diversos puntos de muestreo entre los que se consideraron pozos, cenotes y manglares para la identificación de plaguicidas evidencia la presencia de los mismos en el acuífero. A nivel mundial existe un vasto número de investigaciones en los que se han detectado plaguicidas en el agua subterránea (Köck-Schulmeyer *et al.*, 2014; Schipper *et al.*, 2008; Hudak y Thapinta, 2005; Tieyu *et al.*, 2005; Shomar *et al.*, 2005; Morgan, 1999, por citar algunos). E inclusive trabajos como los de Vargas (2015), Polanco *et al.* (2014), Cobos *et al.* (2014), Metcalfe *et al.* (2011) y Cabrera (1995) manifiestan su presencia en el acuífero de la Península de Yucatán.

Los plaguicidas analizados en este trabajo incluyeron los grupos organoclorados y organofosforados, analitos de este último grupo fueron detectados en los puntos de muestreo. Lo anterior dista de lo reportado para la Península de Yucatán en el sentido de que principalmente han sido analizados plaguicidas organoclorados, exceptuando el trabajo de Vargas (2015) donde también identifica la presencia de organofosforados en agua de pozos agrícolas en la zona cañera de Quintana Roo. La presencia de este grupo en la zona de estudio puede ser resultado del predominio a nivel mundial en el uso de este tipo de sustancias para combatir plagas (Freed *et al.*, 1979; Eleršek y Filipi , 2011) así como su mayor solubilidad en el agua.

Vargas (2015) comparó concentraciones de plaguicidas organofosforados en agua con niveles piezométricos determinados por CONAGUA para evaluar la posibilidad de determinar direcciones de flujo utilizando estos compuestos como trazadores involuntarios, sus conclusiones validaron esta propuesta, de modo que se encontró una relación entre las concentraciones de plaguicidas y los niveles piezométricos, es decir, las concentraciones fueron mayores donde la carga hidráulica también lo era y menores conforme la carga hidráulica disminuía. Sin embargo, en la zona de estudio, si bien pudieron ser identificados plaguicidas organoclorados en el agua subterránea, estos no pudieron ser cuantificados debido a que las concentraciones se encontraban por debajo del límite de cuantificación. De tal manera que el uso de esta metodología no permitió determinar la dirección del flujo subterráneo en la zona de estudio; sin embargo su presencia es evidencia de que si se presenta el transporte de contaminantes en la zona de estudio. Considerando lo anterior, la aplicación de herramientas físicas para el cálculo de las cargas hidráulicas fue fundamental en la identificación de las direcciones de flujo subterráneo.

El flujo del agua subterránea en medios porosos intergranulares siempre ocurre desde la mayor carga hidráulica hacia la menor carga hidráulica; debido a que la velocidad del agua subterránea en los medios porosos intergranulares es bastante baja, la velocidad es ignorada (Kresic, 2013). En ambientes cársticos donde existen conductos de disolución la velocidad puede ser alta y se propone no ignorarla (Kresic, 2013); sin embargo, la obtención de los niveles piezométricos fue realizada como si se tratara de un medio poroso donde predominan la permeabilidad secundaria (poros y fracturas Beddows; 2004) al considerar la zona de estudio como un medio continuo. Esta metodología para el cálculo de las cargas hidráulicas y por consiguiente las direcciones de flujo ha sido aplicada en la Península por CONAGUA (2009), Marín *et al.* (2005) y Escolero *et al.* (2005).

Las cargas hidráulicas determinadas disminuyeron conforme la distancia a la costa se reducía como se ha comprobado en otros trabajos realizados en la Península (Bauer-Gottwein, 2011; Gondwe *et al.*, 2010; CONAGUA, 2009; Marín, 2005; Escolero *et al.*, 2005; Moore *et al.*, 1992). A partir de las mismas se identificaron dos direcciones de flujo 1) hacia el sureste desde el punto de mayor carga hidráulica y 2) hacia el noreste (en las zonas de manglar). La dirección de flujo identificada a partir de las cargas hidráulicas en

las zonas de manglar sugirió la idea de un acuífero colgado en esta porción del área de estudio, lo cual podría ser explicado por la compactación del sedimento en estos ecosistemas como consecuencia de la acreción vertical propia de la morfodinámica de estos ecosistemas.

El movimiento del agua en el acuífero si bien es consecuencia de los gradientes hidráulicos también lo es de la infiltración del agua que asegura la recarga del sistema y en consecuencia la existencia de los mismos. En este sentido, la estimación del balance hídrico permitió conocer los meses con potencial de recarga del acuífero, y por lo tanto, a partir de los cuales, la infiltración puede promover el transporte de sustancias hacia el mismo como parte del movimiento del agua. En lo concerniente a la precipitación, los valores calculados fueron congruentes con los trabajos desarrollados para la Península de Yucatán (Bauer-Gottwein *et al.* (2011); Herrera y Comín (2000); Schmitter-Soto *et al.* (2002); Villasuso y Méndez (2000); Lugo *et al.* (1992); Chávez-Guillén (1986)), observándose una relación directa en la potencial recarga del acuífero cuando se presentan los meses más lluviosos. La toma de muestras de agua durante este trabajo de investigación se realizó en febrero, marzo y junio, durante estos meses la precipitación fue muy limitada por lo que se podría esperar que no ocurra una entrada de contaminantes hacia el acuífero; sin embargo, los resultados de los análisis cromatográficos evidencian la presencia de los mismos en el periodo de muestreo. Por tal motivo, se puede esperar que 1) exista un aporte de agua continuo que esté permitiendo la entrada de plaguicidas hacia el acuífero, 2) que la precipitación por muy breve que sea permita el desplazamiento y entrada directa de contaminantes a través de cenotes y así entren a formar parte del acuífero, y 3) que existan otras actividades que empleen plaguicidas (es decir, que el campo de golf no sea la única fuente de entrada de estas sustancias hacia el sistema, como se propuso originalmente en la hipótesis) lo cual está permitiendo la identificación de plaguicidas organofosforados en los puntos de muestreo a pesar de que su persistencia sea baja.

5.2. CONCLUSIONES.

La estrecha conexión entre el agua superficial y el agua subterránea en un ambiente cárstico permite que pueda ser fácilmente contaminado, ya que en este tipo de ambiente, los poros y conductos permiten que el agua superficial alcance rápidamente el agua

subterránea, frecuentemente sin el tiempo suficiente para que la filtración o la descomposición biológica de nutrientes y contaminantes se lleve a cabo; por lo tanto, lo que ocurre en la superficie determina en gran medida la naturaleza y proporción de los contaminantes que entran al agua subterránea (Kresic, 2013). El transporte de sustancias hacia el acuífero puede ser acelerado por las características del mismo en la costa este de Quintana Roo en el sentido que Beddows *et al.* (2002) señalan al caracterizarlo como un sistema de triple porosidad donde el flujo de agua subterránea ocurre principalmente a través de sistema de cavernas y fracturas interconectadas, y que drenan en el agua del interior del continente principalmente a través de ojos de agua.

Lo mencionado anteriormente pretende poner de manifiesto que las sustancias (contaminantes o no) que se encuentran en la zona vadosa, debido a las características cársticas de la Península de Yucatán, pueden movilizarse hacia al acuífero como consecuencia de la infiltración de la precipitación y de las direcciones del flujo subterráneo, alcanzando los ecosistemas costeros que dependen del agua subterránea como los son los manglares así como también los sistemas de abastecimiento de agua potable.

Durante el desarrollo de este trabajo de investigación se ha contemplado el panorama hidrogeológico de la Península de Yucatán, enfocado a una zona de estudio ubicada en el norte del estado de Quintana Roo, en una porción de lo que se conoce como Riviera Maya, como marco para desarrollar y validar direcciones del flujo subterráneo a través de la aplicación conjunta de herramienta químicas y físicas aunado a periodos de recarga del acuífero que ponen en contexto el transporte de contaminantes y derivado de ello se plantea su potencial impacto hacia ecosistemas costeros dependientes del agua subterránea como lo son las zonas de manglar. De los análisis efectuados se deriva lo siguiente:

1. Las determinaciones químicas realizadas permitieron evidenciar la presencia de contaminantes que pueden afectar el agua subterránea en la zona de estudio, los contaminantes identificados corresponden a plaguicidas organofosforados.
2. La presencia de los mismos indican su transporte desde algún punto del sistema y evidentemente este transporte sigue una trayectoria de flujo, sin embargo, su identificación en el agua subterránea fue insuficiente para definir direcciones de flujo

locales que pueda presentar el flujo subterráneo. Por otro lado, las herramientas físicas permitieron una mejor comprensión de las direcciones de flujo ya que las isolíneas generadas como resultado de la interpolación de las cargas hidráulicas identificaron dos direcciones de flujo: 1) hacia el sureste desde el punto de mayor carga hidráulica y 2) hacia el noreste (en las zonas de manglar)

3. Las direcciones de flujo identificadas advierte que el transporte de contaminantes como los plaguicidas puede afectar a los manglares.

4. Los valores de recarga estimados permiten observar una recarga potencial del acuífero durante el segundo semestre del año coincidiendo con los meses de mayor precipitación mientras que en los meses donde las precipitaciones son menores no se observa una recarga.

5. El empleo de plaguicidas como trazadores involuntarios del flujo subterráneo no fue posible debido a la baja concentración de los mismos en el agua; sin embargo, la determinación de cargas hidráulicas sí fue efectiva en la determinación de la dirección del flujo en el área de estudio comprendida dentro de una zona cárstica donde existe una actividad turística preponderante.

Con base en el estudio realizado se recomienda para investigaciones posteriores la inclusión de un mayor número puntos de muestreo con el objetivo de tener una mejor precisión en las cargas hidráulicas y con ello la dirección del flujo subterráneo; realizar muestreos después de eventos de precipitación propios de la temporada de lluvias para comparar con los resultados obtenidos en el periodo de secas y si existe una diferenciación en la concentración y número de plaguicidas en el agua subterránea y de ser así confirmar la importancia de la lluvia en el transporte de contaminantes. Como una futura línea de investigación relacionada con los manglares se propone el análisis del suelo y materia vegetal con el propósito de advertir si los plaguicidas son retenidos en el ecosistema y puedan llegar a afectarlo.

5.3. REFERENCIAS.

- Bauer-Gottwein, P., B.R.N. Gondwe, G. Charvet, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra y G. Merediz-Alonso. (2011). Review: The Yucatán Peninsula karst aquifer, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 19(3), 507-524. <http://doi.org/10.1007/s10040-010-0699-5>
- Beddows, P.A. (2004). *Groundwater hydrology of a coastal conduit carbonate aquifer: Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico* (Doctoral dissertation, University of Bristol).
- Beddows, P.A., P.L. Smart, F.F. Whitaker y S.L. Smith. (2002). Density stratified groundwater circulation on the Caribbean Coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Karst Frontiers. Karst Waters Institute Special Publication*, 7, 129-134.
- Cabrera, A. (1995). Herbicidas en el agua subterránea del estado de Yucatán. En *Memorias, I Congreso Mexicano de Toxicología* (p. 26). Xalapa.
- Chávez-Guillén, R. (1986). *Sinopsis geohidrológica del estado de Quintana Roo*. SARH.
- Cobos, V., R. Barrientos, J. Navarro y J. Rendón-von Osten. (2014). Plaguicidas Organoclorados: contaminantes persistentes en cenotes de Yucatán. *Biodiversidad*, 7(1), 24-27.
- CONAGUA. (2009). *Establecimiento de una red piezométrica de la Zona Cañera de Álvaro Obregón, municipio Othón P. Blanco, Quintana Roo*.
- Eleršek, T., y Filipi, M. (2011). Organophosphorus pesticides - Mechanisms of their Toxicity. En *Pesticides - The impacts of pesticides exposure*, Stoytcheva, M. (ed). InTech, pp. 243-260. Disponible en: <http://www.intechopen.com/books/pesticides-the-impacts-of-pesticides-exposure/organophosphorous-pesticides-mechanisms-of-their-toxicity>
- Escolero, O.A., L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra, A. Alcalá y V. Martínez. (2005). *Programa de monitoreo de aguas subterráneas de la caleta Xel-Há y sus alrededores, Estado de Quintana Roo*. D. F.
- Freed, V.H., C.T. Chiou y D.W. Schmedding. (1979). Degradation of selected organophosphate pesticides in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 27(4), 706-708. <http://doi.org/10.1021/jf60224a>
- Gondwe, B.R.N., S. Lerer, S. Stisen, L.E. Marín, M. Rebolledo-Vieyra, G. Merediz-Alonso, y P. Bauer-Gottwein. (2010). Hydrogeology of the south-eastern Yucatan Peninsula:

New insights from water level measurements, geochemistry, geophysics and remote sensing. *Journal of Hydrology*, 389(1-2), 1-17. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.04.044>

Herrera, J. y F. Comín. (2000) An introductory account of types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE Mexico). En Munawar M., S. Lawrence, y I. D. Malley (ed.). *Aquatic ecosystems of Mexico. Status and Scope*. The Netherlands: Backhuys Publishers.

Hudak, P.F., y A. Thapinta. (2005). Agricultural Pesticides in Groundwater of Kanchana Buri, Ratcha Buri, and Suphan Buri Provinces, Thailand. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(4), 631-636. <http://doi.org/10.1007/s00128-005-0630-2>

Köck-Schulmeyer, M., A. Ginebreda, C. Postigo, T. Garrido, J. Fraile, M. López de Alda, M. y D. Barceló. (2014). Four-year advanced monitoring program of polar pesticides in groundwater of Catalonia (NE-Spain). *Science of the Total Environment*, 470-471, 1087-1098. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.079>

Kresic, N. (2013). *Water in Karst. Management, Vulnerability, and Restoration*. USA: McGraw-Hill.

Lugo-Hubp, J., J.F. Aceves-Quesada y R. Espinasa-Pereña. (1992). Rasgos geomorfológicos mayores de la Península de Yucatán.pdf. *Revista del Instituto de Geología*.

Marín, L.E., O.A. Escolero, M. Rebolledo-Vieyra, M. Balcazar, P. Santillán y V. Martínez. (2005). *Programa de Monitoreo de Aguas Subterráneas del Parque Xcaret y sus alrededores, Estado de Quintana Roo*. D. F.

Metcalf, C.D., P.A. Beddows, G. Gold-Bouchot, T.L. Metcalfe, H. Li y H. Van Lavieren. (2011). Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution*, 159(4), 991-997. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.031>

Moore, Y., R. Stoessell y D. Easley. (1992). Fresh-Water/Sea-Water relationship within a ground-water flow system, northeastern coast of the Yucatan Peninsula. *Ground Water*, 30(3), 343-350. Recuperado a partir de https://scholar.google.com.mx/scholar?hl=es&as_sdt=0,5&q=Fresh-Water+Sea-Water+Relationship+with+a+groundwater+flow+system,+Northeastern+coast+of+the+Yucatan+Peninsula#0

- Morgan, L. (1999). Pesticides and groundwater in the State of Washington. *Environmental Management and Health*, 10(1), 7-17. <http://doi.org/10.1108/09566169910257095>
- Polanco, A.G., J. Navarro, J. Solorio, G. Mena, J. Marrufo y T. Del Valls Casillas. (2014). Contamination by organochlorine pesticides in the aquifer of the Ring of Cenotes in Yucatán, México. *Water and Environment Journal*, 29(1), 140-150. <http://doi.org/10.1111/wej.12080>
- Schipper, P.N.M., M.J.M. Vissers y A.M.A. van der Linden. (2008). Pesticides in groundwater and drinking water wells: overview of the situation in the Netherlands. *Water Science & Technology*, 57(8), 1277. <http://doi.org/10.2166/wst.2008.255>
- Schmitter Soto, J., E. Escobar Briones, J. Alcocer, E. Suárez Morales, M. Elías Gutiérrez, y L.E. (2002). Los cenotes de la Península de Yucatán. In G. De la Lanza & J. L. García (Eds.), *Lagos y presas de México*. México, D.F. 337-381.
- Shomar, B.H., G. Müller y A. Yahya. (2006). Occurrence of Pesticides in Groundwater and Topsoil of the Gaza Strip. *Water, Air, & Soil Pollution*, 171(1-4), 237-251. <http://doi.org/10.1007/s11270-005-9038-1>
- Tieyu, W., L. Yonglong, Z. Hong y S. Yajuan. (2005). Contamination of persistent organic pollutants (POPs) and relevant management in China. *Environment international*, 31(6), 813-21. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.043>
- Vargas, A. (2015). *Impacto de Compuestos Orgánicos Persistentes (COP's) en la Zona Sur del Acuífero de Quintana Roo, México*. Centro de Investigación Científica de Yucatán.
- Villasuso, M., y R. Méndez. (2000). A Conceptual Model of the Aquifer of the Yucatán Peninsula. En W. Lutz, L. Prieto, & W. Sanderson (Eds.), *Population, Development, and Environment on the Yucatán Peninsula: From Ancient Maya to 2030*. Vienna: International Institute for Applied Systems Analysis.