



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

• • •

**Calidad del agua en pozos aledaños al relleno sanitario
“La Perseverancia”, Cuautla, Morelos.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A:

Erick Ricardo Hjort Colunga



DIRECTOR DE TESIS:

Dra. Ana Cecilia Espinosa García

Ciudad Universitaria noviembre 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Hoja de datos del jurado

1. Datos del Alumno
Hjort
Colunga
Erick Ricardo
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
406111131
2. Datos del tutor
Dra.
Ana Cecilia
Espinosa
García
3. Datos del Sinodal 1
Dr.
Eric
Morales
Casique
4. Datos del Sinodal 2
Dr.
Rodolfo Omar
Arellano
Aguilar
5. Datos del Sinodal 3
Dr.
Horacio
Riojas
Rodríguez
6. Datos del Sinodal 4
M. en C.
Gustavo
Pérez
Ortiz

La presente tesis se realizó bajo la dirección de la Dra. Ana Cecilia Espinosa García en el laboratorio de Ecología Química del Instituto de Ecología a cargo de la Dra. Marisa Mazari Hiriart, Universidad Nacional Autónoma de México. Con el apoyo del Dr. Horacio Riojas Rodríguez del Instituto Nacional de Salud Pública a cargo del proyecto Riesgos a la Salud por contaminación generada en tiraderos de basura a cielo abierto en el Estado de Morelos, con financiamiento de CONACYT clave: SALUD-2009-01-115486.

Agradecimientos:

A mi mamá a mi papá a mi hermanita.

A la UNAM

A mi tutora, la Dra. Ana Cecilia Espinosa, por su invitación para participar en este proyecto y por su ayuda y asesoría constante a lo largo del desarrollo de este trabajo y de mi formación. A la Dra. Marisa Mazari Hiriart, por todo el apoyo recibido en este laboratorio y por haberme incluido en tan diversos proyectos lo cual no solo ha sido fundamental en mi formación si no también entretenido. Al M. en C. Gustavo Pérez Ortiz, por ser también como mi director de tesis, por la confianza que me depositó al iniciar mi trabajo en este laboratorio, por sus consejos y observaciones sobre mi trabajo, de las cuales todavía tengo una larga lista de correcciones por realizar.

A los miembros de mi jurado, el Dr. Eric Morales Casique por ayudarme a entender un poco sobre la geología del lugar, lo cual fue de gran importancia para resolver todas esas dudas en mi trabajo, al Dr. Rodolfo Omar Arellano Aguilar por sus comentarios y precisiones sobre varios aspectos e implicaciones de mi trabajo, al Dr. Horacio Riojas Rodríguez por su asesoría y respaldo en este trabajo.

A la gente de las comunidades de los municipios de Cuautla y Ayala con las que trabajé en mi estudio, a los encargados de los pozos y las personas que tuvieron la gentileza de dejarnos entrar a sus casas.

Al Dr. Oscar Escolero y a la Dra. Christina Siebe del Instituto de Geología, por su atención y disposición para platicar sobre mi proyecto y asesorarme sobre el tema.

A la M. en C. Margarita Sánchez del Instituto Nacional de Salud Pública por su gran apoyo en campo y en toda la logística del proyecto.

A los miembros del Laboratorio de Ecología Química, próximo a convertirse en el Laboratorio de Monitoreo Ambiental del Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad; con los cuales trabajé todo este tiempo para el procesamiento de mis muestras, a Rosa Solano, Alejandra Fonseca, Antonio Tapia, Stephanie Espinosa, Nallely Vázquez, a Jaqueline Jeniffer Noguez, Patricia Pérez, un agradecimiento especial para Adriana Pérez por todos esos buenos ratos de amor y odio de los cuales todos hemos sido partícipes, a Miguel Silva y Omar García.

To my dear friend Réka Rozsos from who I've received valuable advice and support. A mis amigos de toda la vida y más vale que lo sigan siendo, Farid Asiain, Andres Jaramillo, a la Srita. Jocelyn Traspaña, a Mario y David Rodríguez, que son el futuro de nuestro México!

A la inmensa banda de gente bonita, inteligente y bailadora con la que compartí todos esos momentos en la facultad, los que sigo viendo y a los que ya no veo. La lista sería interminable, muchas gracias a todos mis amigos de la Ciencias.

Índice

Resumen	1
1 Introducción	3
1.1 Relleno Sanitario y dispersión de contaminantes	4
1.1.1 Efectos a la salud en la población asociados a la presencia de rellenos.....	4
1.1.2. Lixiviados	4
1.1.3 Contaminación de aguas subterráneas	5
1.1.4 Movimiento de patógenos hacia el acuífero	7
1.2 Patógenos encontrados en acuíferos	9
1.3 Microorganismos indicadores en agua	10
1.3.1 Bacterias Indicadoras.....	12
1.3.2 Bacteriófagos	12
1.3.3 Virus.....	13
1.4 Normatividad Mexicana.....	14
2 Antecedentes	15
2.1 Situación del relleno	15
3 Justificación del trabajo	16
4 Objetivos	17
4.1 Objetivo general	17
4.2 Objetivos particulares.....	17
5 Hipótesis	17
6 Métodos	18
6.1 Descripción del sitio.....	18
6.1.1 Acuífero	18
6.1.2 Relleno.....	22
6.2 Diseño experimental.....	23
6.3 Métodos de Campo.....	27
6.3.1 Colecta de muestras	27
6.3.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos.....	27
6.4 Análisis microbiológicos.....	27
6.4.1 Detección de bacterias fecales	27
6.4.2 Análisis de colífagos.....	29
6.4.3 Detección de Virus.....	33
6.4.4 Análisis de Datos.....	35
7 Resultados.....	36
7.1 Parámetros fisicoquímicos	36
7.1.1 Conductividad eléctrica	36
7.1.2 Sólidos disueltos totales	39
7.1.3 Salinidad	41
7.1.4 pH	42
7.2 Parámetros Microbiológicos	44
7.2.1 Coliformes fecales	44
7.2.2 Enterococos fecales.....	46
7.2.3 Colífagos detectados con la bacteria <i>E. coli</i> K12 como hospedera.....	49
7.2.4 Colífagos detectados con la bacteria <i>E. coli</i> HS como hospedera	50
7.2.5 Detección de enterovirus y adenovirus	52

7.3 Análisis estadístico.....	52
7.3.1 Prueba de Kruskall-Wallis	52
8 Discusión	55
9 Conclusiones.....	59
10 Referencias.....	61
11 Anexo	68

Índice de tablas

TABLA 1 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL DESTINO DE BACTERIAS EN EL SUBSUELO (MODIFICADO DE YATES Y YATES, 1998 EN ALLEY, 1993).	7
TABLA 2 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL DESTINO DE VIRUS EN EL SUBSUELO (MODIFICADO DE YATES Y YATES, 1998 EN ALLEY, 1993).	8
TABLA 3 MICROORGANISMOS PATÓGENOS PRESENTES EN ACUÍFEROS (MODIFICADO DE OMS, 2006).	10
TABLA 4 DEFINICIONES PARA CADA GRUPO DE INDICADORES (MODIFICADO DE ASHBOLT, 2001).	11
TABLA 5 LÍMITES PERMISIBLES DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS ESTABLECIDOS EN LA LEY FEDERAL DE DERECHOS EN MATERIA DE AGUA Y LA NORMA OFICIAL MEXICANA 127.	14
TABLA 6 USOS DEL AGUA SUBTERRÁNEA POR TIPO Y VOLUMEN DE ACUERDO AL CENSO DE CNA (1998).	20
TABLA 7 SITIOS DE MUESTREO EN LOS MUNICIPIOS DE CUAUTLA Y CIUDAD AYALA.	26
TABLA 8 RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE KRUSKALL-WALLIS PARA LOS SITIOS DE ESTUDIO REALIZADAS CON EL PROGRAMA STATGRAPHICS CENTURION XV	53

Resumen

Este trabajo forma parte del proyecto “Riesgos a la Salud en Mujeres de 18 a 39 años por contaminación generada en el relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.”, iniciado en mayo del 2010 por el Instituto Nacional de Salud Pública con fondos sectoriales de Conacyt. Este proyecto parte a raíz de una queja de la ciudadanía por la presencia de un relleno sanitario cercano a su comunidad, en la periferia de la ciudad de Cuautla, Morelos.

Dentro de los rellenos sanitarios se llevan a cabo varios procesos de descomposición, los cuales dependiendo de la naturaleza de los desechos pueden generar sustancias químicas y favorecer la proliferación de microorganismos, algunos de los cuales pueden resultar en afecciones a la salud de la población cercana a los rellenos sanitarios. Debido al contenido de humedad propio de los desechos contenidos en el relleno (principalmente en los desechos de origen orgánico), sumando con el aporte de humedad producto de la precipitación pluvial, las sustancias químicas y microorganismos generados en el relleno, son transportados en una fase líquida conocida como lixiviado. Los lixiviados pueden ser liberados al ambiente e incidir en eventos de contaminación, tanto en escurrimientos superficiales de agua, como de corrientes subterráneas (las cuales son las principales fuentes de abastecimiento de agua para la población).

Para determinar si existe infiltración de lixiviados en el acuífero; se seleccionaron cinco sitios de muestreo (dos sitios controles negativos y tres sitios experimentales), para agua subterránea y agua de la red de distribución municipal, mismos que se muestrearon durante 8 campañas de muestreo mensual; entre enero y noviembre de 2011.

Se realizó un análisis de las características del lixiviado generado, tomando muestras de las lagunas de lixiviados ubicadas dentro del relleno sanitario. La contaminación de escurrimientos superficiales de agua, se llevó a cabo en una ocasión (por ser estacionales) en dos ríos adyacentes al relleno sanitario. De las muestras obtenidas, se analizaron las variaciones en los parámetros fisicoquímicos como son: pH, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, salinidad y oxígeno disuelto. Posteriormente en laboratorio se analizó la presencia de indicadores microbiológicos de contaminación fecal como son: coliformes fecales (CF) y enterococos fecales (EF), se realizó la detección de Adenovirus mediante qPCR y se emplearon modelos de indicadores fecales, como son los colifagos que infectan a las cepas K12 y HS(pFamp) de *Escherichia coli*.

Se encontraron bacterias indicadoras de contaminación fecal y colifagos, en los sitios seleccionados como control negativo para el análisis de agua subterránea, lo que señala que existen eventos de contaminación en el acuífero, previos a la influencia otorgada al relleno sanitario. Los sitios de

muestreo de agua subterránea mostraron gran variabilidad en sus características fisicoquímicas, tanto estacionalmente, como entre cada sitio. Esta variabilidad también se vio reflejada en los análisis microbiológicos. En todos los sitios se encontró la presencia de indicadores de contaminación fecal; bacterias EF y de ambos tipos de colifagos que infectan a *E. coli* K12 y HS(pFamp). En las muestras de agua subterránea, varias veces se rebasaron los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, debido a la presencia de bacterias CF, también en un sitio control negativo se rebasó el rango de valores de pH establecido por esta misma norma.

Se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, en la cual no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios controles negativos y sitios de muestreo, por lo que los resultados obtenidos mediante este estudio no son suficientes para concluir si el relleno sanitario está aportando o no, lixiviados que modifiquen las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua extraída del acuífero.

En las corrientes superficiales analizadas, la influencia de los lixiviados modificó significativamente las características fisicoquímicas del agua (en particular la conductividad eléctrica y el pH), así como también se observó un incremento en varios órdenes de magnitud en el número de bacterias indicadoras de contaminación fecal y de colifagos.

Estudios como este, deben de tomar en cuenta la composición de las unidades hidrogeológicas del sitio de estudio, así como la red de flujo hídrico, en particular en esta zona de estudio ubicada en el Estado de Morelos, donde confluyen unidades hidrogeológicas de alta heterogeneidad. Los estudios dirigidos determinar si es que existe infiltración de lixiviados, deben complementarse con una caracterización iónica del lixiviado y determinar la firma química propia del lixiviado, para así poder detectarla en el acuífero y tener una evidencia fehaciente de que está ocurriendo infiltración de lixiviados en el acuífero.

1 Introducción

El acceso al agua segura para beber es esencial a la salud, un derecho humano y un componente efectivo en la política de protección de la salud pública. Invertir en servicios de suministro de agua, saneamiento y tratamiento de aguas residuales, puede resultar en beneficios para la salud, por lo que los esfuerzos para mantener la calidad del agua de consumo, son totalmente justificados. El agua además de ser una sustancia imprescindible para la vida, es fundamental para las actividades diarias, de ahí la importancia de conservar y mantener la calidad de las fuentes de abastecimiento naturales (OMS, 2011).

Reducir la incidencia de microorganismos patógenos en las fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano debe ser siempre prioridad para las autoridades encargadas de proveer este servicio (OMS, 2011). Asegurar el abastecimiento de agua libre de patógenos, es de gran importancia, donde debido a una mala calidad del agua, saneamiento e higiene se llegan a producir hasta 1.7 millones de muertes anuales a nivel global, la mayor parte de estas a través de diarreas infecciosas (Ashbolt, 2004); siendo esta la sexta causa de mortalidad a nivel mundial y un 3.7% de las causas de enfermedad a nivel mundial (Prüss-Üstun *et al.*, 2004).

Los principales agentes patógenos transportados por agua son: bacterias, virus, protozoos y helmintos, estos pueden causar diferentes enfermedades, desde una gastroenteritis sin secuelas importantes, hasta artritis reactiva, síndrome del intestino irritable, predisposición a cáncer, disentería, hepatitis o fiebre tifoidea (Figueras *et al.*, 2010), además de producir secuelas crónicas que aparecen semanas o años después de la infección, son: diabetes, enfermedades del corazón, enfermedades autoinmunes, lo cual impacta directamente en la calidad de vida del individuo (Reynolds, 2008). La contaminación fecal es la principal causa de las enfermedades transmitidas por agua (Szewzyk *et al.*, 2000), la cual puede detectarse cuando los indicadores fecales (*Escherichia coli*, enterococos ó colifagos) se encuentran presentes (DOF, 2000; USEPA, 2006). Su presencia demuestra de que hay una vía por la que los agentes patógenos entran a las fuentes subterráneas de abastecimiento e infecten a la población (USEPA, 2006).

1.1 Relleno Sanitario y dispersión de contaminantes

1.1.1 Efectos a la salud en la población asociados a la presencia de rellenos

En los rellenos sanitarios, debido a los procesos de descomposición, se genera un gran número de sustancias diferentes, muchas de estas son liberadas al ambiente en forma de gases como metano, dióxido de carbono y otros como sulfuro de hidrogeno, vapor de mercurio y compuestos orgánicos volátiles, que son emitidos en muy bajas concentraciones (Rushton, 2003). Estos gases son la principal causa de intranquilidad entre los residentes cercanos a los rellenos, generando una compleja relación entre la preocupación y la percepción de olores con el reporte de síntomas, por lo que incluir la alteración psicológica de la población es también importante en el reporte de casos de afecciones a la salud en sitios cercanos a rellenos (Vrijheid, 2000). Los residentes cercanos a rellenos sanitarios suelen reportar una prevalencia de síntomas y afecciones a la salud que van de; enfermedades respiratorias, en la piel y gastrointestinales; hasta diferentes tipos de cáncer (estómago, colorectal, hígado, laringe, sarcoma del tejido blando, riñón vejiga y linfoma no Hodking), anomalías congénitas, bajo peso al nacer y relaciones desproporcionales entre sexos de recién nacidos (Porta, 2009). Sin embargo en muchos casos la evidencia recopilada no es suficiente o es inconsistente para establecer una relación entre un proceso de desecho específico y los efectos a la salud de la población (Vrijheid, 2000; Rushton, 2003).

En cuanto a microorganismos patógenos, existen varias formas en las que pueden transportarse desde el relleno hasta la población; esto puede ser por aerosoles biológicos, así como el transporte por medio de vectores como moscas, ratas, por la contaminación de alimentos (INSP, 2010), y también por la infiltración de lixiviados en cuerpos de agua superficial y en los acuíferos (Vrijheid, 2000).

1.1.2. Lixiviados

La migración de partículas de un relleno sanitario a las aguas subterráneas es un problema tanto ambiental, como de salud pública, especialmente si el sitio está localizado sobre de un acuífero que provee agua para consumo humano (Vrijheid, 2000). Se pueden encontrar varios trabajos que evalúan los efectos de un relleno sanitario sobre la calidad del agua subterránea debido a la infiltración de lixiviados como son: Christensen (2000), Vrijheid (2000), Mor (2006) y Porta (2009). En estos estudios se observa amplia evidencia de la capacidad que tienen los lixiviados de modificar dramáticamente las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua subterránea al infiltrarse en acuíferos.

Los lixiviados son fluidos que se forman a partir del contenido de humedad de la basura y de la humedad que aporta del ambiente debido a la precipitación pluvial sobre el relleno sanitario. Es así como los productos de descomposición del relleno son arrastrados en una fase líquida al entorno en donde se ubica el relleno sanitario (Pohland, 1987). Los lixiviados poseen una fracción orgánica e inorgánica, con metales pesados también presentes (USEPA, 2006). Sus características están determinadas por la naturaleza de los desechos que se vierten en el relleno sanitario (Pujari, 2005). Algunos factores que influyen en la naturaleza de la basura y en la composición de los lixiviados son: el tamaño de la población, su estilo de vida, hábitos alimenticios, nivel socioeconómico, actividades industriales y comerciales, tradiciones culturales de los habitantes y el clima (Kumar, 2007). Debido a la gran cantidad de materia orgánica que aporta la infiltración de lixiviados en el acuífero es común registrar cambios en la geoquímica y microbiología del sistema corriente abajo, donde se pueden formar zonas de óxido reducción debido a la degradación de la materia orgánica por acción microbológica (Christensen, 2000). Los cambios más evidentes que ocurren cuando los lixiviados llegan a infiltrarse al acuífero son el aumento en nutrientes como: nitratos y fosfatos, características fisicoquímicas como: pH, un incremento en la conductividad eléctrica y presencia de bacterias indicadoras fecales como enterococos fecales y coliformes fecales (USEPA, 2006). En los lixiviados se ha detectado la presencia de bacterias patógenas como *E. coli*, *Salmonella typhi*, *Salmonella typhimurium*, *Shigella* spp. *Citrobacter*, *Serratia*, *Aeromonas*, *Proteus* spp y virus como Hepatitis A y E (Beeman, 1987; Kumar, 2007).

1.1.3 Contaminación de aguas subterráneas

Determinar el grado de contaminación que ocurre en el acuífero es una tarea muy compleja, pues siempre depende del movimiento del agua subterránea, la cual se desplaza de forma muy lenta, o puede moverse muy rápido si es bombeada. Los contaminantes también pueden o no moverse en el mismo sentido en el que fluye el acuífero. Esto se ve determinado por su densidad y gravedad específica (esta última es la gravedad con relación al agua y que varía para cada químico contenido en el lixiviado). Por lo tanto un contaminante puede flotar, hundirse en el fondo del acuífero o incluso moverse en dirección opuesta al flujo del agua en el acuífero (Patrick, 1990).

Contaminación química del agua subterránea

En los lixiviados existe gran cantidad de agentes químicos de riesgo para la salud de la población, quien al usar acuíferos contaminado por la infiltración de lixiviados como fuente de abastecimientos, se encuentra expuesta a gran cantidad de compuestos químicos acarreados por los lixiviados; muchos de estos compuestos generan gran preocupación por causar problemas a la salud irreversibles después de prolongados tiempos de exposición. En muchos otros casos sus propiedades

organolépticas como: sabor, olor, apariencia modifican las características del agua y reciben rechazo o alarma inmediata por parte de los consumidores (OMS, 2011).

De entre ellos, los contaminantes de origen natural que representan mayor preocupación por los riesgos a la salud y por su prevalencia en gran cantidad de sistemas subterráneos son: arsénico y fluoruros (OMS, 2011). La presencia de metales pesados como: cadmio, mercurio, cromo y níquel, son de gran importancia debido a su alta toxicidad y su capacidad de acumulación (Rushton, 2003). Debido a su capacidad de bioacumulación, movilidad, persistencia en el ambiente, así como su inherente toxicidad actualmente se suman a la lista de contaminantes químicos los compuestos químicos xenobióticos (XOC's en inglés) como: hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), bifenoles policlorados (PBC), polibromodifeniléteres (PBDE), diclorodifeniltricloroetano (DDT), hidrocarburos clorados, pesticidas, dibenzo-p-dioxinas, asbestos y en algunos casos fármacos como diclofenaco (Rushton, 2003; Schwarzenbach *et al.*, 2010). No obstante, el mayor número de enfermedades que son reportados por la población son causados por microorganismos (Patrick, 1990).

Contaminación microbiológica del agua subterránea

Los microorganismos pueden ser introducidos al subsuelo en una gran variedad de formas. En general toda práctica que involucre el vertido de aguas residuales domésticas al suelo tiene el potencial de producir contaminación microbiológica en los acuíferos (Alley, 1993). La contaminación debido a la infiltración de drenajes municipales en el acuífero, puede deberse a descargas en barrancas o en ríos, por fugas en el sistema de alcantarillado, un manejo inadecuado de fosas sépticas, por grietas en el sello sanitario del pozo, debido a que no esté bien construido o reciba mal mantenimiento (Szewzyk, *et al.*, 2000; USEPA, 2006). La contaminación puede producirse también por arrastres de materia fecal animal debido a la filtración de agua de lluvia hasta el subsuelo (USEPA, 2006). Las precipitaciones pueden incrementar los niveles de contaminación en las fuentes de abastecimiento no protegidas y muchos brotes asociados al agua suelen ocurrir después de fuertes lluvias o inundaciones (OMS, 2011). El entierro de pañales desechables, residuos de animales y materia orgánica en descomposición en rellenos municipales, es también un medio por el cual los microorganismos patógenos, a través de lixiviados pueden llegar hasta el subsuelo (Alley, 1993).

El número de casos de enfermedad transmitidos por agua subterránea es significativo, sin embargo, este número es generado a partir de estimaciones, pues no existen casos fehacientes, suficientes o estudios dirigidos a estimar la contribución del agua subterránea contaminada en la incidencia de enfermedades en una región (Prüss-Üstun y Corvalán, 2004).

Muchos brotes de infecciones se pueden prevenir con un buen entendimiento y manejo del agua subterránea, pues la contaminación por patógenos ha sido asociada con simples deficiencias en el sistema de saneamiento, cuando en realidad es probable que no se posea un claro entendimiento sobre los procesos de atenuación y de transporte de los agentes infecciosos en el subsuelo (OMS, 2011). La calidad del agua subterránea puede variar rápidamente en un mismo sitio a través del tiempo, e incluso entre sitios adyacentes, las características de cada pozo de extracción pueden diferir considerablemente, y los sistemas subterráneos no están exentos del riesgo de contaminación ocasional (USEPA, 2006).

Los patógenos comúnmente encontrados en los sistemas de aguas subterráneas se pueden dividir en tres grandes grupos: Virus, bacterias y protistas. La transmisión de helmintos por aguas subterráneas es improbable, debido a que por su tamaño pueden ser retenidos en el suelo antes de alcanzar al acuífero (OMS, 2011).

1.1.4 Movimiento de patógenos hacia el acuífero

El destino de agentes patógenos hasta el acuífero se ve determinado por dos factores, la supervivencia y el transporte. Estos dos factores varían dependiendo el tipo de microorganismo así como del tipo de ambiente que existe en el subsuelo, producto de la geología y edafología, combinada con el clima del lugar (Alley, 1993). Las interacciones que se generan entre los microorganismos con el subsuelo son dependientes del pH, temperatura salinidad, humedad del suelo y de nutrientes como nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio, así como por elementos traza como hierro, manganeso y cobalto (Patrick, 1990) (Tablas 1 y 2). La supervivencia depende de las características propias de cada microorganismo, como son la formación de agregados o estructuras de resistencia en la superficie (Alley, 1993).

Tabla 1 Factores que influyen en el destino de bacterias en el subsuelo (Modificado de Yates y Yates, 1998 en Alley, 1993).

Factor	Influencia en	
	Supervivencia	Transporte
Temperatura	Bacterias sobreviven más tiempo en temperaturas bajas.	Desconocido
Actividad microbiana	Incremento en el tiempo de supervivencia en suelo estéril.	Desconocido
Contenido de humedad	Mayor tiempo de supervivencia en suelos húmedos y durante tiempos de alta precipitación.	Generalmente el transporte se incrementa bajo de saturación de flujo.
pH	Mayor tiempo de supervivencia en suelos alcalinos (pH>5) que en suelos ácidos.	Un pH bajo incrementa la retención de bacterias. Generalmente conforme se

Especies de sal y concentración		incrementa la concentración de sales iónicas, e incrementando la valencia de los cationes, mejora la adsorción bacteriana.
Propiedades del suelo		Mayor transporte bacteriano en suelos de textura gruesa; las bacterias son retenidas por la fracción arcillosa del suelo.
Tipo de bacteria	Las diferentes bacterias varían en su susceptibilidad a la inactivación por factores físicos, químicos y biológicos.	La filtración y adsorción son afectadas por las características físicas y químicas de la bacteria.
Materia orgánica	Incremento en la supervivencia y posible recrecimiento cuando existen cantidades suficientes de materia orgánica.	La acumulación de materia orgánica puede ayudar en el proceso de filtración.
Condiciones hidráulicas		Generalmente el transporte bacteriano incrementa cuando incrementan las cargas hidráulicas y caudales.

Tabla 2 Factores que influyen en el destino de virus en el subsuelo (Modificado de Yates y Yates, 1998 en Alley, 1993).

Factor	Influencia en	
	Supervivencia	Transporte
Temperatura	Los virus sobreviven mayor tiempo a temperaturas más bajas.	Desconocido
Actividad microbiana	Algunos virus son inactivados más fácilmente en la presencia de determinados microorganismos.	Desconocido
Contenido de humedad	Algunos virus persisten mayor tiempo en suelos con humedad que en suelos secos.	Generalmente el transporte de virus se incrementa bajo condiciones de flujo saturadas.
pH	La mayor parte de los virus entéricos son estables en un rango de pH de 3 a 9; la supervivencia puede prolongarse en valores de pH más cercanos al neutral.	Valores de pH bajos favorecen la adsorción de virus, mientras que valores altos resultan en la desadsorción de virus con las partículas del suelo.
Especies de sal y concentración	Algunos virus se protegen de la inactivación por ciertos cationes, a esto existe un proceso opuesto.	Generalmente, se incrementando la concentración de iones y de valencias cationicas, se incrementa la adsorción de virus.
Asociación de virus con el suelo	En muchos casos, la supervivencia es prolongada por la adsorción al suelo, sin embargo, lo opuesto también ha sido observado.	El movimiento de los virus a través del suelo disminuye o es impedido por la asociación con el suelo.
Agregación de virus	Incrementa la supervivencia.	Retrasa el movimiento.
Propiedades del suelo	Los efectos en la supervivencia están probablemente relacionados al grado de la adsorción de virus.	El mayor transporte de virus ocurre en suelos de textura gruesa; hay un alto grado de retención de virus por la fracción arcillosa del suelo.

Tipo de virus	Los diferentes tipos de virus varían en su susceptibilidad a la inactivación por factores físicos, químicos o biológicos.	La adsorción de virus esta probablemente relacionada a las diferencias fisicoquímicas de las superficies de las cápsides de los virus.
Materia orgánica	La presencia de materia orgánica puede proteger a los virus de la inactivación; algunos han encontrado que de forma inversa esto puede retardar la infectividad de los virus.	La materia orgánica soluble compete con los virus por los sitios de adsorción en las partículas de suelo
Condiciones hidráulicas	Desconocido	Generalmente el transporte de virus se incrementa con las cargas hidráulicas y el caudal.

1.2 Patógenos encontrados en acuíferos

Realizar predicciones sobre la presencia de patógenos en los acuíferos es una tarea difícil, y calcular la probabilidad de adquirir una dosis infecciosa no puede ser predicha basándose en la concentración promedio de patógenos en el agua (Gerba *et al.*, 2009; Prüss-Üstün *et al.*, 2006).

La habilidad de un patógeno para producir daño en su huésped está controlada por una gran combinación de factores, desde la virulencia del organismo mismo, hasta la susceptibilidad del hospedador, debido a su edad, estado nutricional e inmunidad (Szewzyk *et al.*, 2000).

En la tabla 3 se muestran los agentes patógenos reportados en acuíferos con contaminación fecal y los efectos a la salud asociados.

Tabla 3 Microorganismos patógenos presentes en acuíferos (modificado de OMS, 2006).

Organismo	Efectos a la Salud asociados
Virus	
Coxsackievirus	Fiebre, faringitis, erupciones, enfermedades respiratorias, diarrea, conjuntivitis hemorrágica, miocarditis, pericarditis, meningitis aséptica, encefalitis, diabetes reactiva dependiente de insulina, enfermedades en pies y boca.
Echovirus	Enfermedades respiratorias, meningitis aséptica, erupciones, fiebre.
Norovirus	Gastroenteritis.
Hepatitis A	Fiebre, náusea, ictericia, fallas en el hígado.
Hepatitis E	Fiebre, náusea, ictericia, muerte.
Rotavirus A y C	Gastroenteritis.
Adenovirus Entéricos	Enfermedades respiratorias, conjuntivitis hemorrágica, gastroenteritis.
Calicivirus	Gastroenteritis.
Astrovirus	Gastroenteritis.
Bacterias	
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis, Síndrome urémico hemolítico (<i>E. coli</i> enterotóxica).
<i>Salmonella</i> spp.	Enterocolitis, endocarditis, meningitis, pericarditis, artritis reactiva, neumonía.
<i>Shigella</i> spp.	Gastroenteritis, disentería, artritis reactiva.
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenteritis, Síndrome Guillain-Barré.
<i>Yersinia</i> spp.	Diarrea, artritis reactiva.
<i>Legionella</i> spp.	Enfermedad de los legionarios, fiebre de Pontiac.
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera.
Protozoarios	
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Criptosporidiosis.
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis.

1.3 Microorganismos indicadores en agua

Determinar la presencia de todos los microorganismos patógenos implicados en los procesos de contaminación ambiental es una tarea compleja por lo que con base en las justificaciones expuestas por Leclerc (2000): como son la necesidad de realizar una evaluación rápida y fiable de la presencia

de patógenos en el agua, se ha planteado la necesidad de trabajar con microorganismos indicadores (USEPA, 2006; OMS, 2011).

Los microorganismos indicadores son grupos de virus y microorganismos comúnmente usados para sugerir la presencia patógenos entéricos (Tabla 4) (Ashbolt *et al.*, 2001). Los organismos indicadores tienen un comportamiento similar al de los patógenos, con la diferencia de que estos son más fáciles, rápidos y económicos de identificar (Arcos, 2005). Muchos de estos organismos suelen ser miembros de la microflora intestinal de los animales homeotermos y generalmente deben de estar presentes siempre que el patógeno entérico se encuentre (Gerba *et al.*, 2009). Algunas otras características con las que un indicador debería de cumplir son: que sea útil para todo tipo de aguas, que posea una tasa de supervivencia mayor a la del patógeno más resistente, que el microorganismo no se reproduzca en el agua y que por lo tanto la densidad del indicador esté directamente relacionada con el grado de contaminación fecal en agua (Ashbolt *et al.*, 2001; Gerba *et al.*, 2009).

Se reconocen tres grupos de microorganismos indicadores: Indicadores de procesos, Indicadores Fecales y Organismos índice y Modelo. Las definiciones correspondientes para cada grupo se muestran en la Tabla 4:

Tabla 4 Definiciones para cada grupo de indicadores (Modificado de Ashbolt, 2001).

Grupo	Definición
Indicadores de procesos	Grupo de organismos que demuestra la eficacia de un proceso, como puede ser el número de bacterias heterotróficas o coliformes totales para evaluar la eficacia de desinfección por cloro.
Indicadores fecales	Grupo de organismos que indica la presencia de contaminación fecal, como puede ser la presencia de grupos de bacterias termotolerantes, coliformes o <i>E. coli</i> . La presencia de patógenos cuando se presenta este grupo, es inferida, mas no es indicativa.
Organismos índice y modelo	Un grupo o especies indicativas de la presencia y comportamiento de los patógenos, como puede ser <i>E. coli</i> como índice para <i>Salmonella</i> ó Colifagos F-RNA específicos como modelo para virus entéricos humanos.

Debido a las características de cada tipo de microorganismo, no existe aún un indicador universal, si no varios indicadores, cada uno con ciertas características especiales que en conjunto dan una evaluación sobre los procesos que están ocurriendo en el ambiente (USEPA, 2006).

1.3.1 Bacterias Indicadoras

Las bacterias coliformes son usadas clásicamente como indicadores, pues son habitantes del tracto intestinal de animales homeotermos (Figueras *et al.*, 2010). *Escherichia coli* se encuentra universalmente en concentraciones sobre un billón por gramo de heces fecales en todos los mamíferos. Los enterococos se encuentran también presentes, aunque en menor concentración (Edberg, 1997).

Coliformes fecales

Los coliformes fecales (CF), son un grupo de indicadores que denotan la presencia de contaminación fecal (Edberg, 1997). La presencia de bacterias coliformes en una muestra de agua, es indicativa de la presencia de otros tipos de microorganismos, entre ellos bacterias patógenas están presentes (OMS, 2011).

Este grupo de organismos incluye a los géneros *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* y *Klebsiella*, los cuales son pertenecientes a la familia Enterobacteriaceae, que son bacilos Gram negativos, anaerobios facultativos, no esporulantes, los cuales se diferencian fácilmente mediante medios selectivos, por su habilidad para fermentar lactosa con la producción de gas a 44.5°C (Ashbolt *et al.*, 2001; Figueras *et al.*, 2010).

Enterococos fecales

Los enterococos fecales (EF) forman parte de la flora intestinal de animales homeotermos, al igual que los coliformes fecales (OMS, 2006). Poseen mayor persistencia en ambientes acuáticos y suelos que *E. coli*, por lo que son importantes en situaciones donde existe contaminación fecal, pero no se detectan coliformes, como cuando las descargas son intermitentes o antiguas (Arcos, 2005).

Este grupo de organismos incluye a las especies del género *Enterococcus*, como son: *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* y *E. hirae*, así como algunas especies del género *Streptococcus* (Ashbolt *et al.*, 2001; Gerba, 2009). Son bacterias cocoides, gram positivas, anaerobias facultativas (Figueras *et al.*, 2010), se diferencian mediante medios selectivos, donde la reducción de 2,4,5-cloruro de trifenetrazolio (TTC), a formazan, da a las colonias tonalidad rojo berbellón (USEPA, 2006).

1.3.2 Bacteriófagos

Los bacteriófagos son virus que llevan a cabo su ciclo infeccioso exclusivamente infectando a bacterias (Gerba, 2009; OMS, 2011).

En aguas subterráneas, el análisis ambiental usando colífagos como indicadores de contaminación fecal puede tener grandes ventajas sobre el uso de bacterias indicadoras, por el hecho de que las

partículas virales son mucho más pequeñas y resistentes que una bacteria (USEPA, 2006; OMS, 2006). Las características electroquímicas de su superficie les dan mayor movilidad que una bacteria o un protozooario y sirven de modelo para inferir la probable presencia de otros virus entéricos humanos (; Savichtcheva, 2006; Arcos, 2005; Wellings *et al.*, 1975).

Colifagos somáticos

Los colifagos somáticos, son un grupo muy heterogéneo. Son virus de DNA de cadena doble, perteneciendo a los grupos morfológicos, Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae y Microviridae (OMS, 2011). La característica común que comparten estos virus es su sitio receptor, ubicado en la pared celular de las bacterias y que es la vía de entrada de estos virus (Gerba, 2009). Algunos estudios proponen este grupo como buen indicador, pues suelen encontrarse en aguas de desecho y con contaminación fecal, en números similares a los de virus entéricos (Jofre, 2008). Se ha comprobado que su persistencia en aguas de desecho y aguas superficiales es mayor que la de los enterovirus (Kott, 1978 en Leclerc, 2000).

Colifagos F específicos

Este es también un grupo que consta de virus de RNA de cadena sencilla, junto con un pequeño grupo de virus de DNA de cadena sencilla, son muy similares en forma y tamaño a muchos enterovirus humanos, como son f2, Φ X174, MS2 y PRD-1 (USEPA, 2006). Pertenecen a los grupos morfológicos E (Leviviridae) y F (Inoviridae) (OMS, 2011). Las partículas virales se adhieren al *pilli* sexual codificado por un plásmido F, o por el gen F del cromosoma (USEPA, 2006). El *pilli* sexual es producido por un número muy limitado de cepas de *E. coli* que se encuentran naturalmente en aguas ambientales (Debartolomeis, 1991).

1.3.3 Virus

Adenovirus

Los adenovirus son virus de mamíferos y aves, forman parte de la familia *Adenoviridae*, poseen un genoma linear de DNA de cadena doble, los viriones tienen forma icosaédrica de 70 a 90 nm de diámetro. Se han descrito cincuenta y un tipos de adenovirus, de los cuales los serotipos estudiados fueron 40 y 41 (HAdV-40, HAdV-41) pertenecientes al grupo F de adenovirus humanos. Estos virus se replican en el tracto respiratorio superior o en el tracto gastrointestinal, por lo que las vías de infección son respiratorias y fecal-oral. (Strauss *et al.*, 2008).

Enterovirus

Los enterovirus son un género que forma parte de la familia *Picornaviridae*, son virus de RNA de cadena sencilla de forma icosaédrica con un diámetro de 30nm. Este género no es patógeno específico de humanos, existiendo miembros que infectan primates, cerdos, reses e insectos. Este género incluye miembros de Poliovirus, causante de la poliomielitis, los demás miembros de este género causan infecciones en el sistema digestivo teniendo como vía de infección la fecal-oral (Strauss *et. al.*, 2008)

1.4 Normatividad Mexicana

En México la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas (LFDMA), establece los lineamientos de calidad del agua, en parámetros químicos inorgánicos, químicos orgánicos, físicos y microbiológicos, de acuerdo con el tipo de aprovechamiento para el que esté previsto. El agua analizada en este estudio corresponde al primer y tercer tipo de aprovechamiento estipulado en esta Ley, (USO 1: Fuente de abastecimiento para uso público urbano; USO 3: Protección a la vida acuática). La Norma Oficial Mexicana: NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000), titulada: “*Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.*”, establece los límites permisibles para agua para consumo humano, estos lineamientos evalúan la presencia de bacterias indicadoras, además de los rangos permisibles de cloro residual libre, sólidos disueltos totales (SDT) y pH.

Tabla 5 Límites permisibles de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos establecidos en la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua y la Norma Oficial Mexicana 127.

Parámetro	LFDMA		NOM-127-SSA1-1994
	USO 1	USO 3	
Potencial Hidrógeno (Unidades de pH)	6.0-9.0	6.5-8.5	6.5-8.5
Sólidos disueltos totales (g/L)	0.5	-	1
Cloro residual libre (mg/L)	-	-	0.2-1.5
Coliformes fecales	NMP/100mL	1000	No detectable
	UFC/100mL	-	0
Coliformes totales	NMP/100mL	-	2
	UFC/100mL	-	2

La calidad microbiológica del agua en México se basa en detectar la presencia de indicadores fecales como *E. coli* o bacterias coliformes termotolerantes (DOF, 2000), mediante técnicas como la de número más probable o filtración por membrana. La norma (NOM-179-SSA1-1998 y) indica que el sistema no debe de contener *E. coli* o coliformes fecales detectadas mediante la técnica de filtración por membrana establecida en la norma (NMX-AA-102-SCFI-2006). En la Ley Federal de Derechos en Materia de Aguas (LFDMA) se establece el límite permisible de 1000, por la técnica de número más probable en cien mililitros, (NMP/100 mL).

La NOM-083-SEMARNAT-2003 titulada “Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial.”, establece varias restricciones para la ubicación de un relleno sanitario, entre ellas la distancia mínima del relleno sanitario a la de asentamientos urbanos y pozos de extracción (500m). Así como el manejo de lixiviados y el uso de sistemas de drenaje pluvial; el cual debe de seguir un plan de manejo estipulado desde la creación del relleno sanitario.

2 Antecedentes

2.1 Situación del relleno

Existen pocos trabajos realizados sobre este relleno, el antecedente más relevante y más reciente fue realizado en mayo de 2010 por el Instituto Nacional de Salud Pública, llamado: “*Riesgos a la Salud en Mujeres de 18 a 39 años por contaminación generada en el relleno sanitario “La Perseverancia” en Cautla, Morelos.*” mismo que se creó a raíz de una queja de la ciudadanía. Este es el primer acercamiento a entender la problemática de salud pública y ambiental que puede generar este relleno sanitario, en este trabajo se evalúa la presencia del relleno como un factor potencial de deterioro en la salud de mujeres jóvenes en las localidades cercanas al relleno. En el reporte generado por el Instituto Nacional de Salud Pública, se hace referencia sobre un dictamen pericial elaborado por Murad-Robles (2007), donde se evalúan las condiciones de operación que se están llevando en este relleno sanitario, el cual según el autor lleva más de 10 años en operación y en la actualidad no cumple la normatividad existente para el manejo de un relleno sanitario (NOM-083-SEMARNAT-2003), por lo que es declarado por este autor como un tiradero de basura a cielo abierto controlado (INSP, 2010). Siendo este uno de los sitios que mayor cantidad de residuos recibe en todo el Estado, este relleno sanitario se sitúa como un sitio de gran interés ambiental para el Estado de Morelos.

3 Justificación del trabajo

El relleno sanitario constituye un factor de riesgo al ubicarse sobre un acuífero que abastece de agua a la población de la ciudad de Cuautla, el cual al no cumplir en su totalidad las normas existentes, propicia la infiltración de lixiviados al subsuelo. El propósito de este trabajo es determinar si existe una relación entre la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal, colifagos y virus, en el agua subterránea extraída del acuífero en la zona de estudio, con la de los lixiviados producidos en el relleno sanitario “La Perseverancia”.

4 Objetivos

4.1 Objetivo general

Evaluar la condición microbiológica en el agua subterránea en pozos aledaños a un relleno sanitario en Cuautla, Morelos, a partir de la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal colifagos y adenovirus.

4.2 Objetivos particulares

1. Cuantificar la presencia de bacterias indicadoras, coliformes fecales y enterococos fecales en agua subterránea.
2. Cuantificar la presencia de colifagos en agua superficial y subterránea, como modelos de indicadores de contaminación fecal, en los sitios de muestreo aledaños al relleno sanitario.
3. Detectar adenovirus en agua subterránea.

5 Hipótesis

Con base en la presencia de indicadores microbiológicos y el posible cambio en las características fisicoquímicas del agua; entre los sitios control negativo y sitios experimentales. Se determinará si el relleno sanitario constituye un peligro para la población comprendida en los municipios de Cuautla y Ayala en el Estado de Morelos, mediante la infiltración de lixiviados provenientes del relleno sanitario “La Perseverancia” en agua superficial y subterránea, analizando a la presencia de indicadores fecales, modelos de indicadores de contaminación fecal y patógenos virales.

6 Métodos

6.1 Descripción del sitio

El sitio de estudio se encuentra comprendido en los municipios de Cuautla y Ayala en el Estado de Morelos. La zona presenta un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, con temperaturas promedio anuales de 22-24°C. Recibe una precipitación anual de 835 mm (Cuautla) y 846 mm de lluvia (Yautepec), con notables variaciones estacionales a lo largo del año (INEGI 2009). La temporada de lluvias abarca los meses de mayo a octubre, siendo junio y agosto los meses más lluviosos con 220 y 206 mm por mes (INEGI 2009). El estiaje comprende los meses de noviembre a abril, durante los cuales la precipitación media anual es menor que 10mm (INEGI, 2009)

6.1.1 Acuífero

El acuífero estudiado se denomina Cuautla-Yautepec, recibe su nombre por las dos subcuencas que incluye en su extensión, que son la de los ríos Yautepec y Cuautla (CNA, 2009). Este acuífero cruza por 18 municipios en tres estados, doce en el Estado de Morelos, cinco en el Estado de México y una delegación de la Ciudad de México. Su mayor extensión abarca la porción centro norte y centro sur del Estado de Morelos (CNA, 2009).

Se ubica en la región hidrológica No. 18 del río Balsas, colindando al norte con la Cuenca hidrológica del valle de México, al oeste con el acuífero Cuernavaca-Zacatepec, al este con el acuífero de Tepalcingo-Axochiapan y al sur con la cuenca del río Amacuzac, en los Estados de Morelos y Guerrero (CNA, 2009) (Figura 1).

El área que el acuífero cubre es de 2,231.22 km², de los cuales 1,451.16 km² corresponden a la zona de recarga, ubicadas en la sierra del Chichinautzin (3,960 m.s.n.m.) y la sierra Nevada (volcán Popocatepetl, 5,452 m.s.n.m.), moviéndose de noreste a suroeste y de este a oeste, de forma muy similar a la topografía superficial del terreno (CNA, 2009), (Figura 1, Anexo). Las sierras descienden abruptamente hacia el sur dando lugar a la formación de llanuras aluviales y lomeríos en los valles de Yautepec, (1,200 m.s.n.m.), Cuautla (1,300 m.s.n.m.) y Plan de Amilpas (1,500 m.s.n.m.), con una extensión de 780.07 km², que forman la zona acuífera o de acumulación (CNA, 2009). El aporte total del acuífero se registra en 6,827 L/s y abastece al Distrito de Riego No. 016 del Estado de Morelos, de gran importancia para la actividad agrícola de la región, con el cultivo de caña de azúcar como el más predominante (CNA, 2009). Cabe mencionar la atención que merecen las actividades relacionadas con los servicios, principalmente los numerosos manantiales de este acuífero que son el soporte ambiental del gran número de balnearios establecidos en esta zona (CNA, 2009).

La población asentada sobre este acuífero, según datos del conteo rápido de población y vivienda del INEGI en 1995, es de 401,510 habitantes, la mayor parte de estos concentrada en los municipios de Cuautla, Yautepec, Ayala, Yecapixtla y Tepoztlán. Teniendo mayor proporción de población urbana que rural en la región, con la ciudad de Cuautla siendo el asentamiento urbano más grande de esta zona con una población total de 150,000 habitantes (INEGI, 2010).

Existen 219 pozos profundos en este acuífero, de los cuales 139 se utilizan para uso público urbano, 61 para uso agrícola, entre otros usos como el industrial y de servicios (Tabla, 6). La profundidad promedio a nivel estático en la localidad estudiada era de 150 metros.

Tabla 6 Usos del agua subterránea por tipo y volumen de acuerdo al censo de CNA (1998).

Tipo de Aprovechamiento	Distribución por uso Mm ³ /año						Total
	Agrícola	Público urbano	Servicios	Pecuario	Doméstico	Industrial	
Pozos	17.738	39.559	1.554	0.278	0.530	5.331	65.013
Norias	0.141	0.149	0.072	0.003	0.050	0.001	0.416
Manantiales	211.526	2.933					214.459
Total	229.405	41.229	1.626	0.281	0.580	5.332	278.453

Edafología y geología

El tipo de suelo dominante en el municipio de Cuautla es el vertisol (44.62%), leptosol (8.0%), andosol (5.41%) y arenosol (4.83%). En Yautepec el tipo de suelo dominante es el vertisol (34.55%) seguido de leptosol (33.45%), calcisol kastañozem (12.15%), phaeozem (10.03%), chernozem (4.8%) y regosol (1.28%), (INEGI, 2009).

La geología en la que aflora en este acuífero está representada por diferentes unidades de roca, que abarcan del periodo cretácico Inferior (110 millones de años) al reciente; los materiales rocosos que alojan a este acuífero debido a sus características geológicas dan al agua del acuífero características del tipo magnésica-bicarbonatada en casi toda la región del acuífero y sódica-sulfatada en pequeñas áreas al centro del acuífero. Este acuífero se puede agrupar en tres unidades geohidrológicas, (CNA, 2009):

La primera unidad geohidrológica (U1) de menor profundidad, se aloja en fragmentos de roca empacados en depósitos aluviales de arenas de textura media a gruesa y gravas que se encuentran cubriendo estos materiales, presentan poca cementación y compactación, predominan en los valles de Cuautla y Yautepec, con espesores de unos cuantos metros, (CNA, 1996, 2009 y Morales, 2012).

La segunda unidad geohidrológica (U2), se aloja en una formación compuesta de materiales ígneos extrusivos, como: piroclastos de diversos tamaños, coladas lávicas con un denso fracturamiento, brechas volcánicas, cenizas y sedimentos clásticos poco clasificados; procedentes del derrame del Chichinautzin y los denominados piroclastos del Popocatepetl. Estos depósitos poseen geometría regular, alta permeabilidad y un espesor de hasta 150 metros, pueden estar contenidos en una matriz limo-arcillosa y de arena de grano grueso, conformando así una unidad con variaciones locales en su permeabilidad, que en conjunto exhibe una permeabilidad media. En esta unidad se reúnen las formaciones Chichinautzin y Tlateyac del Pleistoceno entre otras (Tabla 2, Anexo), (CNA, 1996, 2009)

La tercera unidad geohidrológica (U3) de mayor profundidad se aloja en un grupo formado por rocas sedimentarias con intercalaciones de caliza, dolomitas, evaporitas y yesos lenticulares lacustres. Las rocas correspondientes a las formaciones Mexcala y Balsas forman una barrera impermeable debido a su estructura masiva y baja porosidad. Las formaciones Morelos y Cuautla que las subyacen forman acuíferos cársticos que debido a un intenso plegamiento pueden mostrar un alto grado de fracturamiento, por lo que esta unidad en ciertos sitios se puede considerar como poco permeable y localmente en las zonas de fractura, muy permeable (CNA, 2009).

6.1.2 Relleno

El relleno de basura “La Perseverancia” se encuentra ubicado en el municipio de Cuautla, Morelos, en la colonia Ampliación Hermenegildo Galeana, calle 30 de Septiembre, sin número, en las coordenadas 18°47'04.18" N, 98°55'08.98" W. Se encuentra rodeado por las colonias Empleado Municipal y Villaflores, ubicadas también en el municipio de Cuautla. El relleno se encuentra ubicado aproximadamente a 5 kilómetros del centro de la ciudad de Cuautla, Morelos (INEGI, 2012), con una población de 150,000 habitantes, siendo la tercera ciudad más poblada en el Estado de Morelos (INEGI, 2010). Los asentamientos urbanos más próximos al relleno sanitario, se encuentran a menos de 1 kilómetro de distancia, y pertenecen a la periferia de la ciudad de Cuautla (Figura 2). Dentro de las actividades productivas que se desarrollan en zonas adyacentes al relleno, se observaron cultivos de sorgo, maíz y terrenos con ganado. El relleno se encuentra asentado sobre la región del acuífero Cuautla-Yautepec.

Par
a
llev
ar a
cab
o
los

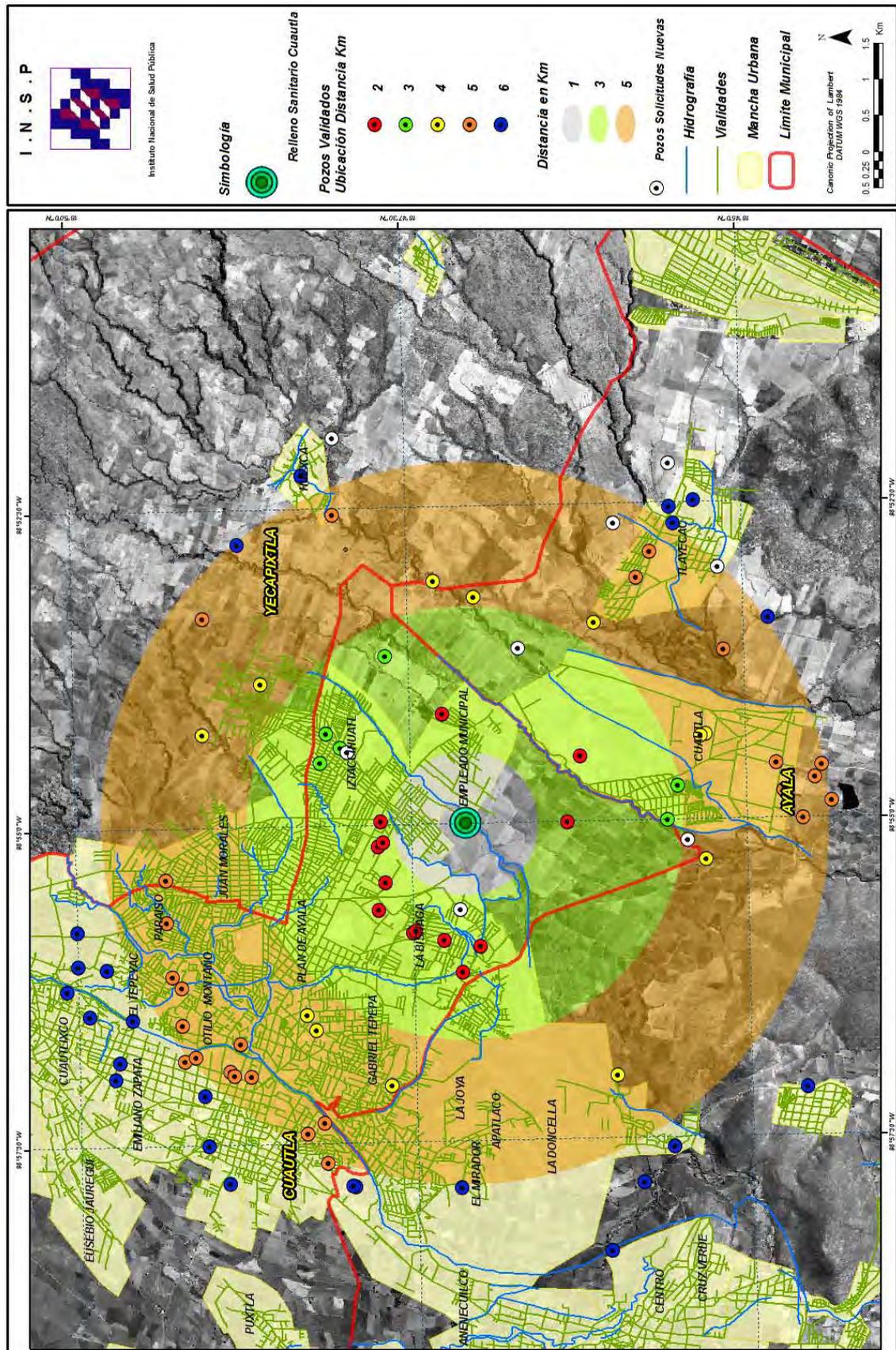


Figura 1 Ubicación del relleno sanitario y pozos dentro de un radio de 5 km (Instituto Nacional de Salud Pública, 2011).

objetivos de la investigación, se establecieron cinco sitios de muestreo para el acuífero; cada sitio se compone de una toma domiciliaria y un pozo de extracción de agua subterránea para abastecimiento de uso público urbano.

Los pozos elegidos fueron seleccionados por ubicarse a una distancia menor a 6 kilómetros alrededor del relleno sanitario (Figura 3). De 74 pozos que cumplían con este criterio cinco pozos fueron seleccionados para ser estudiados. Dos sitios fueron seleccionados como control negativo, tomando como criterios de selección; la cercanía al relleno sanitario y su ubicación pendiente arriba del flujo de agua subterránea con respecto a la ubicación del relleno (Figura 1, Anexo).

Tres sitios fueron seleccionados como sitios experimentales; al cumplir con los criterios de ubicarse corriente abajo del flujo de agua subterránea con respecto al relleno (Figura 1, Anexo) y por presentar los niveles más altos de conductividad eléctrica entre los demás pozos de la región. Al cumplir con estos criterios, los sitios experimentales tienen mayor probabilidad de estar sujetos a una mayor interacción con los escurrimientos del relleno sanitario.

Las muestras de agua utilizadas para el análisis fueron colectadas en ocho campañas de muestreo mensual. Se obtuvieron 75 muestras en total, durante el periodo comprendido entre los meses de enero y noviembre del 2011, abarcando un ciclo anual (secas y lluvia).

Las muestras de agua subterránea colectadas en cada pozo, se obtuvieron directamente de la tubería del pozo antes de que se lleve a cabo la cloración. Las muestras de agua de origen domiciliaria, fueron colectadas en casas conectadas a la red de suministro de agua potable, la toma de agua domiciliaria debía ubicarse en un radio menor a 100 m. de distancia del pozo de abastecimiento, por lo que el agua extraída provenía en su totalidad del pozo con el que se muestra relacionada (Tabla 6, Figura 3).

Se realizó también un muestreo puntual de dos ríos estacionales que fluyen fuera del relleno sanitario, por los flancos sureste y suroeste (Figura 4). Debido a que estos ríos aparecen solo en el periodo de mayor precipitación (agosto), solo se realizó un muestreo en todo el año; el resto de los meses los cauces permanecieron secos. Los sitios de muestreo para cada río fueron; (1) sitio corriente arriba a la ubicación del relleno sanitario, y donde la descarga de lixiviados no fue evidente; (2) sitio encontrado en las inmediaciones del relleno sanitario, en este sitio se pudo apreciar a simple vista la descarga de lixiviados y (3) es el lugar después del relleno sanitario y donde se espera observar el máximo de infiltración de lixiviados (Tabla 7).

También, se tomaron muestras de las lagunas de lixiviados del relleno, los primeros sitios (Lx1 y Lx2) corresponden a la laguna central, la cual posee geomembrana, el tercer sitio (Lx3) corresponde a una laguna formada por el escurrimiento del exceso de lixiviados producidos en el relleno y que no posee geomembrana (Figura 4).

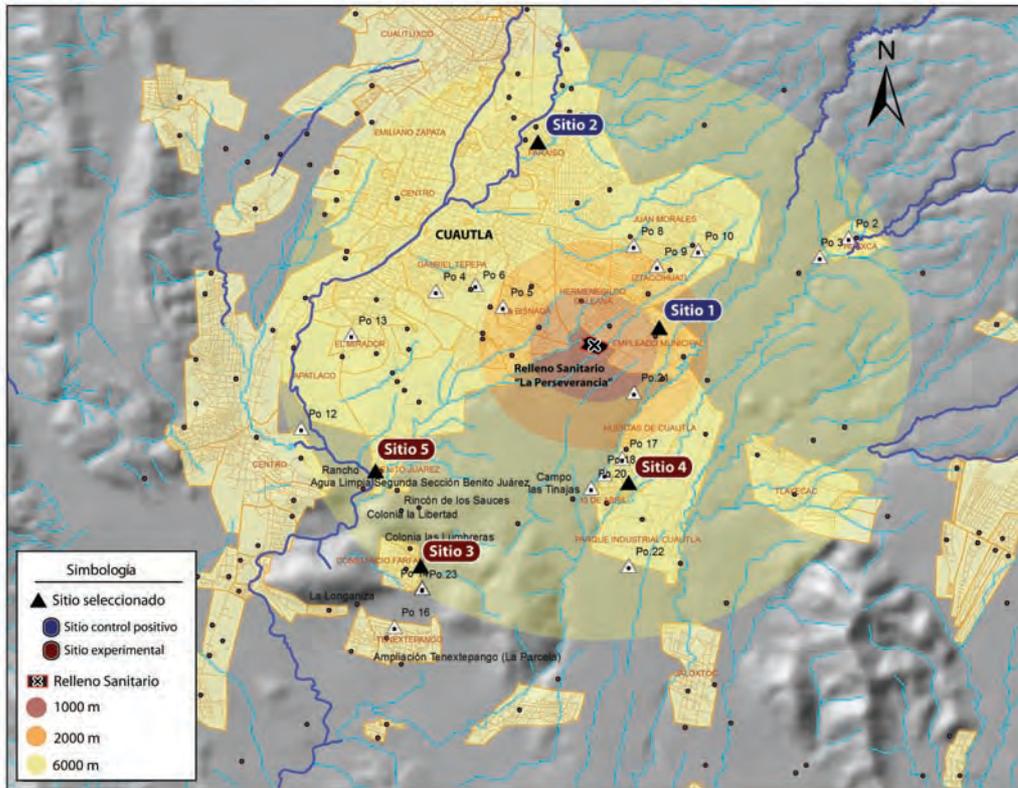


Figura 2 Ubicación del relleno y de los sitios de muestreo seleccionados para el muestreo en pozos y casas realizado en 2011 en Cautla Morelos (Tomado de Instituto Nacional de Salud Pública, 2011).

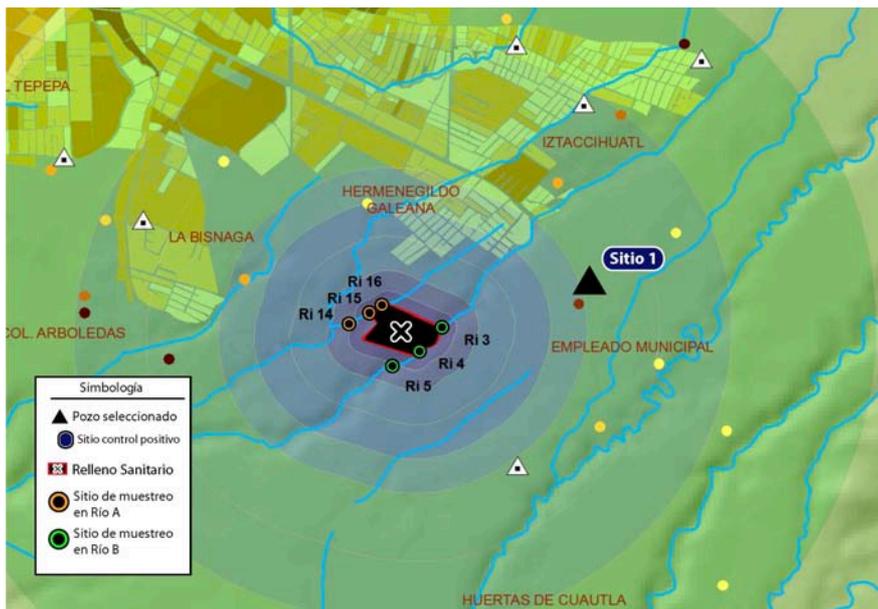


Figura 4 Ubicación del relleno y de los sitios de muestreo seleccionados para el muestreo en ríos realizado en 2011 en Cautla Morelos (Tomado de Instituto Nacional de Salud Pública, 2011).

Tabla 7 Sitios de muestreo en los municipios de Cuautla y Ciudad Ayala.

Sitio	Nombre	Municipio	Colonia	Altitud	Latitud	Longitud	Distancia al relleno	Clave Sitio
Sitio 1	Pozo 1	Cuautla	Empleado Municipal	1366	18°47'15.499"	98°54'23.376"	1,340m	Po7
	Casa 1			1365	18°47'0.015"	98°54'28.781"	780m	Ca1
Sitio 2	Pozo 2	Cuautla	La Trinchera	1341	18°49'22.069"	98°55'45.549"	4,200m	Po11
	Casa 2			1340	18°49'18.616"	98°55'35.266"	4,020m	Ca2
Sitio 3	Pozo 3	Ciudad Ayala	Constancio Farfán	1171	18°44'26.371"	98°57'3.709"	5,690m	Po15
	Casa 3			1216	18°44'23.022"	98°57'13.819"	5,900m	Ca3
Sitio 4	Pozo 4	Ciudad Ayala	Unidad Habitacional Paseos de Ayala 1	1302	18°45'23.356"	98°54'42.974"	3,410m	Po19
	Casa 4			1318	18°45'19.420"	98°54'45.503"	3,400m	Ca4
Sitio 5	Pozo 5	Ciudad Ayala	Benito Juárez	1202	18°45'31.191"	98°57'34.293"	5,130m	Po24
	Casa 5			1226	18°45'36.818"	98°57'28.417"	4,600m	Ca5
Río A	Río A1	Cuautla	Ampliación Hermenegildo Galeana	1332	18° 47'8.035"	98° 54'52.293"	400m	Ri16
	Río A2			1329	18° 47'0.139"	98° 55'0.566"	150m	Ri15
	Río A3			1331	18°46'55.613"	98°55'6.996"	300m	Ri14
Río B	Río B1	Cuautla	Ampliación Hermenegildo Galeana	1322	18°47'9.523"	98°55'12.126"	150m	Ri3
	Río B2			1320	18°47'7.944"	98°55'15.36"	200m	Ri4
	Río B3			1318	18°47'5.506"	98°55'19.94"	350m	Ri5
Lx1	Lx1	Cuautla	Ampliación Hermenegildo Galeana	1325	18°47'7.094"	98°55'14.137"	100m	Lx1
Lx2	Lx2	Cuautla	Ampliación Hermenegildo Galeana	1322	18°47'7.649"	98°55'15.065"	100m	Lx2
Lx3	Lx3	Cuautla	Ampliación Hermenegildo Galeana	1322	18°47'2.217"	98°55'17.049"	100m	Lx3

6.3 Métodos de Campo

6.3.1 Colecta de muestras

Para realizar los análisis bacteriológicos, las muestras fueron colectadas por triplicado, con tres muestras independientes para cada sitio. Se colectaron en botes de polipropileno de alta densidad, de 1, 10 y 20 L, previamente lavados y esterilizados en autoclave a 120 °C durante 15 minutos (APHA, 2005). Las muestras fueron refrigeradas aproximadamente a 4 °C durante su transporte del sitio de colecta al laboratorio y fueron analizadas en un lapso menor a 8 horas.

6.3.2 Determinación de parámetros fisicoquímicos

Se utilizó una sonda multiparámetro (YSI 6600-M). Se registraron *in situ* los siguientes parámetros fisicoquímicos: conductividad eléctrica (Cond), oxígeno disuelto (OD), pH, salinidad (Sal), sólidos disueltos totales (SDT), temperatura (T), potencial óxido reducción (ORP) y turbidez (UNT). Las concentraciones de cloro residual de las tomas domiciliarias fueron cuantificados utilizando el método DPD (Método 80211; HACH, 2002) y un espectrofotómetro HACH (Modelo DR2400).

6.4 Análisis microbiológicos

6.4.1 Detección de bacterias fecales

Las muestras de agua colectadas fueron analizadas por medio del método de filtración a través de membrana (APHA, 2005). Se filtró un volumen de 100 mL para agua subterránea.

En el caso de las muestras de río y de lagunas de lixiviado, se realizaron diluciones seriales (base 10), de 1 mL de muestra en una solución buffer estéril de fosfatos, conteniendo 1.25 mL KH_2PO_4 y 5 mL de MgCl_2 por litro de agua destilada.

Adicionalmente en el caso de las tomas domiciliarias, para detener la acción del cloro residual sobre las bacterias, se inactivó agregando tiosulfato de sodio (Sigma Aldrich) al 10% (Hill *et al.*, 2009).

Las muestras se filtraron a través de membranas de acetato de celulosa (tamaño de poro de 0.45 μm Millipore), una vez que la muestra fue filtrada, la membrana se colocó sobre placas previamente preparadas con medio selectivo para el aislamiento y cuantificación de cada grupo de bacterias indicadoras. En el medio sólido mFC (Becton Dickinson) se incubaron bacterias coliformes fecales (CF) a $44\pm 0.5^\circ\text{C}$ durante 24 horas (Figura 5). Para la cuantificación de enterococos fecales se utilizó medio KF (Becton Dickinson). Las muestras fueron incubadas a $37\pm 0.5^\circ\text{C}$ durante 48 horas (Figura 5).

Para ambos tipos de bacterias, se realizaron ensayos por triplicado. Las colonias se cuantificaron y reportaron en Unidades Formadoras de Colonias en 100 mL (UFC/100 mL), (APHA, 2005).

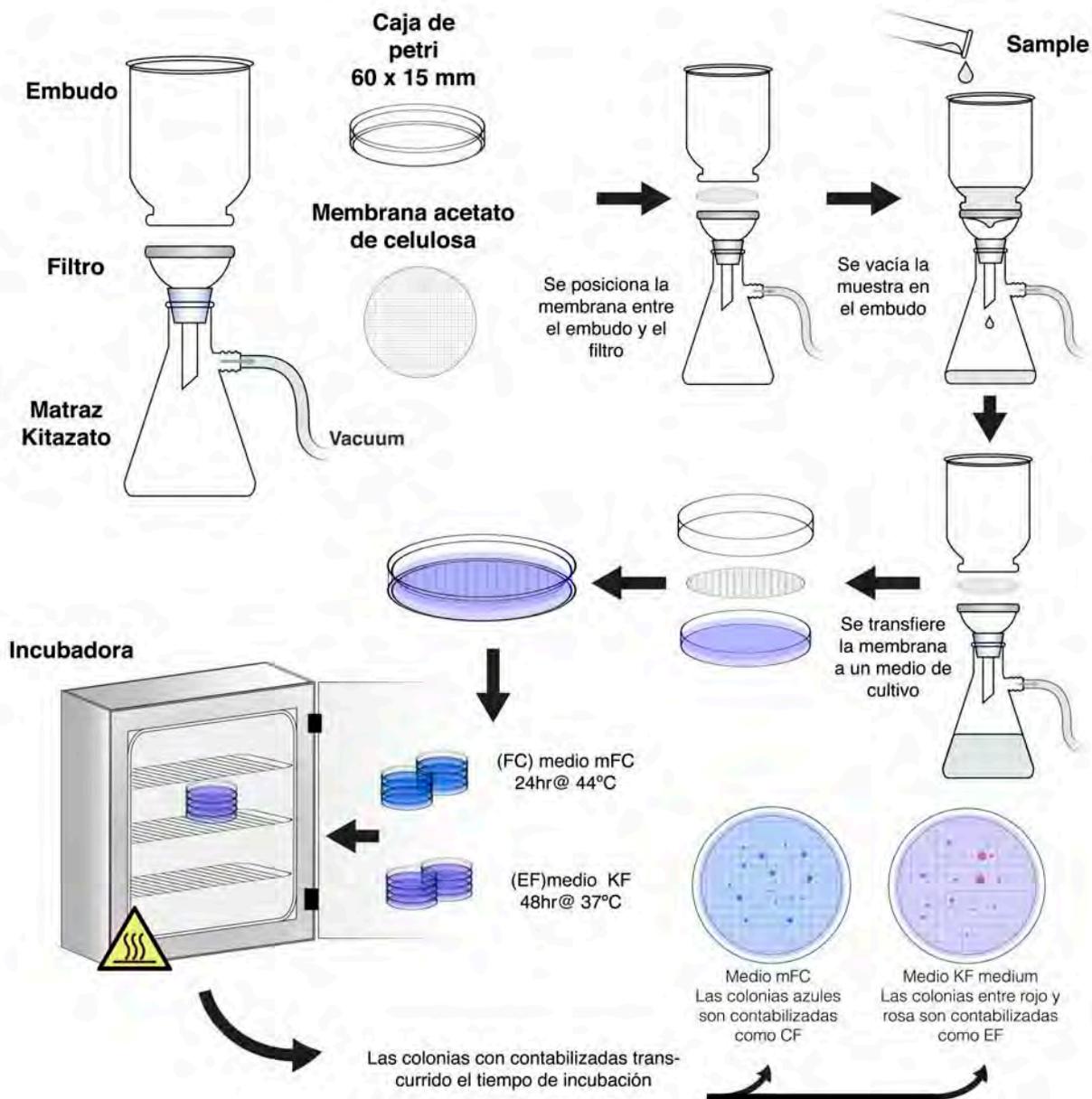


Figura 4 Diagrama de sistema de filtración por membrana usado para cuantificar bacterias coliformes fecales y enterococos fecales en el laboratorio.

6.4.2 Análisis de colifagos

Para la detección de virus (Colifagos, Adenovirus y Enterovirus), se tomaron muestras con un volumen de 50 L para agua subterránea y 10 L para tomas domiciliarias (APHA, 2005). Las muestras fueron concentradas por el método de ultrafiltración (Morales-Morales *et al.*, 2003; Hill *et al.*, 2005, 2007; Knappett *et al.*, 2010). Se agregó NaPP (Sigma-Aldrich) a las muestras de agua, para lograr una concentración al 0.1%, el NaPP sirve como disgregante, disminuyendo la posibilidad de que se formen agregados de microorganismos en la muestra (Hill *et al.*, 2005). Se utilizaron filtros de polisulfona Hemoflow F80A (Fresenius Medical Care), con un área de 1.80m² y un corte de peso molecular de 80, 000 MWCO (Simmons, 2001). Los filtros tuvieron un tratamiento previo, haciendo circular una solución al 0.1% de NaPP (Sigma-Aldrich) en agua desionizada, durante 30 minutos. El NaPP aumenta significativamente el porcentaje de recuperación de microorganismos, ya que al poseer carga negativa al igual que los microorganismos, minimiza la adhesión de estos a la superficie del filtro (Hill *et al.*, 2005). Se utilizó una bomba peristáltica (Masterflex, Cole-Parmer), manteniendo un flujo de 1,700 mL/min a una presión de 15 a 20 psi. Las mangueras usadas fueron de silicona (Masterflex, Cole-Parmer) previamente esterilizadas en autoclave. Los Filtros fueron desinfectados después de cada uso haciendo circular hipoclorito de sodio al 1% por 30 min, después para inactivar el hipoclorito de sodio del sistema se hizo circular una solución de tiosulfato de sodio al 0.1%, hasta que el cloro residual no fue detectado (Figura 6).

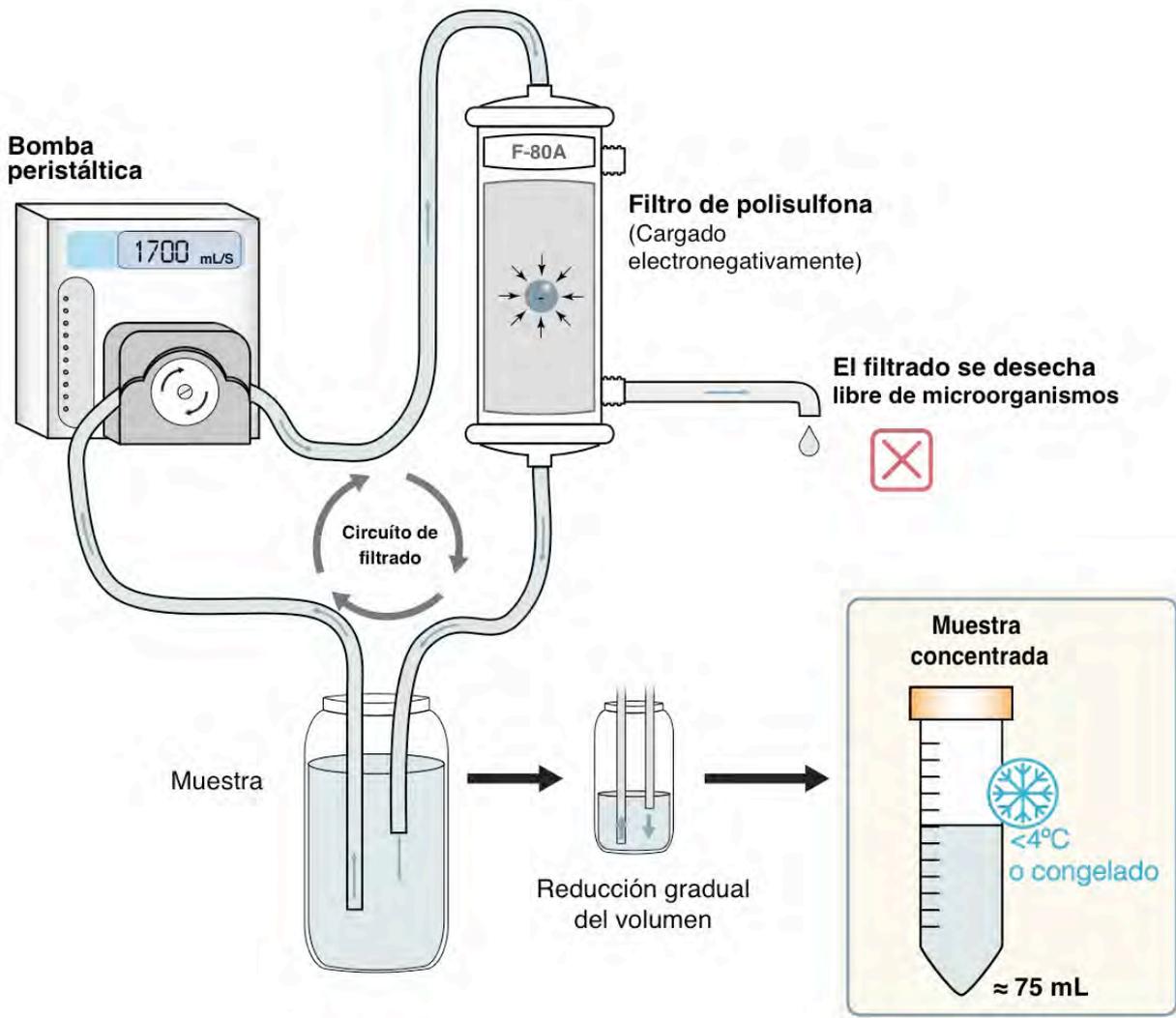


Figura 5 Diagrama del sistema de ultrafiltrado usado para concentrar partículas virales.

Se obtuvo un concentrado final de aproximadamente 70 mL por cada muestra. Las cuales fueron conservadas y almacenadas en refrigeración a -4°C hasta su análisis.

Ensayo en doble capa de agar

La cuantificación de colifagos se realizó siguiendo el método de doble capa de agar utilizando como hospederas *Escherichia coli* K12-Hfr 3000 (ATCC 23631) y *E. coli* HS (pFamp) R (ATCC 700891).

Para realizar la cuantificación de colifagos usando la cepa *E. coli* K12, se siguió el procedimiento estandarizado en el International Standard Organization: "Water quality- Detection and enumeration of bacteriophages" (ISO 10705-1:1995).

Para la cuantificación de colifagos usando la cepa *E. coli* HS(pFamp), se siguió el método descrito en la USEPA (2001) "Method 1601: Male-specific (F^+) and Somathic Coliphage in water by two step enrichment procedure".

Se vertieron aproximadamente 4 mL de medio de cultivo sólido en cajas de Petri estériles (100 x 15cm), el medio fue esterilizado en autoclave por 15 min a 120°C . El medio de cultivo usado para la cepa *E. coli* K12 fue TYGB (Becton Dickinson). Para la cepa *E. coli* HS (pFamp) se usó medio de cultivo Caldo de soya Trypticaseína (Bioxon). El medio después de esterilizarse se dejó entibiar a 55°C , en donde se le adicionó una solución de calcio-glucosa para *E. coli* K12 y una solución de ampicilina-estreptomina (Sigma Aldrich), para *E. coli* HS(pFamp). Ambas soluciones fueron esterilizadas por filtración a través de membrana de $0.22\ \mu\text{m}$ utilizando un dispositivo stericup (Millipore). Se realizaron diluciones seriales (base 10) en buffer de fosfato (PBS 1X), (Sigma Aldrich), (figura 7).

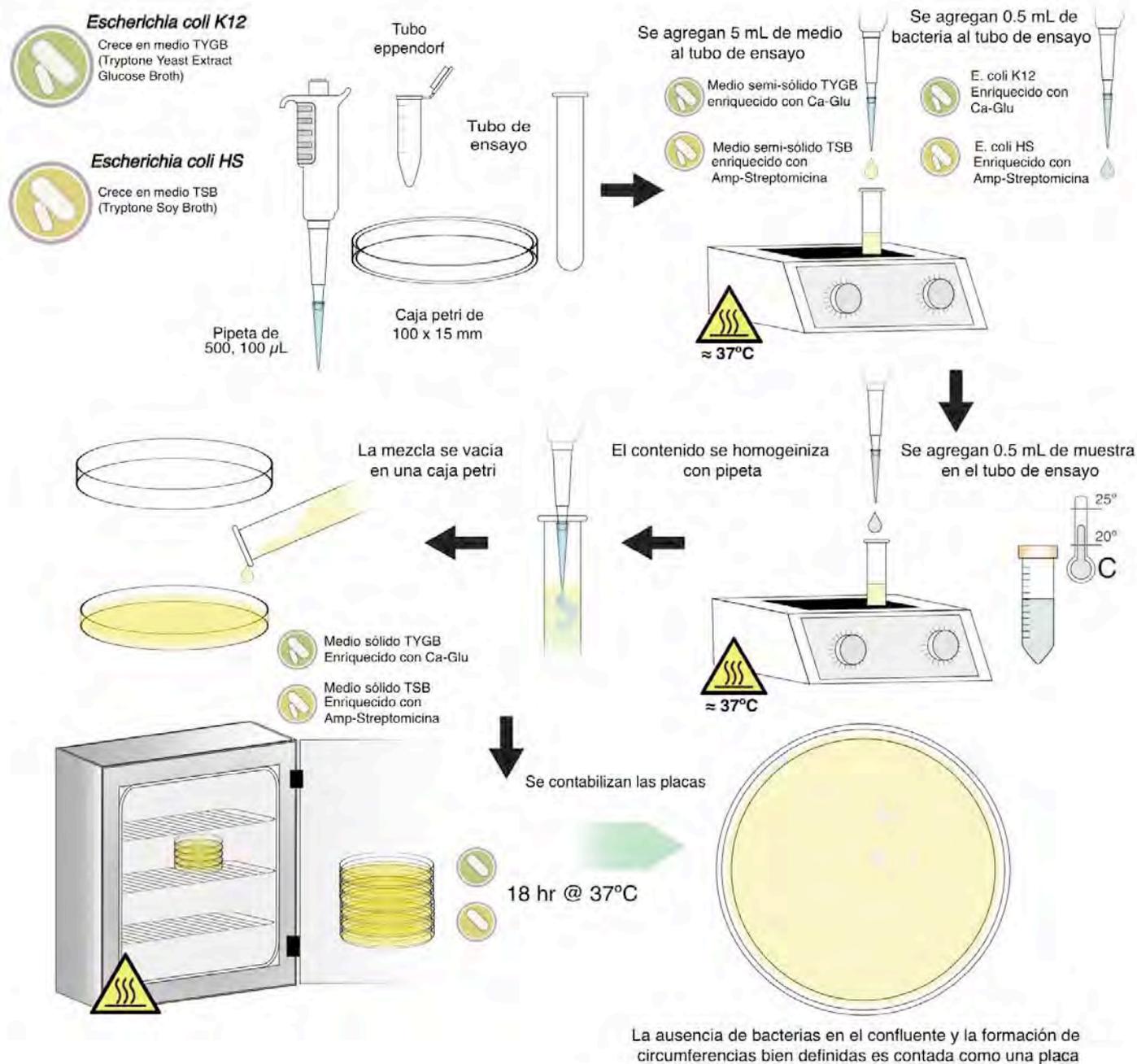


Figura 6 Diagrama del método de ensayo en doble capa de agar usado para cuantificar colifagos en el laboratorio.

Las cajas fueron incubadas a $37 \pm 0.5^\circ\text{C}$ por 18 horas. Transcurrido el tiempo de incubación, se realizó el conteo de las placas, los resultados se reportaron en unidades formadoras de placa por mililitro (UFP/mL) (USEPA, 2001).

El uso de dos cepas de bacterias hospederas (*E. coli* K12, y *E. coli* HS), nos permite tener información complementaria en cuanto a los colifagos presentes en las muestras de agua. La cepa *E. coli* K12 Hfr 3000 ha sido usada como bacteria hospedadora para fagos F macho específicos, pero esta también

forma placa con colifagos somáticos T (Debartolomeis *et al.*, 1991). Por otro lado, la cepa *E. coli* HS (pFamp) posee el plásmido F y es usada para el crecimiento de colifagos F⁺ específicos. Fue seleccionada por tener resistencia a los colifagos somáticos, como T2 y T4, además poseer resistencia a los antibióticos ampicilina y estreptomina, esto para minimizar el crecimiento de las bacterias que constituyen la flora normal de la muestra ambiental (Leclerc *et al.*, 2000). El código de resistencia a estreptomina, se ubica en el cromosoma y el de la resistencia a ampicilina se ubica en el plásmido Famp, encargado de la producción del Pili sexual F⁺ (Debartolomeis *et al.*, 1991).

6.4.3 Detección de Virus

Las pruebas realizadas en laboratorios para Adenovirus, son específicas para los tipos 40 y 41 de Adenovirus, estos tipos infectan exclusivamente a humanos. El grupo

Extracción de DNA

Las pruebas moleculares permiten la detección de virus de una forma rápida y específica en muestras ambientales, la técnica de reacción en cadena de la polimerasa (PCR) en tiempo real, puede ser usada para estimar la cantidad de partículas virales, como es el caso de adenovirus (Gerba, 2009).

La detección de virus se realizó siguiendo el protocolo de extracción de ácidos nucleicos usando el mini kit QIAgen (51304), (figura 8).

Condiciones de corrida

Las condiciones de corrida para el PCR en tiempo real y la preparación de muestras se ilustran en la figura 9. Las muestras fueron detectadas y cuantificadas por PCR en tiempo real.

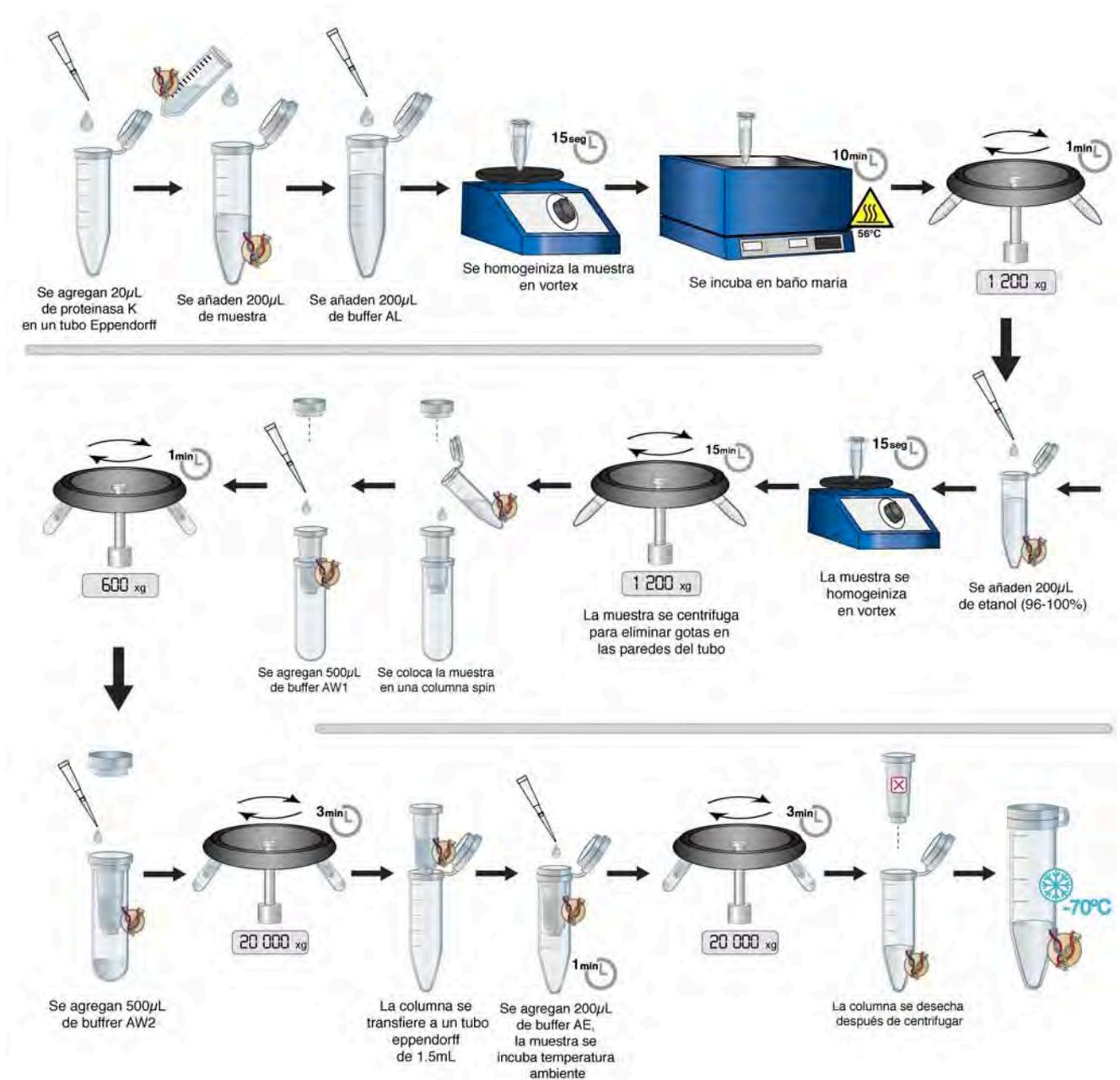


Figura 7 Diagrama del método utilizado para la extracción de ácidos nucleicos, para el análisis de adenovirus en el laboratorio usando mini kit.

Preparación de muestras

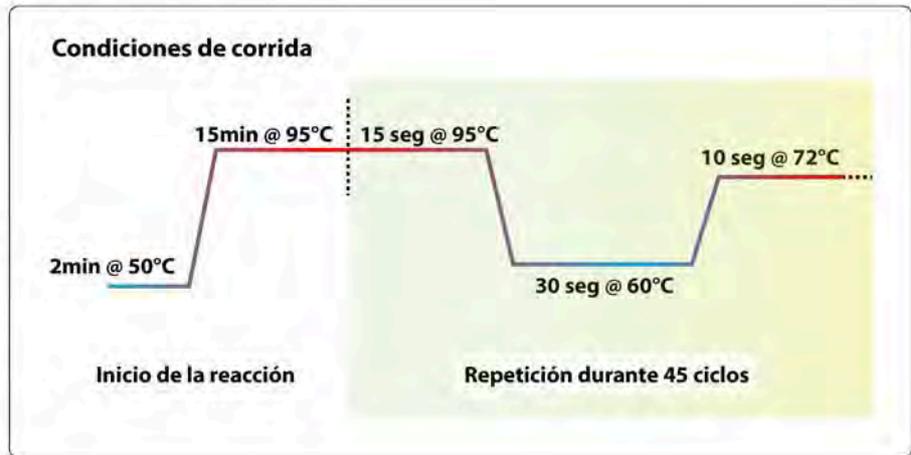
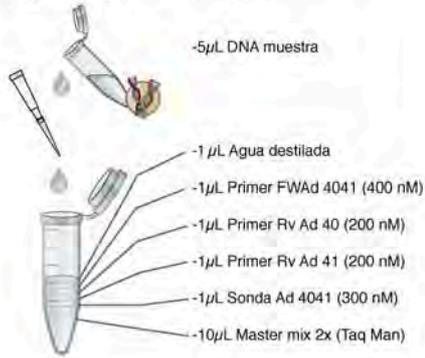


Figura 8 Preparación de muestras y condiciones de corrida usadas en el laboratorio para la detección y cuantificación de DNA por PCR en tiempo real.

6.4.4 Análisis de Datos

Para establecer relaciones, ya sea tomando en cuenta parámetros fisicoquímicos, bacterias, virus y colifagos indicadores, se realizaron pruebas no paramétricas, como múltiples pruebas de Kruskal-Wallis, usando el software estadística Statgraphics Centurion XV Versión 15.2.06.

7 Resultados

7.1 Parámetros fisicoquímicos

7.1.1 Conductividad eléctrica

El rango que presentaron los valores de conductividad eléctrica del agua fue de 1.512 a 0.555 mS/cm. Se encontraron variaciones entre sitios, sin embargo no se encontró variación estacional a lo largo del ciclo anual. El Sitio 2 fue el que presentó la conductividad eléctrica promedio más alta (Pozo 2: 1.217 mS/cm, Casa 2: 1.109). El Sitio 1 presentó la conductividad eléctrica promedio más baja (Pozo 1: 0.657 mS/cm, Casa 1: 0.669 mS/cm). También se observó muy poca variabilidad a lo largo del año y los valores entre pozo y casa en este sitio fueron los más cercanos entre sí (Figura 10).

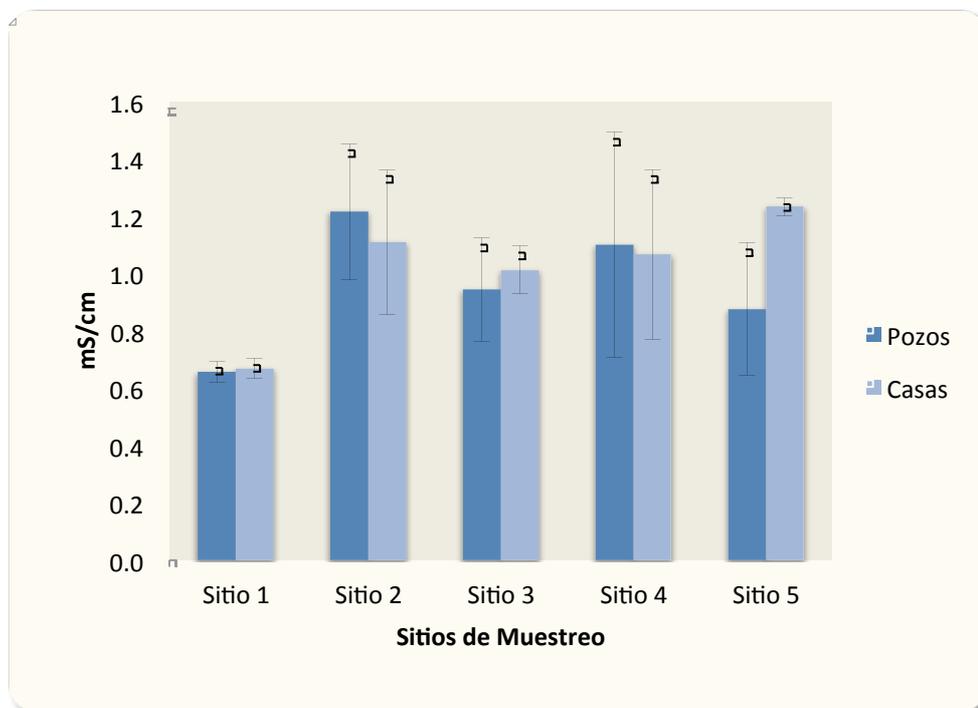


Figura 9 Variación de los promedios anuales de conductividad eléctrica en los distintos sitios seleccionados en Cuautla, Morelos.

Los valores de conductividad eléctrica encontrados en la Casa 5 fueron consistentemente los más altos entre las casas, y con poca variación durante el periodo de estudio, estos valores medidos se mantuvieron diferentes a los del pozo con el que se relaciona (Figura 11).

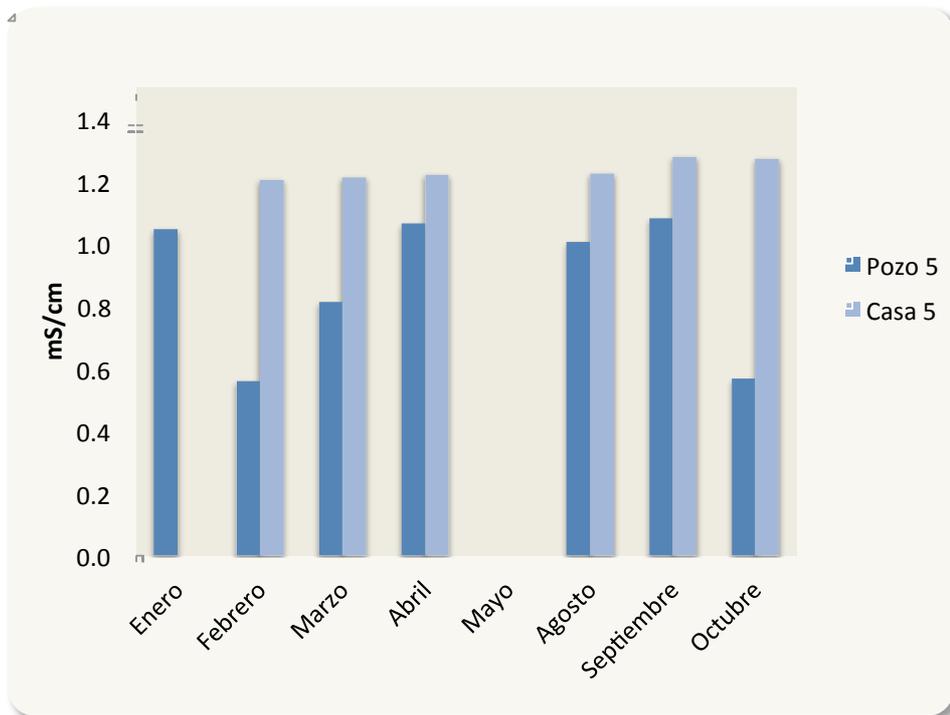


Figura 10 Variación anual de conductividad eléctrica el Sitio 5 en Cuautla, Morelos.

El rango de los valores de conductividad eléctrica fue desde 0.346 mS/cm hasta 10.060 mS/cm, en el Río A y de 0.529 mS/cm hasta 0.859 mS/cm en el Río B. En ríos se observó un aumento gradual en la conductividad eléctrica de cada sitio, relacionada con la proximidad al relleno y la infiltración de lixiviados. El río A mostró el cambio más drástico en los valores de conductividad eléctrica, con una conductividad eléctrica que fue de 0.346 mS/cm, en el sitio ubicado aguas arriba del relleno (antes del relleno), hasta 10.060 mS/cm, después del relleno (Figura 12). Esto es un aumento de más de veinte veces en los valores de conductividad eléctrica, en este sitio la infiltración de lixiviados fue muy evidente, la cual se puede observar en las siguientes ilustraciones (Figura 13 y 14).

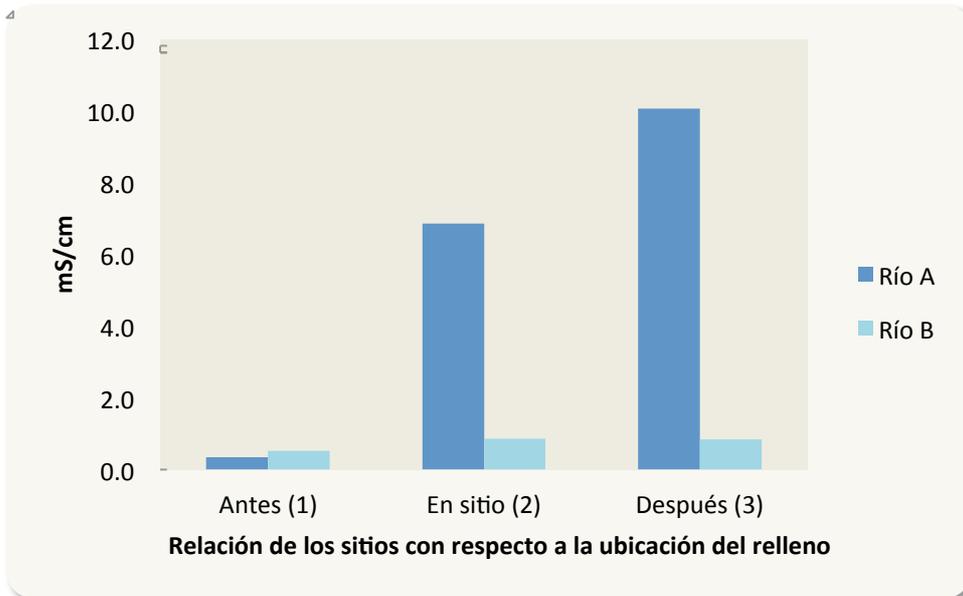


Figura 11 Variación en los valores de conductividad en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.



Figura 12 Infiltración de lixiviados en el Río A, en sitio (2) aledaño al relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.



Figura 13 Infiltración de lixiviados en el Río B después (3), con relación al relleno sanitario “La Perseverancia” en Cautla, Morelos.

7.1.2 Sólidos disueltos totales

El rango de valores encontrado para sólidos disueltos totales (SDT) ,fue de 0.352 a 0.945 g/L, por lo que según el criterio establecido por Rabinove (1958) para agua subterránea, el sitio se considera un ambiente no salino, (SDT= < 1 g/L). Los sitios se encuentran dentro del rango establecido por la NOM-127-SSA1-1994, que es de 1 g/L, sin embargo para el USO 1: Fuente de abastecimiento para uso público urbano; establecido dentro de la LFDMA, los sitios 2, 3, 4 y 5 sobrepasaron el límite establecido en esta ley, que es de 0.5 g/L. No se encontró variación estacional a lo largo del año. Se encontró variación entre los valores de cada sitio a lo largo del año, el sitio con el valor promedio más alto fue el Sitio 2 (Pozo: 0.807 g/L, Casa: 0.420 g/L). El sitio con el valor promedio más bajo fue el Sitio 1 (Pozo: 0.422 g/L, Casa: 0.420 g/L), en este sitio se encontró correspondencia entre los valores del pozo y la casa. La Casa 5 tuvo el valor más alto con respecto a todas las casas con 0.827 g/L (Figura 15).



Figura 14 Variación de los promedios anuales de sólidos disueltos totales en los distintos sitios seleccionados en Cuautla, Morelos.

En los ríos, el rango de los valores de sólidos disueltos totales fue de 6.071 g/L hasta 0.194 g/L. Se observó un aumento gradual en los valores de sólidos disueltos totales, de forma similar a lo que sucedió con la conductividad eléctrica, donde los valores aumentaron conforme aumentaba la proximidad de los sitios de muestreo con el relleno. El Río A fue el que mostró los cambios más drásticos, producto de la infiltración de lixiviados, donde los valores antes del relleno fueron de 0.194 g/L y de hasta 6.071 g/L en el sitio después del relleno. El Río B tuvo un valor de 0.359 g/L en el sitio antes del relleno y de 0.543 g/L en el sitio después del relleno (Figura 16).

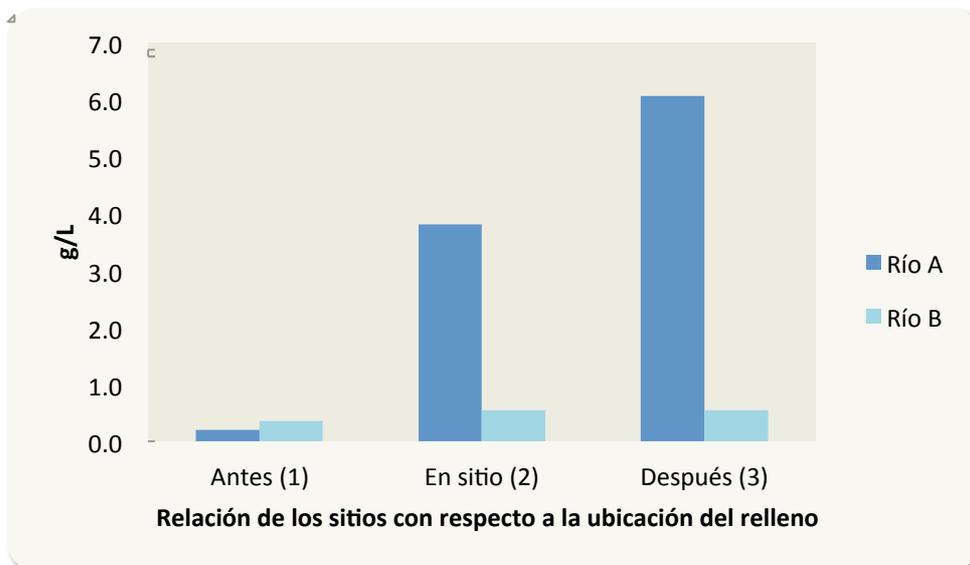


Figura 15 Variación de los valores de sólidos disueltos totales en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

7.1.3 Salinidad

El rango de los valores de salinidad osciló entre 0.26 y 0.74 %. Al igual que con la conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales, no se encontró variación estacional en estos valores a lo largo del año y no se presentó similitud entre los sitios muestreados.

El rango de los valores osciló entre 0.26 y 0.73 %. El sitio con el valor promedio más alto fue el Sitio 2 (Pozo 0.314 %, Casa: 0.311 %). La casa 5 obtuvo el valor de salinidad más alto 0.636 % presentando también poca variación anua (Figura 17).

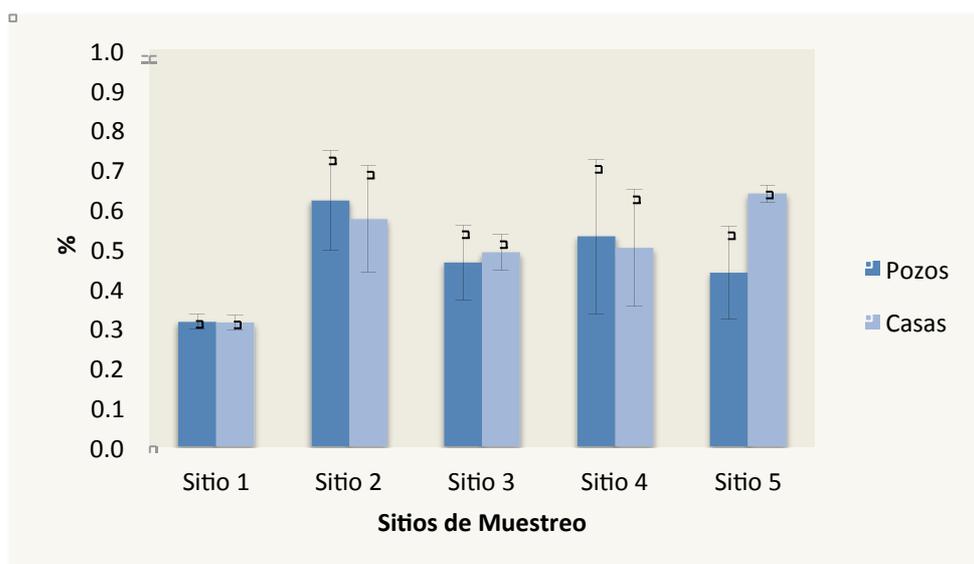


Figura 16 Variación de los promedios anuales de Salinidad en los distintos sitios seleccionados en Cuautla, Morelos.

El rango de los valores de salinidad encontrado en los ríos fue de 0.14, a 5.18 %. En el Río A, al igual que en los demás parámetros fisicoquímicos, se observó un aumento gradual en la salinidad, relacionada con la proximidad al relleno; se observaron valores que partieron de 0.14 % antes del relleno, hasta 5.18 % después del relleno. En el Río B (Figura 18) de 0.28 %, en el sitio ubicado aguas arriba del relleno, hasta 0.41 %, después de pasar por el relleno.

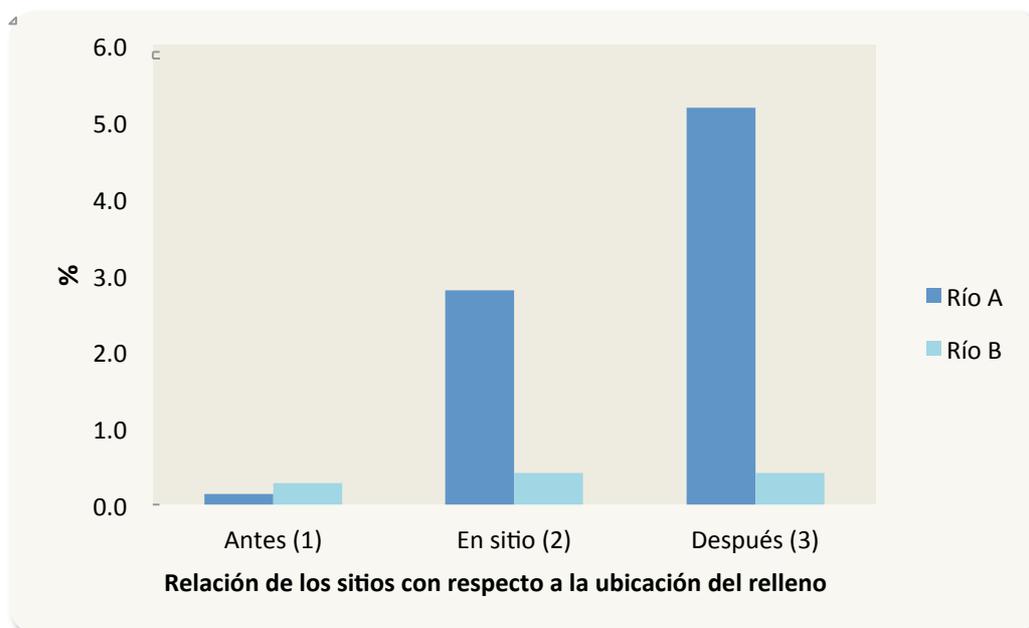


Figura 17 Variación de los valores de salinidad en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

7.1.4 pH

El rango de los valores de pH, fue de 5.93 a 8.07, en promedio la mayor parte de los valores se encontraron dentro de los límites permisibles por la NOM-127-SSA1-1994 y la LFDMA. El sitio 2, excedió los valores más bajos de pH establecidos por la norma, presentando un promedio anual en pozo 6.47 y en casa 6.23, excediendo en este caso los límites permisibles, los cuales establecen un rango entre 8.5 y 6.5 como valor inferior. No se encontró variación estacional en los valores a lo largo del año y se encontró heterogeneidad en los valores de pH entre los sitios muestreados. El pH promedio más alto se encontró en el Sitio 1 (Pozo 1: 7.3, Casa 1: 7.26), (Figura 19).



Figura 18 Variación de los promedios anuales de pH en los distintos sitios seleccionados en Cuautla, Morelos

El rango de los valores de pH, en ríos fue de 7.43 hasta 8.7. En el Río A se observó una tendencia a la alcalinidad en los valores de pH, partiendo de 8.7 en el sitio ubicado antes del relleno sanitario, a 8 en la zona después del relleno. En el Río B la variación en los valores de pH fue de 7.43 en el sitio antes del relleno sanitario a 7.57 en la zona después del relleno sanitario (Figura 20).

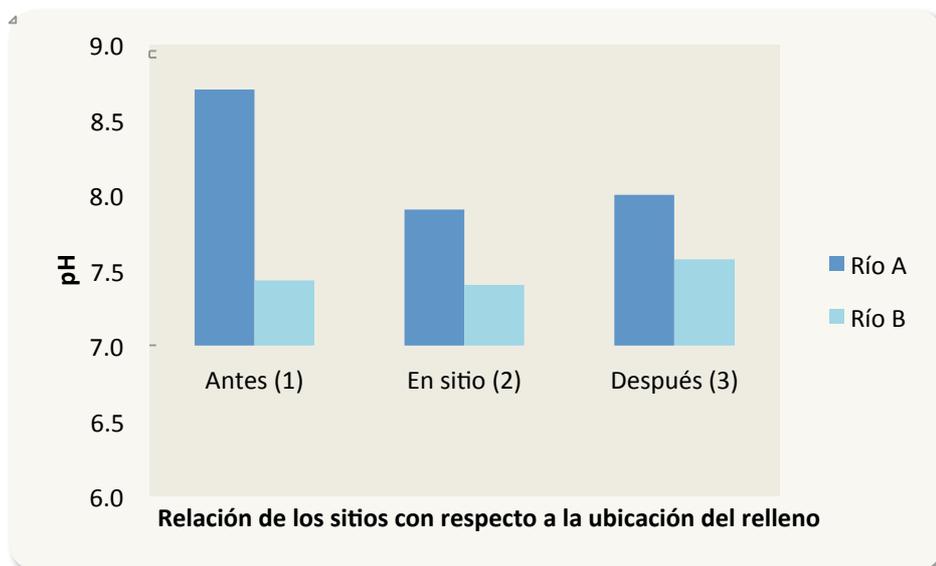


Figura 19 Variación de los valores de pH en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario "La Perseverancia" en Cuautla, Morelos.

7.2 Parámetros Microbiológicos

7.2.1 Coliformes fecales

En cuanto a coliformes fecales (CF), los sitios se encontraron dentro de los lineamientos establecidos por la NOM-127-SSA-MX y la LFDMA. En ningún sitio se encontró más de 1 UFC/100mL. Eventualmente se registraron conteos positivos de CF en: Pozo 3, Pozo 4, Pozo 5 y Casa 5, sin embargo nunca se encontraron presentes en las tres repeticiones realizadas para cada muestra (Figura 21).

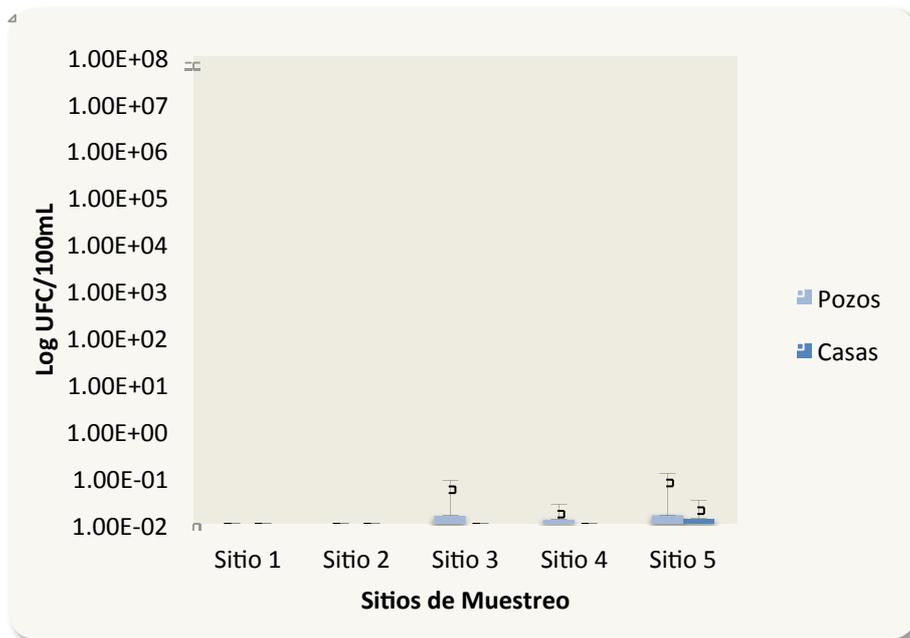


Figura 20 Variación de los promedios anuales de coliformes fecales en los sitios de muestreo en Cuautla, Morelos.

Ambos ríos presentaron conteos de CF mayores a 100 UFC/100mL. El rango de los valores encontrados para el Río A fue de 4×10^3 , a 3.1×10^4 UFC/100mL, mostrando un decrecimiento en el número de UFC en el sitio ubicado después del relleno sanitario. El rango de los valores en el Río B fue de 7.8×10^4 , a 1.3×10^5 UFC/100mL, con pocas variaciones en el número de UFC en los tres sitios muestreados a lo largo de este río (Figura 20).

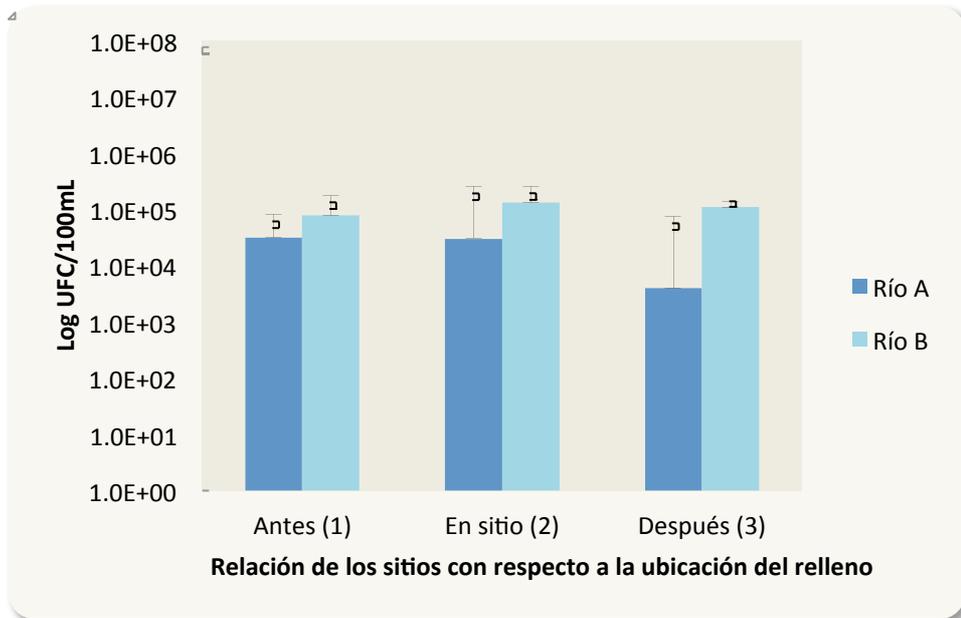


Figura 21 Variación de las UFC/100ml de coliformes fecales, en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

Los conteos de CF en las lagunas de lixiviados mostraron pocos cambios en los distintos sitios, teniendo un rango en los conteos entre 1×10^4 UFC/mL y 1.4×10^5 UFC/100mL (Figura 21).

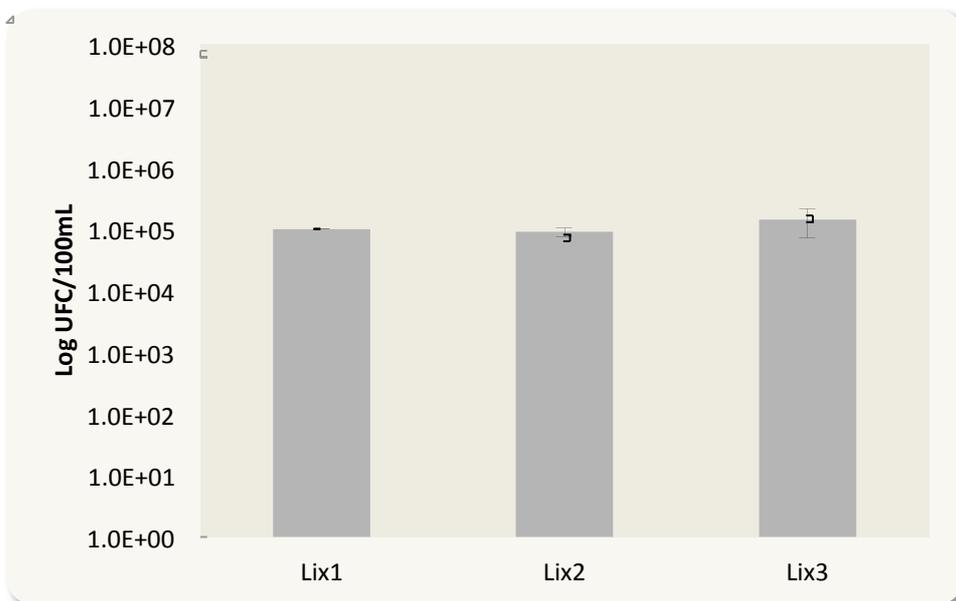


Figura 22 Variación de las UFC/100ml de coliformes fecales, en las lagunas de lixiviados ubicadas en el relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

7.2.2 Enterococos fecales

Los conteos de enterococos fecales (EF) fueron mayores que de coliformes fecales. El sitio con el valor promedio anual más alto fue el Sitio 1 (Pozo: 3.16 UFC/100mL, Casa 0.04 UFC/100mL), en el cual los conteos de EF fueron constantes a lo largo del año, los conteos observados en este sitio tuvieron un rango que va de 1.32 a 56.48 UFC/100mL, con los valores más altos en los meses de marzo, abril, mayo y agosto, también se observó una relación entre el número de unidades formadoras de colonias por cien mililitros (UFC/100 mL), observadas en el pozo y la casa correspondiente. El Sitio 5 fue el segundo sitio con conteos más altos, (Pozo 5: 0.08 UFC/mL Casa: 0.06 UFC/mL), (Figura 24).

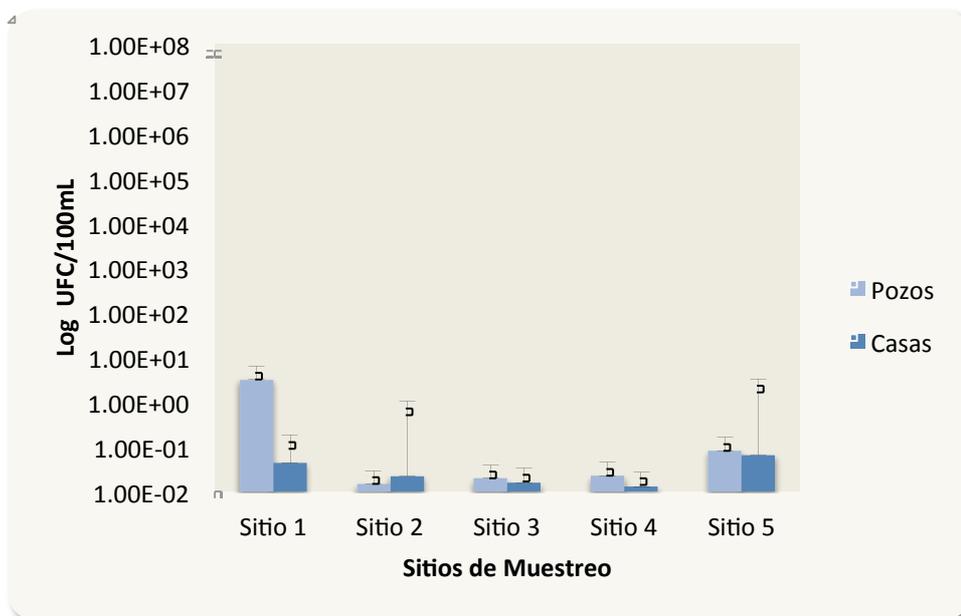


Figura 23 Valores promedio anuales de enterococos fecales en los distintos sitios seleccionados en Cuautla, Morelos.

En ríos los conteos de enterococos fecales fueron decreciendo conforme al aproximarse al relleno sanitario. El rango de los valores del Río A fue de 3.2×10^7 UFC/100mL a 2.6×10^4 UFC/100mL. En el Río B los valores se mantienen constantes en los primeros dos sitios, antes y en las inmediaciones del relleno, con un rango de valores entre de 1.6 y 6.1×10^4 UFC/100mL, en el sitio después del relleno sanitario no se detectaron UFC/100 mL.

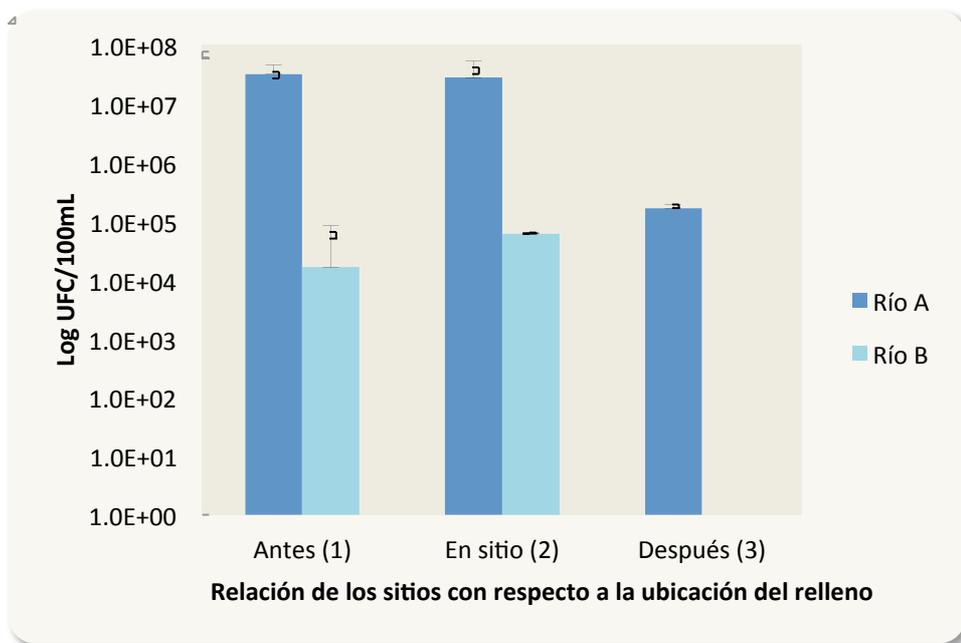


Figura 24 Variación de las UFC/100ml de enterococos fecales, en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

En las lagunas de lixiviados, los conteos de enterococos fecales se mantuvieron constantes entre los tres sitios manteniéndose entre los valores de 2.3×10^7 y 6.9×10^7 UFC/100mL (Figura 26).

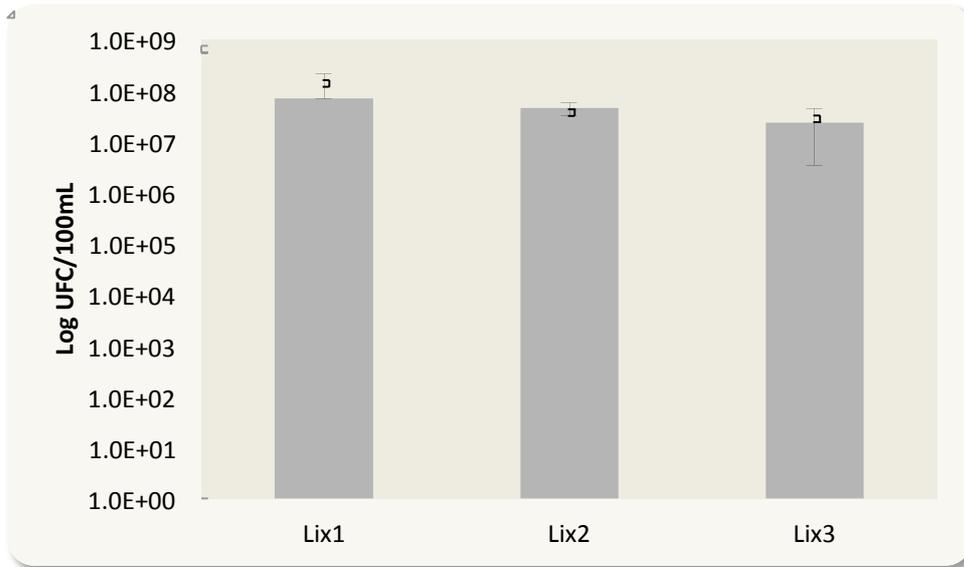


Figura 25 Variación de las UFC/100ml de enterococos fecales, en las lagunas de lixiviados ubicadas en el relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

7.2.3 Colifagos detectados con la bacteria *E. coli* K12 como hospedera

Con esta bacteria es posible detectar con colifagos somáticos como fRNA específicos, sin embargo solo se observaron conteos en el Pozo 1 con un rango entre 266 y 133 UFP/100mL en los meses de marzo y agosto (Figura 27).

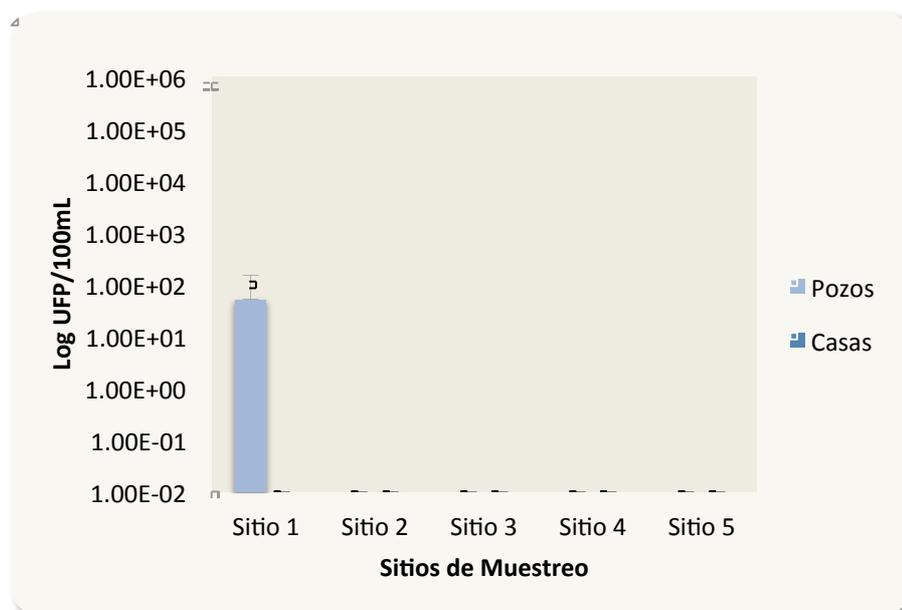


Figura 26 Valores promedio anuales de la presencia de bacteriófagos que infectan *E. coli* K12, en los distintos sitios seleccionados en Cuautla, Morelos.

En cuanto a los ríos A y B, se detectaron colifagos con *E. coli*. K12, únicamente en el Río B. Se observó poca variación entre sitios con valores manteniéndose entre 1.2×10^4 y 5.1×10^3 UFP/100mL En el Río A no se detectaron colifagos utilizando la misma bacteria hospedera (Figura 28).

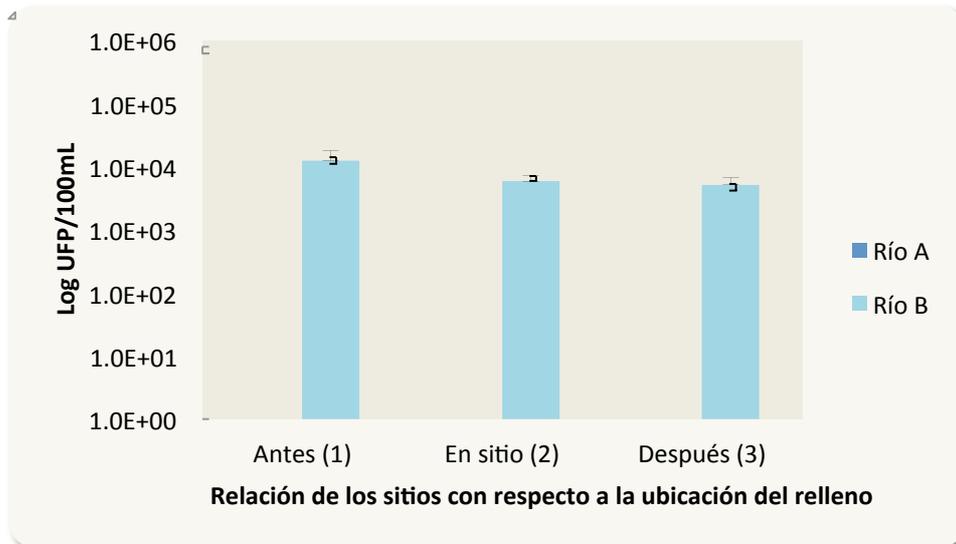


Figura 27 Variación de las UFP/100ml para colífagos que infectan *E. coli* K12, en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario "La Perseverancia" en Cautla, Morelos.

En los tres sitios de muestreo de las lagunas de lixiviados no se detectaron colífagos utilizando *E. coli* K12 como bacteria hospedera.

7.2.4 Colífagos detectados con la bacteria *E. coli* HS como hospedera

Esta bacteria es específica para detectar colífagos fRNA. Todas la muestra fueron positivas para colífagos que infectan a *E. coli* HS pFamp, sin embargo no se observó tendencia alguna. Tampoco se encontró correspondencia entre las placas detectadas en los pozos y las casas asociadas. Los conteos de placas más altos se encontraron en el pozo 5 (Figura 29).

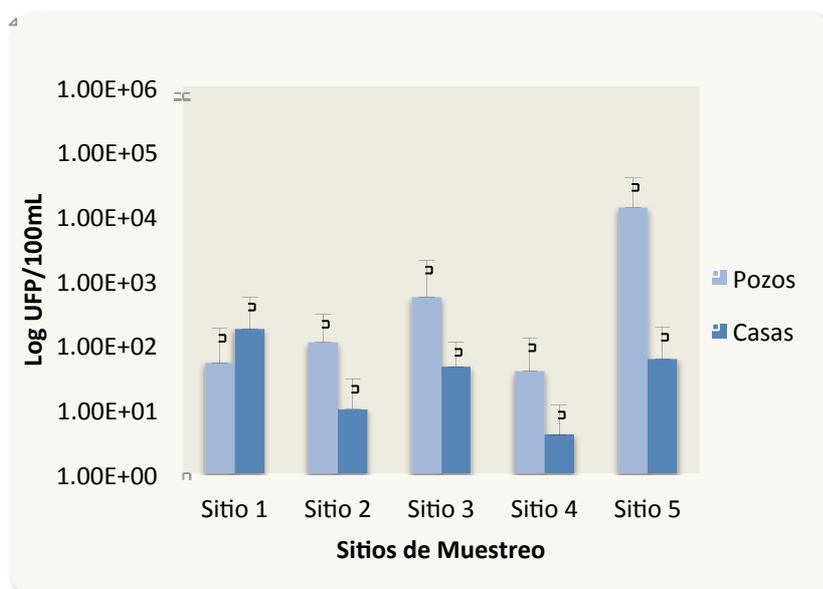


Figura 28 Valores promedio anuales de la presencia de colífagos que infectan *E. coli* HS, en los distintos sitios seleccionados en Cautla, Morelos.

En cuanto a ríos, los resultados de la detección de colifagos utilizando *E. coli* HS no mostraron un patrón tan claro, como fue con las bacterias indicadoras coliformes fecales (CF). En el Río A se detectaron muestra positivas para colifagos en los primeros sitios, mientras que en el tercer sitio no fueron detectados. En el Río B solo se detectaron colifagos en sitio ubicado en las inmediaciones del relleno sanitario.

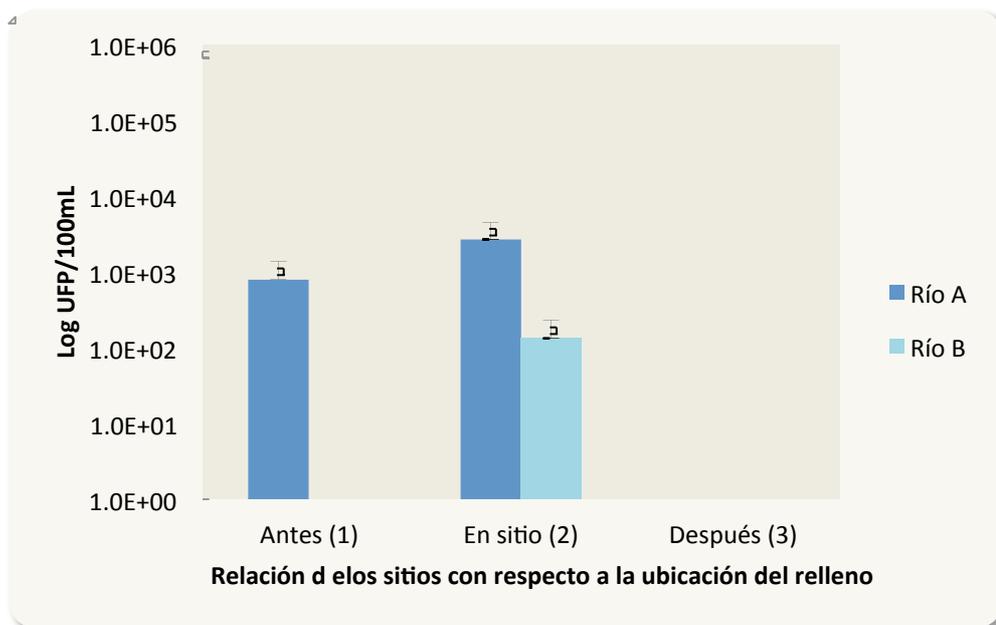


Figura 29 Variación de las UFP/100ml para colifagos que infectan *E. coli* HS, en los ríos A y B, conforme a la ubicación del relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

En los tres sitios de muestreo de lixiviados las UFP/100mL de colifagos detectados con *E. coli* HS estuvieron entre 1.5×10^5 y 8.8×10^5 UFP/100mL (Figura 31).

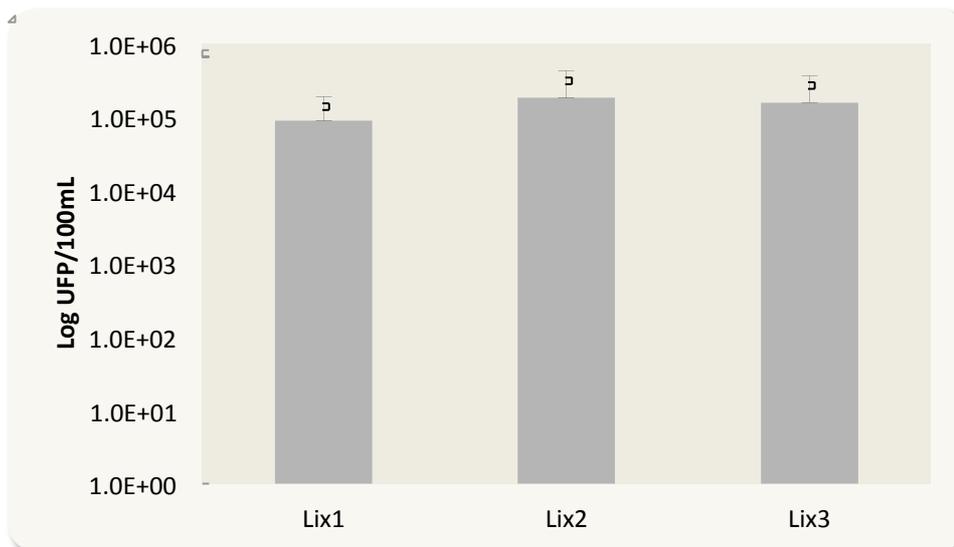


Figura 30 Variación de las UFP/100ml para colifagos que infectan *E. coli* HS, en las lagunas de lixiviados ubicadas en el relleno sanitario “La Perseverancia” en Cuautla, Morelos.

7.2.5 Detección de enterovirus y adenovirus

No fue posible observar la presencia de adenovirus mediante la técnica de PCR-Q en tiempo real usada en el laboratorio, en ninguno de los sitios seleccionados.

7.3 Análisis estadístico

7.3.1 Prueba de Kruskal-Wallis

Los datos obtenidos fueron analizados usando el software Statgraphics Centurion XV (Versión 15.2.06, StatPoint, Inc. 2007). Debido a que las muestras de ambientales agua subterránea no poseen una distribución normal, se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con los datos obtenidos, para los valores de conductividad eléctrica, salinidad, sólidos disueltos totales y pH. Las pruebas se realizaron entre pozos y casas, así como cada grupo por separado. En la mayor parte de las pruebas se obtuvieron valores de P iguales o cercanos a 0, lo que nos indica que cada sitio es independiente el uno del otro. En la Tabla 8 se muestran los resultados obtenidos de las pruebas estadísticas.

Tabla 8 Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis para los sitios de estudio realizadas con el programa Statgraphics Centurion XV

	Conductividad eléctrica		Sólidos disueltos totales		Salinidad		pH	
	Valor de P	Mediana	Valor de P	Mediana	Valor de P	Mediana	Valor de P	Mediana
Pozos y casas	0.000	1.024	0.000	0.648	0.000	0.490	0.000	6.92
Pozos	6.200 E-8	0.972	5.874 E-8	0.635	0.000	0.472	7.543 E-9	6.750
Casas	1.460 E-9	1.080	1.813 E-10	0.705	1.813 E-10	0.705	0.000	6.960

De esta misma forma se obtuvieron diagramas de caja y bigotes con base en los valores de conductividad eléctrica para los sitios de estudio, se realizaron dos diagramas, uno para pozos y el segundo para casas. En estos diagramas se puede observar que el Sitio 1; tanto el pozo como la casa son distintos del resto de las muestras, estas diferencias sin embargo no son estadísticamente significativas. En estos diagramas, también se puede observar la gran heterogeneidad que tuvieron sitios como el Pozo 4 y Pozo 5 a lo largo del ciclo anual de estudio (Figura 32 y 33).

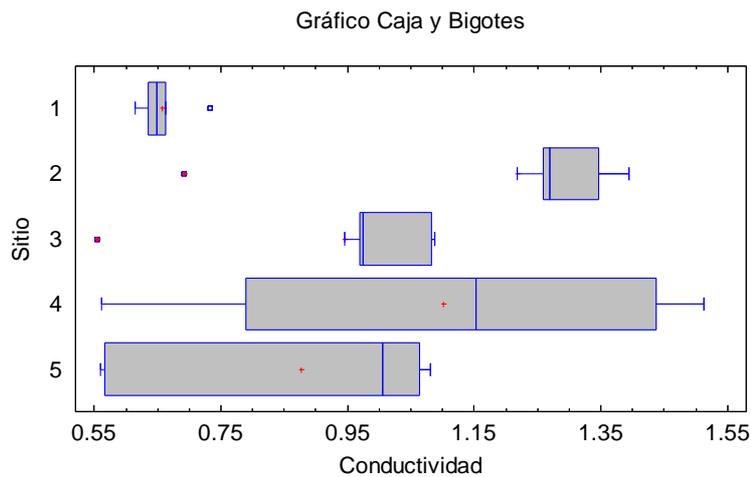


Figura 31 Diagrama de caja y bigotes para los pozos de los sitios estudiados, realizados con base en la conductividad eléctrica medida en campo.

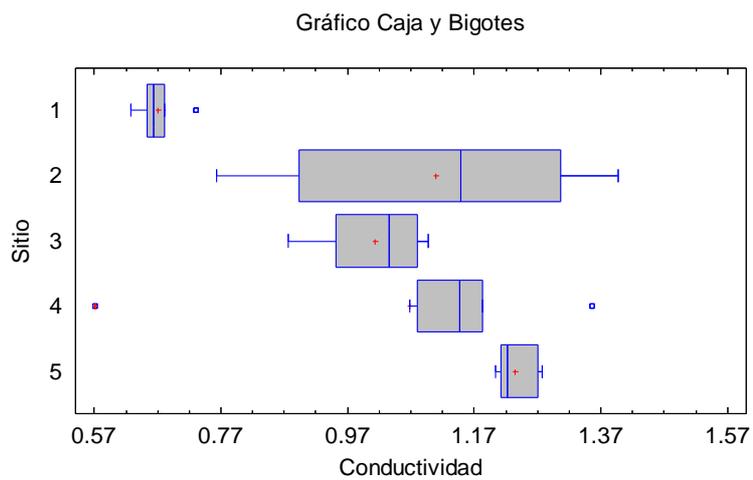


Figura 32 Diagrama de caja y bigotes para las casas de los sitios estudiados, realizados con base en la conductividad eléctrica medida en campo.

8 Discusión

Durante el desarrollo de este estudio, se encontró heterogeneidad en las características fisicoquímicas y microbiológicas de cada sitio a lo largo del tiempo, así como también entre cada sitio elegido. El análisis estadístico ya sea tomando en cuenta parámetros fisicoquímicos y microbiológicos no develó diferencias estadísticamente significativas entre los controles negativos y los sitios experimentales.

En el Sitio 1 se encontraron los valores promedio anuales más bajos de CE, SDT y salinidad. Mientras que en el Sitio 2 se encontraron los valores promedio anuales más altos de estos mismos parámetros. En el caso del Pozo 2 (Sitio 2), los valores de SDT exceden los rangos descritos en la LFDMA (USO 1: Fuente de abastecimiento para uso público urbano). Por lo tanto en los sitios asignados como control negativo (Sitio 1 y Sitio 2) se encontraron los valores promedio anuales más altos y más bajos en cuanto a parámetros fisicoquímicos (CE, SDT y salinidad).

En el Sitio 1, debido a que se encontraron los valores promedio anuales más bajos en los parámetros fisicoquímicos, se podría argumentar que este se encuentra fuera de la influencia de lixiviados (Pujari, 2005). Sin embargo en el análisis microbiológico, en el Sitio 1 se encontraron los promedios anuales más altos de EF de entre todos los sitios, mismos que resultaron positivos en 7 de 8 muestreos realizados durante el estudio. Este sitio fue el único donde se encontraron muestras positivas, tanto en pozos y casas para colifagos que infectan a *E. coli* K12, y también se encontraron números constantes de colifagos que infectan a *E. coli* HS a lo largo del año, sin embargo al no haberse encontrado la presencia de bacterias CF, el pozo perteneciente a este sitio (Pozo 1) no rebasa los límites permisibles estipulados por la LFDMA (USO 1) y la NOM-127-SSA1-1994. Aún así, la presencia de los indicadores EF, y colifagos; sugiere el hecho de que en el Sitio 1 existe contaminación fecal, lo cual resulta contradictorio con la información que nos proporciona el análisis de parámetros fisicoquímicos en este sitio. La presencia de estas bacterias entonces puede no explicarse debido a la infiltración de lixiviados, si no también por la presencia de fosas sépticas cercanas a este pozo, algunas ubicadas a menos de 15 metros del sitio de extracción y de las cuales tenemos una aproximación de que al menos un 25% de las casas en la colonia Empleado Municipal, poseen fosa séptica (com. pers. Arturo Vela, tesorero Pozo 1). Según INEGI (2012), se considera como conexión a drenaje, toda vivienda que se encuentre conectada a una red o fosa séptica, sin embargo, en esta definición no se menciona el destino final del drenaje una vez colectado por la red. Se obtuvo información también sobre el destino de las conexiones a la red de drenaje municipal en esta misma colonia, donde no las descargas no llegan a alguna planta de tratamiento de aguas residuales ni se conectan con la red de drenaje de la ciudad de Cuautla, si no que descargan en una barranca cercana al Sitio 1 (com. Pers. con Joel Vela, tesorero Pozo 1), la presencia de estas bacterias disminuyó en la

toma domiciliaria de este mismo sitio (Casa 1), debido a la cloración que recibe el agua después de su extracción, este sitio ejemplifica también la importancia que debe tener la aplicación constante de cloro en los sistemas de abastecimiento de agua municipal.

Otro ejemplo sucede en el Sitio 2, donde el haber encontrado los valores promedio anuales más altos en parámetros fisicoquímicos (CE, SDT y salinidad) puede ser indicio de la posible infiltración de lixiviados en este sitio. Por lo que es de esperarse que el aumento en los valores de CE, SDT y salinidad, venga acompañado de la presencia de indicadores microbiológicos de contaminación fecal. Sin embargo en el Sitio 2, no se observa evidencia clara de que esté existiendo contaminación fecal, al no haberse detectado CF en este sitio, y donde la presencia de EF y colifagos que infectan a *E. coli* HS, se mantuvo por debajo del promedio global.

Una causa de esta heterogeneidad puede no atribuirse a la infiltración de lixiviados, si no a las estructuras geológicas que existen en el lugar de estudio. Como se puede observar en la (Figura 2, Anexo), el relleno sanitario y los sitios de muestreo se encuentran ubicados en secciones pertenecientes a distintas unidades hidrogeológicas, por lo que el lugar de estudio se encuentra comprendido en una zona con estructuras geológicas cada una de naturaleza diferente. En los trabajos de Morales (2012, 1997) y CNA (1996, 2009), contenidos en el capítulo 6 de este trabajo; se reconoce la existencia de tres unidades hidrogeológicas superpuestas, cada una con características hidrogeológicas distintas (Tabla 2 Anexo). Siendo de gran relevancia la unidad hidrogeológica U2; donde predomina la facies hidrogeoquímica $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ (con bajas salinidades y temperaturas), y la unidad hidrogeológica U3; donde se puede identificar una facies hidrogeoquímica de tipo $\text{SO}_4\text{-Ca}$ (con altas salinidades y temperaturas; producto de la asociación con calizas y dolomías acuíferas), (CNA, 1996; Morales, 1997). En el Sitio 2, por ejemplo al haber encontrado los valores más altos en parámetros fisicoquímicos, sin la presencia de indicadores microbiológicos de contaminación fecal, es probable que el aumento en los valores de CE, SDT y salinidad se atribuyan a una zona de intercambio con la unidad geohidrológica U3; teniendo como evidencia la cercanía de este lugar a un manantial termal de aguas con gran contenido de sales conocido como "Agua Hedionda", el cual pertenece a la unidad geohidrológica U3 y cuya distancia al Sitio 2 es menor a 800 metros.

Tomando en cuenta los parámetros fisicoquímicos analizados en el estudio, así como los mapas existentes sobre la conformación geológica del lugar y la profundidad de cada pozo de extracción, es probable que el agua subterránea extraída pertenezca en su mayoría a la unidad geohidrológica U2. Sin embargo, tal como expone Morales (1997, 2012), en trabajos realizados cercanos al sitio de estudio, es probable que existan flujos regionales relacionados con la unidad geohidrológica U3; la cual le confiere características diferentes al agua del acuífero, como es el aumento en la CE, SDT y salinidad.

Las variaciones en las características fisicoquímicas que se observaron en los sitios 3, 4 y 5, pueden también explicarse de esta misma forma, por aportes temporales entre ambos acuíferos (U2 y U3).

Los sitios experimentales (Sitios 3, 4 y 5), mostraron variabilidad en sus características fisicoquímicas a lo largo del muestreo, sin haber encontrado tendencia alguna, ni diferencias estadísticamente significativas entre estos sitios y los controles negativos. Estos sitios al igual que el Sitio 2, excedieron los límites permisibles para SDT, estipulados en la LFDMA (USO 1). En cuanto a los indicadores microbiológicos analizados en estos tres sitios, se encontró la presencia exclusiva de bacterias CF, sin embargo las muestras positivas no se encontraron de forma consistente en los triplicados realizados. Debido a estos criterios no podría argumentarse un incumplimiento en la NOM-127-SSA-1994, aunque en ciertas ocasiones en estos sitios se hayan encontrado muestras positivas. De existir contaminación fecal la presencia de estos indicadores se vería acompañada de los demás indicadores y modelos de indicadores microbiológicos de contaminación fecal, sin embargo esto no se observó

La detección de enterovirus y adenovirus no arrojó resultados positivos en ninguno de los sitios seleccionados, la presencia de alguno de estos dos tipos de virus, sería una prueba irrefutable de que la existencia de contaminación fecal de origen humano (en el caso de haberse detectado Adenovirus HAdV 40 y HAdV 41; los cuales son específicos en humanos). Aún así la presencia constante de colifagos que infectan a *E. coli* K12 y HS durante el estudio, demuestra que existen condiciones en donde los virus patógenos pueden llegar a presentarse y por lo tanto provocar afecciones a la salud de la población que recibe suministro de este acuífero.

En ningún pozo se observó evidencia clara de la estacionalidad, es decir que exista un efecto de dilución de iones en el acuífero, debido a la infiltración de agua producto de la precipitación pluvial. Como se menciona en el trabajo de CNA (2009), el sitio de estudio se encuentra en una zona de descarga y no propiamente de recarga, donde la recarga de este acuífero ocurre en las sierras de Chichinautzin y Nevada, al norte del sitio de estudio.

En los ríos seleccionados, la percolación de lixiviados fue evidente incluso a simple vista. El análisis fisicoquímico reveló la capacidad que tienen los lixiviados de modificar las características fisicoquímicas del agua; elevando los valores de CE, SDT y salinidad en más de veinte veces de su valor previo al haber entrado en contacto con los lixiviados provenientes del relleno sanitario (Figura 12), donde en el caso del Río A(1), se rebasó el límite establecido por la LFDMA (USO 3) rebasando el límite establecido para los valores de pH. Los indicadores microbiológicos de contaminación fecal se encontraron entre 10^4 y 10^5 UFC/100 mL, cantidad equiparable a la de efluentes de agua residual municipal cruda (Tabla 1, Anexo), rebasando también los límites establecidos para la presencia de bacterias CF de la LFDMA (USO 3).

El análisis fisicoquímico de los lixiviados generados en el relleno sanitario se encontró dentro del rango reportado en los trabajos de Albaiges (1986), Kjeldsen (1993), Despina (1999) Christensen *et al.* (2001), Rukah (2001), Pujari (2005), Mor (2006) y Kumar (2007) (Tabla 3 Anexo), cabe destacar que según Christensen *et al.*, (2001) el encontrar un pH cercano a 9 es evidencia de que el relleno sanitario se encuentra en fase metanogénica, fase que ocurre en rellenos sanitarios con más de 25 años en funcionamiento y en la cual existe una alta producción de metano y compuestos de alto peso molecular. Este tipo de lixiviado posee una baja en cationes como Ca, Mg, Fe y Mn, donde la adsorción y precipitación se ve promovida por un pH alto. Los compuestos químicos xenobióticos, también disminuyen en lixiviados metanogénicos, debido a la volatilización, degradación y reducción realizada por microorganismos a lo largo del tiempo (Christensen *et al.*, 2001). El análisis microbiológico realizado en las lagunas de lixiviados demostró que las bacterias indicadoras de contaminación fecal, como son EF y CF, la cuales se encontraron en número superiores a las 10^5 UFC/100 mL, y un número similar de 10^5 UFP/100 mL para colifagos que infectan a *E. coli* HS.

Las lagunas de lixiviados tuvieron conteos de CF similares al de efluentes de agua residual (Tabla 1, Anexo), y presentaron número similares de EF y colifagos. Debido a la alto contenido de microorganismos, y la presencia de indicadores de contaminación fecal, así como de modelos de indicadores de contaminación fecal (colifagos que infectan *E. coli* HS), la cuantificación de indicadores de contaminación fecal en río y lagunas de lixiviados, demostró que estos tienen la capacidad de producir enfermedades gastrointestinales. En estos sitios, también tomando en cuenta la las regulaciones mexicanas a través de la LFDMA (USO 3: Protección a la vida acuática), se exceden los límites permisibles establecidos para los valores de pH y bacterias CF, por lo cual si bien en aguas subterráneas la infiltración de lixiviados es debatible, en aguas superficiales, el relleno sanitario “La Perseverancia” es un factor de riesgo para la población debido la filtración de lixiviados en estas escurrientías (Río A y Río B), de la cuales no se obtuvieron datos sobre la ubicación de las descargas estos dos escurrimientos.

9 Conclusiones

Con base en lo discutido se puede llegar a la conclusión de que no existe evidencia clara de que el relleno sanitario esté infiltrando lixiviados que puedan ser detectados en los pozos de abastecimiento público urbano más cercanos al relleno. De esta misma forma esto no exime al relleno sanitario de la posible infiltración de lixiviados que pueda estarse dando de forma local sobre el acuífero, y que debido a su magnitud, dirección o pulsos estacionales, no resulte en la detección microbiológica y fisicoquímica en los pozos de abastecimiento estudiados.

Durante el desarrollo de este trabajo, se detectaron, gran cantidad de variables que pudieron interferir en este diagnóstico: el análisis del flujo subterráneo del acuífero es fundamental en la selección de los sitios, la distancia de los pozos de monitoreo al relleno sanitario pudo haber sido una razón por la cual; debido a efectos de dilución y difusión en el medio poroso los lixiviados no llegaron a detectarse, entre ellas también el hecho de que la zona se encuentre comprendida en una zona de alta heterogeneidad geológica y que exista más de un flujo subterráneo debajo del lugar de estudio. El factor social también genera gran interés, como ocurrió con el aporte de bacterias en el Sitio 1 debido a la probable infiltración de escurrimientos de drenajes y fosas sépticas de la zona urbana.

Se encontraron bacterias indicadoras fecales, particularmente de EF, las cuales persisten por mayor tiempo que la CF en sistemas como aguas subterráneas. Sin embargo, debido a la acción de los sistemas de cloración en las red de agua municipal, la presencia de bacterias indicadoras fecales en casas disminuyó a niveles dentro de las normas mexicanas y que permiten su consumo, razón por la cual, el organismo operador de cada pozo debe tener un control adecuado de los sistemas de cloración, pues la presencia constante de bacterias en el pozo es un peligro latente para los usuarios conectados a esta red de distribución.

Se detectaron colífagos en todos los sitios analizados lo cual sugiere la posible presencia de otros virus entéricos, sin embargo no se detectaron genomas virales de enterovirus ni de adenovirus. No obstante, el uso de colífagos como modelo de indicadores de contaminación fecal es muy recomendable por su mayor tolerancia a factores ambientales fuera de su hospedero, en comparación con bacterias fecales y algunos virus entéricos.

La información obtenida de la caracterización fisicoquímica del agua, fue de gran utilidad para tratar de entender el funcionamiento de los acuíferos. La conductividad eléctrica por si sola, sería un indicador adecuado para determinar contaminación por lixiviados en un medio homogéneo, como sería en un acuífero arenoso, sin embargo la combinación de parámetros fisicoquímicos con la de indicadores microbiológicos de contaminación fecal, ayuda a entender de una mejor forma que clase

de fenómenos están sucediendo en el acuífero. Por lo que es también de gran utilidad incluir parámetros microbiológicos dentro de los estudios de contaminación de acuíferos.

Es recomendable que para futuros trabajos, se confirme que se está trabajando en un mismo acuífero. Para determinar si el relleno sanitario está filtrando lixiviados al acuífero se debe realizar un análisis de la composición iónica de los lixiviados y de elementos traza, para determinar la firma química del lixiviado, de acuerdo con los iones más predominantes que se encuentren en él. Una caracterización hidrogeoquímica local, como este análisis permitirá identificar los procesos principales (interacción agua-roca, procesos de mezcla) que gobiernan las características químicas del agua subterránea debajo del relleno sanitario. Se deben crear pozos de estudio en la periferia del relleno sanitario y con base en esta caracterización detectar si existe o no infiltración local.

La calidad del agua en los pozos aledaños al relleno sanitario "La Perseverancia", varió dependiendo del sitio a considerar, por ejemplo el Sitio 1; no se sobrepasaron los límites establecidos en la normatividad mexicana, por lo que en términos legales el agua extraída del acuífero es de calidad apta para consumo, sin embargo debido a la presencia constante de bacterias y modelos de indicadores de contaminación fecal adicionales a los establecidos por la normatividad, se consideraría un sitio con peligro a la salud de la población debido a la potencial transmisión de enfermedades gastrointestinales por contaminación fecal, razón por la cual en este sitio en particular es necesario tener un control estricto de los sistemas de cloración. En los Sitio 2, 3, 4 y 5, la calidad del agua rebasó los límites permisibles de SDT establecidos en la LFDMA (USO 1), lo cual puede estar relacionado con la presencia de otro tipo de contaminantes de naturaleza química, por lo que es recomendable realizar estudios posteriores para descartar que este tipo de contaminación esté sucediendo. En cuanto a la calidad microbiológica de estos sitios ninguno rebasa lo establecido en la normatividad mexicana, por lo que el agua extraída de este sitio es apta para consumo, tomando en cuenta la presencia de indicadores de contaminación fecal adicionales y la detección de patógenos virales no se observó la presencia constante de estos indicadores, por lo que no podría argumentarse que el agua extraída de estos sitios es de peligro para la salud de la población.

Los lixiviados aumentan de forma significativa los conteos de bacterias al integrarse a los cuerpos de agua superficiales temporales, por lo que el relleno es una fuente de contaminación fecal y debe darse un manejo adecuado a los lixiviados para evitar su contacto con los escurrimientos superficiales, como son los ríos que circundan al relleno sanitario durante la temporada de lluvias.

10 Referencias

- Albaiges J., Casado F. y F., Ventura. 1986. Organic indicators of groundwater pollution by sanitary landfill. *Pergamon Journals*. [643] 1354-1386.
- Ali M., Al-Herrawy A., y S El-Hawaary. 2004. Detection of enteric viruses, *Giardia* and *Cryptosporidium* in two different types of drinking water treatment facilities. *Water Research*. [38] 3931-3939
- Alley W. 1993. Regional Ground-Water Quality. Van Nostrand Reinhold, EUA pp 634
- Arcos, M, S. Ávila, S. Estupiñan y A. Prieto. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *Nova-Publicación científica*. [3] 69-78
- Ashbolt N., Grabow W. y M. Snozzi. 2001. Indicators of microbial water quality. *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. [1] 289-316
- Ashbolt N. 2004. Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. *Toxicology*. [198] 229-238.
- Beeman R. 1987. Microbial ecology of a shallow unconfined water aquifer polluted by municipal landfill leachate. *Microbial ecology*. [14] 39-54
- Centro Nacional de Vigilancia Epidemiológica y Control de Enfermedades, Boletín Epidemiológico, acceso 27, agosto 2012 http://www.dgepi.salud.gob.mx/2010/plantilla/intd_boletin.html
- Christensen T., Kjeldsen P., Bjerg P., Jensen J., Baun A., Albrechtsen J. Y Gorm H. 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applies Geochemistry* [16] 659-718.
- Christensen, T., Kjeldsen P., Albrechtsen H., Gorm H., Nielsen P., Bjerg P. y Holm P. 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Environmental Science and Technology*. [24] 119–202.
- Comisión Nacional del Agua, 1996. Estudio Geohidrológico de la zona Cuautla-Yautepec, Mor.
- Comisión Nacional del Agua 2009 Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea, Acuífero (1792) Cuautla-Yautepec Estado de Morelos, *Diario Oficial de la Federación*.
- Debartolomeis J., y V. Cabelli 1991. Evaluation of an *Escherichia coli* Host Strain for Enumeration of Male-Specific Bacteriophages. *Applied and Environmental Microbiology*. [57] 1301-1305

Despina F., Papadopoulos A. y M., Loizidou. 1999. A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*. [21] 175-190.

Diario Oficial de la Federación, Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, Diario Oficial de la Federación, lunes 24 de diciembre de 2007.

Diario Oficial de la Federación. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-ssa1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, miércoles 22 de noviembre de 2000.

Diario Oficial de la Federación. Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Diario Oficial de la Federación, miércoles 20 de octubre de 2004.

Diario Oficial de la Federación Norma Mexicana NMX-AA-102-SCFI-2006, Calidad del agua-Detección y enumeración de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y *Escherichia coli* presuntiva-Método de filtración en membrana. Diario Oficial de la Federación, lunes 21 de agosto de 2006.

Figueras J y J. Borrego. 2010. New Perspectives in Monitoring Drinking Water Microbial Quality. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. [7] 4179-4202

Edberg, S., Leclerc H., y J. Robertson. 1997. Natural Protection of Spring and Well Drinking Water Against Surface Microbial Contamination. II. Indicators and Monitoring Parameters for Parasites. *Critical Reviews in Microbiology*. [2] 179-206

Gerba C., Maier R., L. Pepper, 2009 Environmental Microbiology Second edition. Elsevier Academic Press 598 pp.

Hill V., Polaczyk A., Donghyun H., Jothikumar N., Cromeans T., Roberts J., y J. Amburgey. 2005. Development of a Rapid Method for simultaneous Recovery of Diverse microbes in Drinking Water by Ultrafiltration with Sodium Polyphosphate and Surfactants. *Applied Environmental Microbiology* [71] 6878-6884.

Hill V., Kahler A., Jothikumar N., Johnson T., Hahn D., y T., Chromeans. 2007. Multistate Evaluation of an Ultrafiltration-Based Procedure for Simultaneous Recovery of Enteric Microbes in 100-Liter Tap Water Samples. *Applied and Environmental Microbiology*. [73] 4218-4225.

Howard K. 2001. Polluted groundwater-deadly lesson from Walkerton, Ontario, Canada. *New Approaches to Characterizing Groundwater Flow*. 521-525

Hurst C., Crawford R., Mills A., Garland J., Stetzenbach L., D. Lipson, 2007. Manual of Environmental Microbiology, 3era edición ASM Press EUA pp 1251

Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática 2009 Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Cuautla Morelos Clave geoestadística 17006

Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática 2009 Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Ayala Morelos Clave geoestadística 17004

Instituto Nacional de Salud Pública. 2010. Riesgos a la salud en mujeres de 18 a 39 años por contaminación generada en el relleno sanitario "La Perseverancia" en Cuautla, Morelos. Cuernavaca Morelos.

Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática, Información por entidad, acceso 27 de agosto del 2012
<http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/mor/poblacion/default.aspx?tema=me&e=17> <http://www.inegi.org.mx/sistemas/sisept/default.aspx?t=mviv36&c=26565&s=est>

International Standard Organization, 1995., Water quality- Detection and enumeration of bacteriophages- Part 1 Enumeration of F-specific RNA bacteriophages. ISO 10705-1:1995(E).

Jofre J., 2008. Is the replication of somatic coliphages in water environments significant? *Journal of Applied Microbiology*. [106] 1059-1069.

Jothikumar N., Cromeans T.L., Sobsey M.D., y Robertson B. H., 2005. Development and evaluation of a broadly reactive TaqMan assay for rapid detection of hepatitis A virus. *Applied and Environmental Microbiology*. [6] 3359-3363.

Kjeldsen P. 1993 Groundwater pollution source characterization of an old landfill. *Journal of Hydrology*. [142] 349-371.

Knappett P., Layton A., McKay L., Williams D., Mailloux B., Huq M., Alam M., Ahmed K., Akita Y., Serre M., Sayler G. y A. Geen. 2011. Efficacy of Hollow-Fiber Ultrafiltration for Microbial Sampling in Groundwater. *Ground Water*. [49] 53-65.

Kumar U. y M. Kumar. 2007. Assessment of the impact of landfill on groundwater quality: A case study of the Pirana site in western India. *Environmental Monitoring Assessment*. [141] 309-321.

Kukkula M., Arstila P., Klossner M.L., Maunula L., Bonsdorff C.H. y Jaatinen, P. 1997. Waterborne outbreak of viral gastroenteritis. *Scandinavian J. Infectious Disease*. [29] 415-418.

Leclerc H., Edberg S., Pierzo V. y J. Delattre. 2000. Bacteriophages as indicators of enteric viruses and public health risk in groundwaters. *Journal of Applied Microbiology*. [88] 5-21.

Mor S., Ravindra K., Dahiya R. y A. Chandra. 2006 Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*. [118] 435-456.

Morales-Morales H., Vidal G., Olszewski J., Channah R., Debanjana D., Oshima K., y G., Smith., 2003., Optimization of a reusable Hollow fiber Ultrafilter for Simultaneous Concentration of Enteric Bacteria , Protozoa, and viruses from Water. *Applied Environmental Microbiology*. [69] 4098-4102.

Morales E. 1997, Análisis numerico de flujo regional de agua subterranea: Cuenca del río Amacuzac, Tesis para obtener el gradi de Maestro en Aguas Subterráneas, Posgrado en Geofísica UNAM.

Morales, E. 2012. Mixing of groundwaters with uncertain end-members: case study in the Tepalcingo-Axochiapan aquifer, Mexico. *Hidrogeology Journal* [20] 605-613.

Morris, B. Chilton L., Adams B., Calow R., y Klinck B., 2003. Groundwater and its Susceptibility to Degradation: A global assessment of the problem and options for management. *Early Warning Report Series*. [3]

Monphoeo, S. Dehee, A., Mignotte, B., Schwartzbrod, L., Marechal. V., Nicolas, J., Billaudel, S. Y Ferré V. 2000. Quantification of enterovirus RNA in sludge samples using single tube real-time RT-PCR. *Biotechniques* [29] 88-93.

Murad-Robles M. 2007. Dictamen pericial del tiradero de residuos urbanos ubicado en el predio conocido como "La Perseverancia" en la Ampliación sur de la Colonia Hermenegildo Galeana en la Ciudad de Cuautla, Morelos. CEAMA.

Organización Mundial de la Salud, 2006. Protecting groundwater for Health, World Health Organization 678pp.

Organización Mundial de la Salud. 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, 4ta edición. 541pp.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico 2011 Benefits of Investing in Water and Sanitation: An OEDC perspective, OECD Publishing 151pp.

Payment, P y A. Locas. 2011. Pathogens in Water: Value and limits of correlation with microbial Indicators, *Ground water* [49] 4-11

Patrick R., 1990. What should be done to mitigate Groundwater Contamination?. *Environmental Health Perspectives*. [86] 239-243

Prüss-Üstün A., Kay D. Fewtrell L., y J. Bartram. 2004. Unsafe water, sanitation and hygiene. Comparative Quantification of Health Risks, World Health Organization 1321-1352

Prüss-Üstün, A y C. Corvalán, 2006. Preventing disease through healthy environments. Towards an estimate of the environmental burden of disease, World Health Organization 106pp.

Porta D., S. Milani, A. Lazzarino, C. Perucci y F. Forastiere. 2009. Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environmental Health*. [8] 1-14

Pohland F. y S. Harper. 1987. Critical review and summary of Leachate and Gas production from landfills. *United States Environmental Protection Agency*. [073]

Pujari P. y V. Deshpande. 2005. Source apportionment of groundwater pollution around landfill site in Nagpur, India. *Environmental Monitoring and Assessment*. [111] 43-54

Rabinove, C., Longford, R., y J. Brookhart. 1958. Saline Water Resources of North Dakota, US Geog. *Sur Water Supply Paper*. [1428] 72

Reynolds, K. Mena K. y C. Gerba. 2008. Risk of waterborne illness via drinking water in the United States. *Environmental Contamination Toxicology*. [192] 117-158

Rukah A. y O. Al-Kfahi. 2001. The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality-a case study. El-Akader landfill site-north Jordan. *Journal*. [49] 615-630.

Rushton L. 2003. Health hazards and waste management. *British Medical Bulletin*. [68] 183-197

Santos Luna R., 2010. Subdirección de geografía médica y sistemas. INSP

Savichtcheva O., S. Okabe, 2006. Alternative indicators of fecal pollution: Relations with pathogens and conventional indicators, current methodologies for direct pathogen monitoring and future application perspectives. *Water research* [40] 2463-2476

Schwarzenbach R., Egli T., Hofstetter T., Gunten U. y B. Wehrli, 2010 Global Water Pollution and Human Health, *Annual Review of Environment and Resources*. [35] 109-136

Simmons O., Sobsey M Heaney C Schaefer F., y D. Francy. 2001. Concentration and Detection of *Cryptosporidium* Oocysts in Surface Water Samples by Method 1622 Using Ultrafiltration and Capsule Filtration. *Applied Environmentan Microbiology*. [3] 1123-1127

Strauss J. y E., Strauss. 2008. Viruses and human disease. Elsevier Academic Press, segunda edición 467 pp.

Szewzyk, U., Szewzyk, R., Manz, W. Y Schleifer, K-H. 2000. Microbiological safety of drinking water. *Annual review of Microbiology*. [54] 81-127

Toranzos G. 1991. Current and posible alternate indicators of fecal contamination in tropical waters: A short review. *Enviromental Toxicology and Water Quality*. [6] 121-130

United States Enviromental Protection Agency. 2006a. National Primary Drinking Water Regulations: Ground Water Rule, Federal Register [71]

United States Environmental Protection Agency. 2001. Method 1601: Male-specific (F⁺) and Somathic Coliophage in water by two step enrichment procedure.

Vaughn J. y T. Metcalf 1975 Coliphages as indicators of enteric viruses in shellfish and shellfish raising estuarine waters. *Water Research*. [9] 613-616

Vazquez E., A. Cortez, R., R. Jaimes., P. Fritz, 1989 Hidrogeología isotópica de los valles de Cuautla y Yautepec. México. *Geof. Int.*, [82-2] 245-264

Vrijheid M. 2000. Health effects of residence near hazardous waste landfill sites: A review of epidemiologic literature. *Enviromental Health Perspectives*. [108] 101-112

Wellings F., Lewis A., Mountain C., y V. Pierce 1975. Demonstration of Virus in Groundwater after Effluent Discharge onto Soil. *Applied Microbiology*. [6] 751-757

Wommack K., Muller T., y R. Colwell. 1996. Effects of sunlight on bacteriophage viability and structure. *Applied Environmental Microbiology*. [62] 1336-1341

11 Anexo

Tabla 1 Anexo.- Presencia de indicadores seleccionados en heces, agua cruda y residual, (Tomado de OMS, 2011)

Patógeno	Número por gramos de heces	Número por litro en agua residual no tratada	Número por litro en agua cruda
Coliformes Fecales (<i>E. coli</i> y <i>Klebsiella</i>)	10 ⁷ (en su mayoría no patógenas)	10 ⁶ -10 ¹⁰	100-100 000
<i>Campylobacter</i> spp.	10 ⁶	100-10 ⁶	100-10 000
<i>Vibrio cholerae</i> *	10 ⁶	100-10 ⁶	100-10 ⁸
Enterovirus	10 ⁶	1-1000	0.01-10
Rotavirus	10 ⁹	50-5000	0.01-100
<i>Cryptosporidium</i>	10 ⁷	1-10 000	0-1000
<i>Giardia intestinalis</i>	10 ⁷	1-10 000	0-1000

Estatigrafía

La geología que aflora en el acuífero Cuautla-Yautepec está representada por diferentes unidades de roca, que abarcan del período Cretácico Inferior (110 millones de años) al Reciente; los materiales que constituyen estas unidades son rocas ígneas intrusivas, extrusivas y grandes afloramientos de rocas sedimentarias marinas y continentales.

Tabla 2 Anexo.- Estatigrafía de las unidades geohidrológicas, en el estudio del acuífero Cuautla-Yautepec (Tomado de CNA, 1996)

Unidad Geohidrológica	Formación	Descripción
U1	Aluvión (Qal).-	Consiste de fragmentos de rocas empacados en arenas de textura media a gruesa y gravas; localmente se les encuentra intercaladas con arcillas, lo que le confiere confinamiento al acuífero de interés, cubre casi toda la porción de la parte baja del área, con espesores de unos cuantos metros.
	Depósitos Clásticos Continentales.- (Qhdc)	Gravas y arenas de poco espesor que se encuentran

cubriendo a los materiales antes descritos, se presentan poca cementación y compactación.

Formación Chichinautzin.-
(QhCh)

Rocas de los periodos Pleistoceno y Cuaternario que toman el nombre del volcán que les da origen; la formación está constituida de coladas lávicas, estratos de tobas, brechas y materiales piroclásticos estratificados de composición andesítica y basáltica. Se encuentran constituyendo la ladera sur de la Sierra de Chichinautzin.

Formación Popocatépetl
(Qhp)

Materiales volcánicos que constituyen el cuerpo del volcán Popocatépetl, se encuentra constituida por materiales ígneos extrusivos de diferente composición dando lugar a la presencia de coladas basálticas, andesíticas y riódacíticas, con intercalaciones de materiales piroclásticos.

U2

Formación Tlayecac. (Tptl)

Esta formación está constituida por materiales volcánicos de diferente constitución que se ubican al pie de monte del volcán Popocatépetl; dada su composición y distribución litológica es muy semejante a la Formación Cuernavaca, la diferencia es la presencia de fragmentos volcánicos de diferente composición (andesita, basalto, riódacita, etc.).

Grupo Ixtlilco (Tomi)

Este grupo está representado por derrames volcánicos, con interstratificaciones de tobas híbridas; las primeras presentan diferentes colores y texturas y las segundas un color que varía de gris a rojizo. Afloran en las inmediaciones de los poblados de El Salitre, Chinameca, Huitzililla, descansa sobre la Formación Tlayca.

U3

Formación Tepoztlán (Tomt) Rocas del periodo Mioceno que se ubican en la porción norte del acuífero; se encuentran constituidas por capas vulcanosedimentarias integradas por lahares de composición andesítica.

Formación Tlayca (Tomtl) Con este nombre se describe a una secuencia volcánica terciaria, constituida principalmente por ignimbritas y brechas volcánicas que descansan sobre el Grupo Balsas, de forma masiva y compacta. La localidad tipo se ubica a medio kilómetro del poblado de Tlayca en el cerro El Colorado

Grupo Balsas (Teob) Rocas del periodo Eoceno Superior y comprende a una gran variedad de tipos de roca entre los que se incluyen evaporitas, conglomerados de caliza, yesos lacustres y coladas máficas con capas volcanoclásticas.

Formación Mexcala (Ksm) Esta formación se constituye por depósitos marinos del Cretácico Superior formada por capas interestratificadas de areniscas, limolitas y lutitas calcáreas, con escasos lentes de caliza clástica. Sobreyace a la Formación Cuautla y está cubierta a su vez por los depósitos clásticos del Grupo Balsas.

Formación Cuautla (Ksc) Rocas marinas del Cretácico Superior constituidas por calizas con lentes y nódulos de pedernal, así como fósiles silicificados. Esta formación junto con la Morelos, por efectos orogénicos sufrió una intensa deformación produciendo fracturamiento, que en muchos sitios fueron resellados por calcita.

Formación Morelos (Kim)

Rocas marinas del período Cretácico Inferior constituidas por calizas y dolomitas con intercalaciones de pedernal. Estas rocas se encuentran distribuidas ampliamente en todo el estado de Morelos

Tabla 3 Anexo.- Comparativa entre los valores fisicoquímicos de la laguna de lixiviados y lixiviados de tabajos similares.

Parámetro	Albaiges (1986)	Kjeldsen (1993)	Despina (1999)	Rukah (2001)	Christensen (2001)		Pujari (2005)	Mor (2006)	Kumar (2007)	Estándar de agua para beber OMS (2011)	Lagunas de lixiviados (Lx1)
					Fase ácida	Fase metanógena					
pH	6.2	6.8	8.4	7.8-7.9	6.1	8	7.3	6.9	8.3	6.5-8.5	8.7
SDT(g L ⁻¹)	-		11.6	-			-	27.9	1.7	0.3	6.1
CE	22.0	6.3	23.9	3.6-4.8			-	24.5	26.5		10.1
Fe(mg L ⁻¹)	440	65	64.2	0.1-18.2			0.8	70.6	365	-	-
Mn	31			0.1-1.1	25	0.7	0.1	-	-423		-
SO ₄	1950	<5	392	73.8-11065	500	80	96.9	-	-287		-

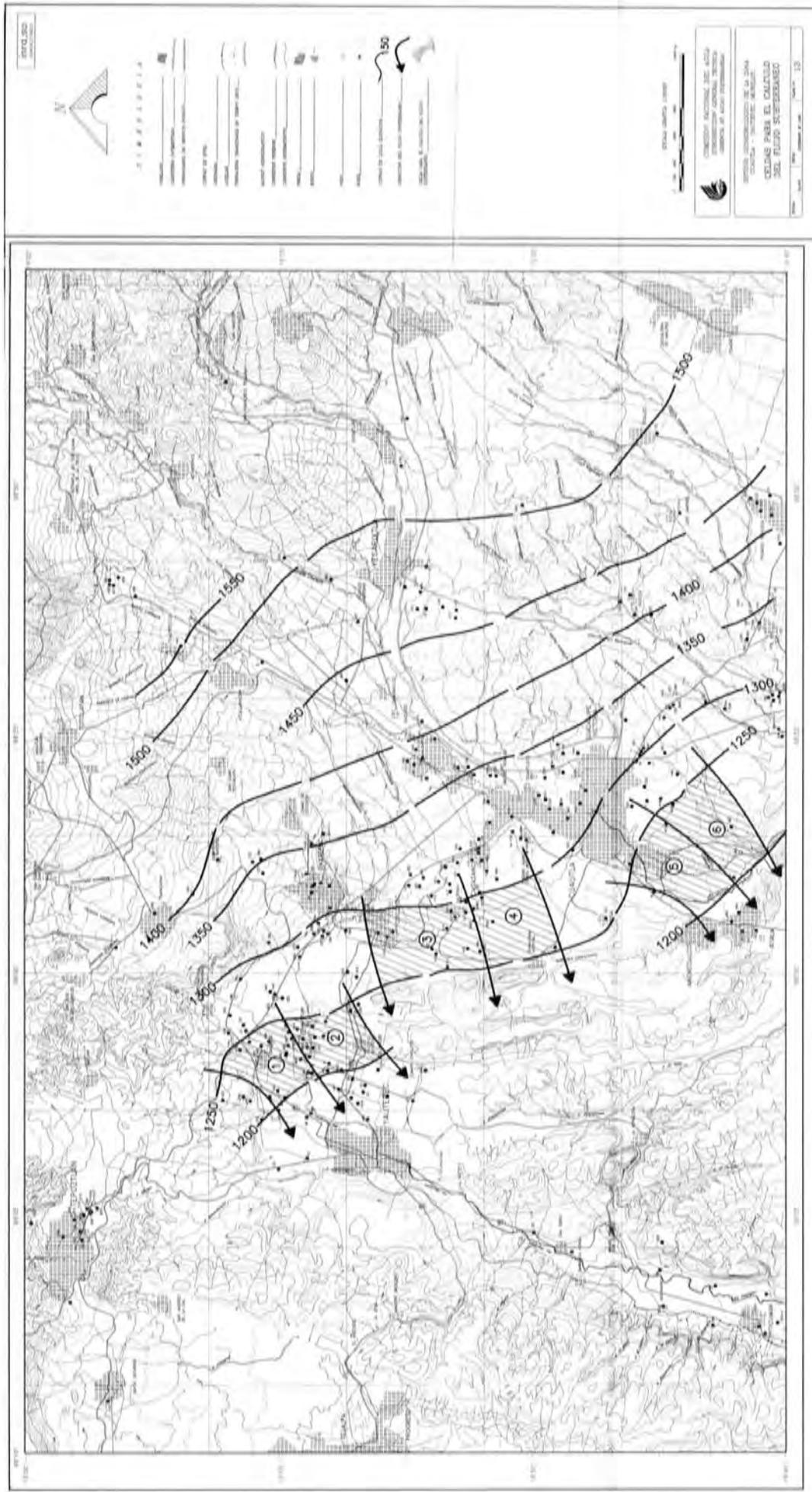


Figura 2 Anexo.- Celdas para el cálculo del flujo del acuífero Cuautla-Yautepec. (Tomado de Comisión Nacional del Agua, 1996)

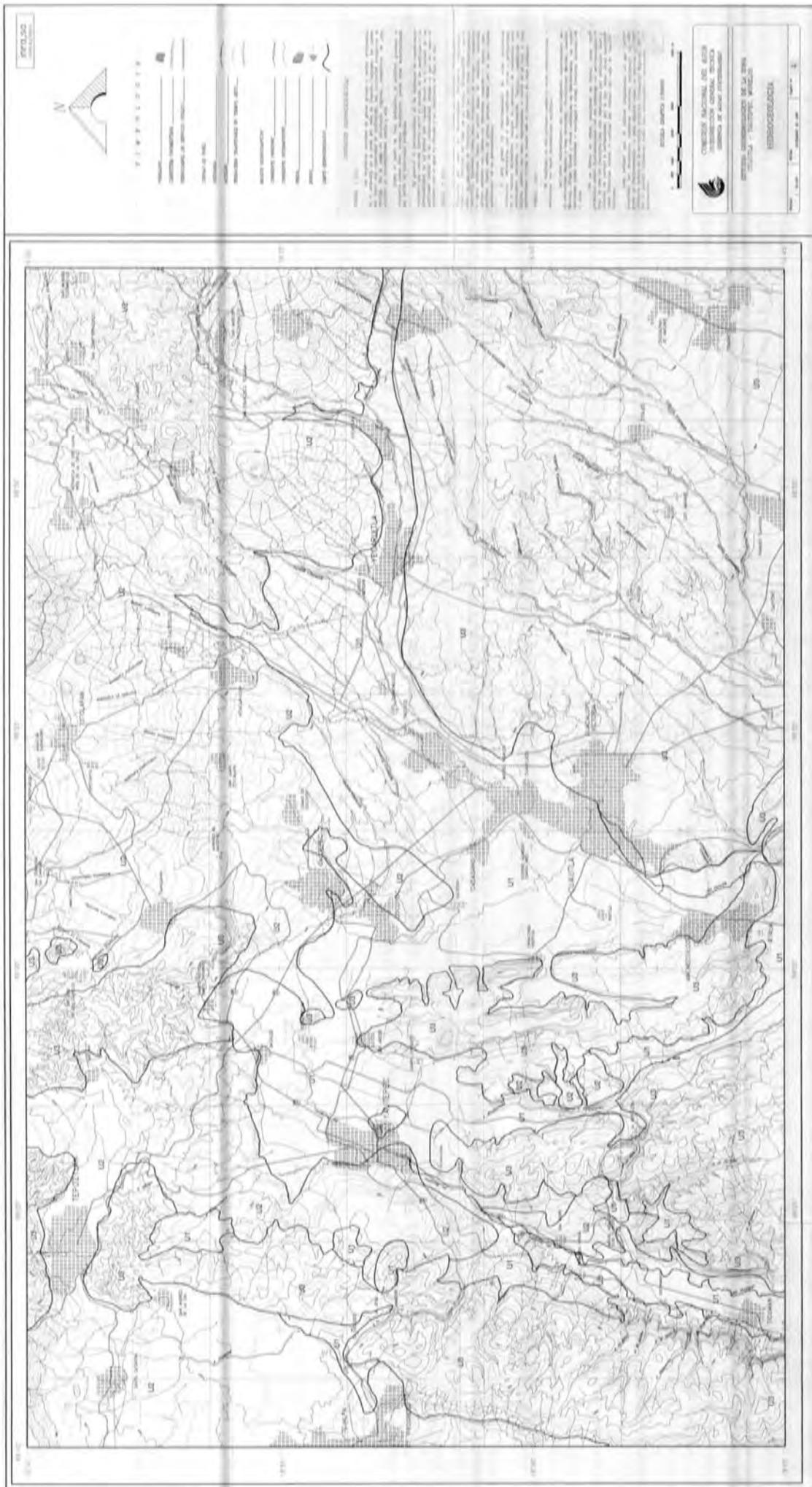


Figura 2 Anexo 1.- Unidades hidrogeológicas del acuífero Cuautla-Yautepec. (Tomado de Comisión Nacional del Agua, 1991)