



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

**PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO
EN INGENIERIA**

FACULTAD DE INGENIERIA

**MOVILIDAD DE IONES EN UN MODELO
EXPERIMENTAL TIPO CAJA EMPACADA**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN INGENIERIA

AMBIENTAL - SUELO Y AGUAS SUBTERRANEAS

P R E S E N T A :

ALAIDE SELENE CRUZ LOPEZ

TUTOR:

DRA. SUSANA SAVAL BOHORQUEZ



2009

JURADO ASIGNADO

Presidente: Dra. Mariza Mazari Hiriart
Secretario: M.I. Ana Elisa Silva Martínez
Vocal: Dra. Susana Saval Bohórquez
1^{er}. Suplente: M. en C. Rolando S. García Gómez
2do. Suplente: Dra. Georgina Fernández Villagómez

Lugar donde se realizó la tesis:
Instituto de Ingeniería. Ciudad Universitaria. UNAM

TUTOR DE TESIS

Dra. Susana Saval Bohórquez



Firma

A Carlos César Arzate García†
A mi mamá

Agradecimientos

A Dios por permitirme continuar con mis sueños y por la gente que esta a mi lado.

A mi mamá Teresa López por la fuente de amor más grande que tengo, por la paciencia, apoyo, cariño y definitivamente son tantas cosas que no podría nombrarlas. GRACIAS. MI MEJOR AMIGA

A mi papá Sergio Cruz por todo tu amor, apoyo, comprensión, palabras de aliento.

A mi hermana Xóchitl por todo su apoyo, cariño y experiencias compartidas en todo momento, eres mi gran amiga. A mi hermano Rafael por ser un consejero en el camino, un buen compañero de desayunos y sobre todo tu apoyo.

A mi hermano Tonatiuh por tu apoyo siempre incondicional, por mi sobrinita. A mi hermana Evelia por dos sobrinitos, por las pláticas, por los paseos. Por ser mis compañeros y amigos de la vida.

A toda mi familia mil gracias por estar siempre ahí en las buenas y sobre todo en las malas. ¡Los quiero mucho!

A la Universidad Nacional Autónoma de México que a través de la Facultad de Ingeniería me ha permitido realizar otro sueño más.

A la Dra. Susana Saval por su gran apoyo tanto académico como personal, por su calidad humana que me mostró, por haberme aceptado como su estudiante, por los comentarios a la tesis y por el apoyo económico otorgado. Con respeto y gran cariño. GRACIAS Doc.

A la M. en I. Ana Elisa Silva y M. en C. Rolando García por sus comentarios al presente trabajo en el transcurso de los 4 semestres y sobre todo por su disposición a transmitir sus conocimientos.

A Dra. Georgina Fernández y Dra. Marisa Mazari por sus aportaciones tan valiosas y comentarios al trabajo.

Al Instituto de Ingeniería por la beca otorgada en este tiempo.

A la fundación Cruz López por el apoyo económico brindado cuando más lo necesité, nunca podría pagar sobre todo el apoyo moral.

A la CFE que a través del Ing. Melvin Hernández y Ing. Juan Manuel Nieto me abrieron las puertas a una parte del conocimiento.

A Carlos César Arzate García†, por todo el apoyo que me brindó, por el amor más sincero e incondicional que alguien me ha dado, por ser mi estrella en el firmamento y mi acompañante eterno.

A tres amigas Nancy Ramírez, Ivette Alvarado y Ana Luisa Alarcón por todos y cada uno de los momentos compartidos.

A Diego Maldonado, Jorge Colchero y Fernando Olalde, por el apoyo y los buenos recuerdos.

Muy especialmente a Luis Alberto Apartado Mancilla por el animo a seguir adelante, las pláticas, la amistad, por el cariño pero sobre todo por estar en el momento indicado.

Al equipo de Bioprocesos Ambientales, por permitirme compartir buenos momentos y sobre todo el apoyo brindado, en especial a Ale, Dianita y Joac.

A Imuris Urbina una excelente amiga y compañera, por las risas, enojos, lagrimas pero sobre todo por las grandes platicas para salvar al mundo. Gracias por todo.

A Arturo Morales porque ni el tiempo ni nada ha podido hacer que nuestra amistad se rompa, por ese inmenso cariño y por el apoyo que siempre esta.

A la mejor persona que ha cruzado mi camino externa a mi familia, porque siempre he podido contar contigo en las buenas, malas y muy malas, por las eternas pláticas, por las peleas, por las risas, por apoyarme en las tonterías más grandes de mi vida, por los consejos, por ayudarme a salir del hoyo en el que estaba hasta hace muy poco tiempo, por ser mi MEJOR AMIGO por tantas cosas muchísimas gracias Josué Mata.

SUEÑOS

*"...Y así después de esperar tanto, un día como cualquier otro decidí triunfar...
Decidí no esperar a las oportunidades, sino yo mismo buscarla,
Decidí ver cada problema como la oportunidad de encontrar la solución,
Decidí ver cada desierto como la oportunidad de encontrar un oasis,
Decidí ver cada noche como un misterio a resolver,
Decidí ver cada día como una oportunidad para ser feliz.*

*Aquel día descubrí que mi único rival no era más que mis propias debilidades, y
que en éstas, está la única y mejor forma de superarnos.
Aquel día dejé de temer a perder y empecé a temer a no ganar, descubrí que no
era yo el mejor y que quizás nunca lo fui.
Me dejó de importar quien ganara o perdiera; ahora me importa simplemente
saberme mejor que ayer.*

*Aprendí que lo difícil no es llegar a la cima, sino jamás dejar de subir.
Aprendí que el mejor triunfo que puedo tener, es tener el derecho de llamar a
alguien "AMIGO".*

*Descubrí que el amor es más que un simple estado de enamoramiento, "el amor es
una filosofía de vida".
Aquel día dejé de ser el reflejo de mis escasos triunfos pasados y empecé a ser mi
propia tenue luz de este presente; aprendí que de nada sirve ser luz si no vas a
iluminar el camino de los demás.*

*Aquel día decidí cambiar tantas cosas...
Aquel día aprendí que los sueños son solamente para hacerse realidad.
Desde aquel día ya no duermo para descansar... ahora simplemente duermo para
soñar."*

WALT DISNEY

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	1
1 MARCO TEÓRICO.....	2
1.1 Características del suelo y del subsuelo.....	2
1.2 Propiedades de la zona vadosa y saturada.....	4
1.3 Distribución vertical de los niveles de agua en la zona saturada y no saturada.....	5
1.4 Tipos de formaciones geológicas que almacenan agua.....	7
1.5 Definición de niveles de agua subterránea.....	7
1.6 Tipos de acuíferos.....	7
1.7 Contaminación de aguas subterráneas.....	9
1.8 Fuentes de contaminación de las aguas subterráneas.....	10
1.9 Contaminantes de origen doméstico.....	11
1.10 Contaminantes de origen industrial.....	12
1.11 Contaminación del agua subterránea con hidrocarburos.....	13
1.12 Contaminación del agua subterránea con desechos orgánicos.....	14
1.13 Características fisicoquímicas de contaminantes que determinan su comportamiento en el ambiente.....	15
1.14 Transporte de contaminantes.....	18
1.15 Estudio de transporte de contaminantes en agua subterránea mediante el uso de trazadores.....	19
1.16 Modelos experimentales para el estudio de transporte de contaminantes.....	20
2 Justificación.....	22
2.1 Objetivo General.....	22
2.2 Objetivos particulares.....	22
2.3 Alcances y limitaciones.....	22
3 METODOLOGIA.....	23
3.1 Descripción del modelo experimental.....	23
3.2 Preparación del modelo experimental.....	27
3.3 Caracterización del material de empaque.....	29
3.4 Empacado del modelo experimental.....	32
3.5 Instalación de los pozos de monitoreo.....	33
3.6 Colocación del sistema de muestreo.....	34
3.7 Instalación del tanque y mangueras.....	35
3.8 Puesta en funcionamiento del sistema de inducción del flujo hidráulico.....	35
3.9 Preparación de la solución a inyectar al modelo.....	36
3.10 Toma de muestras de agua subterránea.....	38
3.11 Determinaciones Analíticas.....	38
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	39
4.1 Caracterización de la arena sílica.....	39
4.2 Determinación del flujo en el modelo experimental.....	39
4.3 Distribución de las concentraciones de iones amonio en el modelo experimental.....	40
4.4 Distribución de las concentraciones de iones cloruro en el modelo experimental.....	63
4.5 Determinación del tipo de flujo en el modelo experimental.....	87
4.6 Determinación del factor de retardo.....	87
4.7 Determinación de la transmisividad.....	88
4.8 Determinación de la advección.....	88
4.8 Balance de masa.....	88
5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	89
6 REFERENCIAS.....	92

INDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1.1 Conductividad hidráulica de los suelos.....	3
Tabla 1.2 Fuentes de contaminación del agua subterránea y contaminantes asociados.....	11
Tabla 1.3 Composición de los lixiviados en un relleno sanitario.....	14
Tabla 1.4 Ventajas y desventajas de el uso de caja empacada y columna de arena.....	20
Tabla 3.1 Características generales del modelo experimental.....	23
Tabla 3.2 Muestras obtenidas en el agua subterránea.....	38
Tabla 4.1 Caracterización de la arena sílica.....	39
Tabla 4.2 Concentración del ión amonio (mg/L) a 15 cm de profundidad.....	40
Tabla 4.3 Concentración del ión amonio (mg/L) a 30 cm de profundidad.....	40
Tabla 4.4 Concentración del ión amonio (mg/L) a 45 cm de profundidad.....	41
Tabla 4.5 Concentración del ión amonio (mg/L) en la base del modelo experimental.....	41
Tabla 4.6 Concentración del ión cloruro (mg/L) a 15 cm de profundidad.....	63
Tabla 4.7 Concentración del ión cloruro (mg/L) a 30 cm de profundidad.....	63
Tabla 4.8 Concentración del ión cloruro (mg/L) a 45 cm de profundidad.....	63
Tabla 4.9 Concentración del ión cloruro (mg/L) en la base del modelo experimental.....	63

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1.1. Zonas del agua en el subsuelo.....	6
Figura 1.2. Distribución vertical del agua subterránea.....	6
Figura 1.3. Acuífero libre.....	8
Figura 1.4. Acuífero confinado.....	8
Figura 1.5. Acuífero semiconfinado.....	8
Figura 1.6. Relación entre acuíferos confinados y no confinados.....	9
Figura 1.7. Acuífero colgado.....	9
Figura 1.8. Contaminación del agua subterránea de origen doméstico.....	11
Figura 1.9. Contaminación del agua subterránea de origen industrial.....	12
Figura 1.10. Dispersión microscópica.....	18
Figura 1.11. Dispersión macroscópica.....	19
Figura 3.1. Dimensiones del modelo experimental.....	23
Figura 3.2. División del modelo experimental.....	24
Figura 3.3. Dirección del flujo.....	24
Figura 3.4. Sistema de inundación del flujo hidráulico.....	25
Figura 3.5. Pozo de monitoreo.....	25
Figura 3.6. Muestreador para pozos de monitoreo.....	26
Figura 3.7. Limpieza del modelo experimental.....	27
Figura 3.8. Modelo experimental.....	27
Figura 3.9. Lavado de paneles transversales y pozos de monitoreo.....	28
Figura 3.10. Lavado de tanque de almacenamiento y cambio de mangueras.....	28
Figura 3.11. Filtro de acero inoxidable.....	28
Figura 3.12. Filtro de paneles transversales.....	29
Figura 3.13. Determinación de la permeabilidad.....	29
Figura 3.14. Determinación de la porosidad.....	31
Figura 3.15. Apisonador.....	32
Figura 3.16. Modelo totalmente empacado.....	32
Figura 3.17. Distribución de los pozos de monitoreo.....	33
Figura 3.18. Hincado del tubo.....	33
Figura 3.19. Pozo de monitoreo cubierto con malla de nylon.....	34
Figura 3.20. Pozos de monitoreo hincados en el modelo experimental.....	34
Figura 3.21. Barra metálica con anillos guía.....	35
Figura 3.22. Instalación del tanque de alimentación.....	35
Figura 3.23. Válvula de salida del modelo.....	36
Figura 3.24. Válvula reguladora.....	36
Figura 3.25. Llenado del modelo experimental.....	36
Figura 3.26. Preparación de la solución contaminante.....	37
Figura 3.27. Inyección de la solución contaminante.....	37
Figura 3.28. Muestreo.....	38
Figura 4.1. Resultados de la prueba de granulometría.....	39
Figura 4.2. Localización de los puntos de muestreo en los pozos de monitoreo a diferentes profundidades.....	40
Figura 4.3. Localización de los puntos de drenaje en el fondo del modelo.....	40
Figura 4.4. Comportamiento de la concentración del ión amonio vs tiempo en cada pozo a 15 cm de profundidad.....	42
Figura 4.5. Comportamiento de la concentración del ión amonio vs tiempo en cada pozo a 30 cm de profundidad.....	42
Figura 4.6. Comportamiento de la concentración del ión amonio vs tiempo en cada pozo a 45 cm de profundidad.....	42
Figura 4.7. Gráficas de distribución ión amonio de los pozos P-1, P-3, P-5, P-7 y agua de salida.....	43
Figura 4.8. Gráficas de distribución amonio de los pozos P-1, P-2, P-4, P-6 y agua de salida.....	44
Figura 4.9. Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 10 h a una profundidad de 15 cm.....	45
Figura 4.10. Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un t = 10 h. a una profundidad de 15 cm.....	45

	Pág.
Figura 4.11 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 26 h a una profundidad de 15 cm	46
Figura 4.12 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un t = 26 h a una profundidad de 15 cm.....	46
Figura 4.13 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 32 h a una profundidad de 15 cm	47
Figura 4.14 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un t = 32 h a una profundidad de 15 cm.....	47
Figura 4.15 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 54 h a una profundidad de 15 cm	48
Figura 4.16 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un t = 54 h a una profundidad de 15 cm.....	48
Figura 4.17 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 82 h a una profundidad de 15 cm.....	49
Figura 4.18 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un t = 82 h a una profundidad de 15 cm.....	49
Figura 4.19 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 104 h a una profundidad de 15 cm.....	50
Figura 4.20 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 104 h a una profundidad de 15 cm.....	50
Figura 4.21 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 10 h a una profundidad de 30 cm.....	51
Figura 4.22 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 10 h a una profundidad de 30 cm.....	51
Figura 4.23 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 26 h a una profundidad de 30 cm.....	52
Figura 4.24 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 26 h a una profundidad de 30 cm.....	52
Figura 4.25 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 32 h a una profundidad de 30 cm.....	53
Figura 4.26 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 32 h a una profundidad de 30 cm.....	53
Figura 4.27 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 54 h a una profundidad de 30 cm.....	54
Figura 4.28 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 32 h a una profundidad de 30 cm.....	54
Figura 4.29 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 82 h a una profundidad de 30 cm.....	55
Figura 4.30 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 82 h a una profundidad de 30 cm.....	55
Figura 4.31 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 104 h a una profundidad de 30 cm.....	56
Figura 4.32 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 104 h a una profundidad de 30 cm.....	56
Figura 4.33 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 10 h a una profundidad de 45 cm.....	57
Figura 4.34 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 10 h a una profundidad de 45 cm.....	57
Figura 4.35 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 26 h a una profundidad de 45 cm.....	58
Figura 4.36 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 26 h a una profundidad de 45 cm.....	58
Figura 4.37 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 32 h a una profundidad de 45 cm.....	59
Figura 4.38 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 32 h a una profundidad de 45 cm.....	59
Figura 4.39 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 54 h a una profundidad de 45 cm.....	60
Figura 4.40 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 32 h a una profundidad de 45 cm.....	60
Figura 4.41 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 82 h a una profundidad de 45 cm.....	61
Figura 4.42 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 82 h a una profundidad de 45 cm.....	61
Figura 4.43 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un t = 104 h a una profundidad de 45 cm.....	62
Figura 4.44 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un t = 104 h a una profundidad de 45 cm.....	62
Figura 4.45 Comportamiento de la concentración del ión cloruro vs tiempo en cada pozo a 15 cm de profundidad.....	64
Figura 4.46 Comportamiento de la concentración del ión cloruro vs tiempo en cada pozo a 30 cm de profundidad.....	64
Figura 4.47 Comportamiento de la concentración del ión cloruro vs tiempo en cada pozo a 45 cm de profundidad.....	64
Figura 4.48 Gráficas del ión cloruro de los pozos P-1, P-3, P-5, P-7 y agua de salida.....	65
Figura 4.49 Gráficas del ión cloruro de los pozos P-1, P-2, P-4, P-6 y agua de salida.....	67
Figura 4.50 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 10 h a una profundidad de 15 cm.....	69
Figura 4.51 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 10 h a una profundidad de 15 cm.....	69
Figura 4.52 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 26 h a una profundidad de 15 cm.....	70
Figura 4.53 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 26 h a una profundidad de 15 cm.....	70
Figura 4.54 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 32 h a una profundidad de 15 cm.....	71
Figura 4.55 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 32 h a una profundidad de 15 cm.....	71
Figura 4.56 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 54 h a una profundidad de 15 cm.....	72
Figura 4.57 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 54 h a una profundidad de 15 cm.....	72
Figura 4.58 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 82 h a una profundidad de 15 cm.....	73
Figura 4.59 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 82 h a una profundidad de 15 cm.....	73
Figura 4.60 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 104 h a una profundidad de 15 cm.....	74
Figura 4.61 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 104 h a una profundidad de 15 cm.....	74

	Pág.
Figura 4.62 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 10 h a una profundidad de 30 cm.....	75
Figura 4.63 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 10 h a una profundidad de 30 cm.....	75
Figura 4.64 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 26 h a una profundidad de 30 cm.....	76
Figura 4.65 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 26 h a una profundidad de 30 cm.....	76
Figura 4.66 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 32 h a una profundidad de 30 cm.....	77
Figura 4.67 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 32 h a una profundidad de 30 cm.....	77
Figura 4.68 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 54 h a una profundidad de 30 cm.....	78
Figura 4.69 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 54 h a una profundidad de 30 cm.....	78
Figura 4.70 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 82 h a una profundidad de 30 cm.....	79
Figura 4.71 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 82 h a una profundidad de 30 cm.....	79
Figura 4.72 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 104 h a una profundidad de 30 cm.....	80
Figura 4.73 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 104 h a una profundidad de 30 cm.....	80
Figura 4.74 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 10 h a una profundidad de 45 cm.....	81
Figura 4.75 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 10 h a una profundidad de 45 cm.....	81
Figura 4.76 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 26 h a una profundidad de 45 cm.....	82
Figura 4.77 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 26 h a una profundidad de 45 cm.....	82
Figura 4.78 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 32 h a una profundidad de 45 cm.....	83
Figura 4.79 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 32 h a una profundidad de 45 cm.....	83
Figura 4.80 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 54 h a una profundidad de 45 cm.....	84
Figura 4.81 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 54 h a una profundidad de 45 cm.....	84
Figura 4.82 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 82 h a una profundidad de 45 cm.....	85
Figura 4.83 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 82 h a una profundidad de 45 cm.....	85
Figura 4.84 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un t = 104 h a una profundidad de 45 cm.....	86
Figura 4.85 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un t = 104 h a una profundidad de 45 cm.....	86

INTRODUCCIÓN

La importancia del agua subterránea como fuente de abastecimiento para consumo humano, requiere de una protección para contrarrestar los efectos negativos originados por la contaminación de tipo antropogénico.

Los orígenes de la contaminación de las aguas subterráneas son muy variados, dependiendo de la actividad que los genera pueden ser de tipo doméstico ó de tipo industrial.

La contaminación de tipo doméstico se produce principalmente a través de fosas sépticas, fugas de alcantarillado, descargas de aguas de letrinas, etc. Se trata de una contaminación de tipo orgánica y biológica, en la que también están presentes detergentes y además productos farmacéuticos y de higiene personal, que incluyen a las medicinas, productos para diagnóstico médico, fragancias y cremas protectoras solares, entre otros.

La contaminación industrial es tan diversa como las actividades que la pueden generar y puede ocasionarse durante el proceso de producción, almacenamiento y transporte. La contaminación puede deberse a la presencia de compuestos inorgánicos (metales y no metales), y de compuestos orgánicos (plaguicidas, derivados del petróleo, productos de tintorería, entre otros).

El manejo inadecuado de los materiales y residuos peligrosos ha generado a nivel mundial, un problema de contaminación de los cuerpos de agua. Entre las más severas contaminaciones destacan las que se produjeron y todavía se producen a causa de la extracción, el procesamiento y el manejo del petróleo, así como la actividad minera en todos sus procesos.

Para el estudio de los problemas de contaminación del agua subterránea se han buscado diferentes tipos de modelos tanto experimentales como matemáticos que permitan primero comprender el comportamiento de los contaminantes para posteriormente, proponer formas de control y en su caso de remediación de acuíferos. Debido a que es difícil de realizar pruebas experimentales en campo es necesario contar con modelos a nivel de demostración para simular el comportamiento del subsuelo.

La contribución de este estudio es simular un ambiente natural en un modelo experimental tipo caja empacada en el cual será inyectado un trazador de composición similar al de los lixiviados generados en los rellenos sanitarios para determinar la movilidad del mismo en un medio granular en la zona saturada. Una característica del modelo experimental es su utilización como herramienta para el estudio de problemas de contaminación del subsuelo.

1 MARCO TEÓRICO

1.1 Características del suelo y del subsuelo

El suelo constituye un recurso natural que desempeña diversas funciones en la superficie de la Tierra, proporcionando un soporte mecánico así como nutrientes para el crecimiento y sobrevivencia de plantas y microorganismos. La matriz del suelo está formada por cinco componentes principales: minerales, aire, agua, materia orgánica y organismos vivos. Los minerales son los principales constituyentes ocupan más del 50% del volumen total del suelo, el 17% es de aire y agua que se encuentra en los poros, y usualmente conforman de 25% a 50% del volumen total. La proporción relativa de aire/agua fluctúa considerablemente con el contenido de humedad del suelo. El material orgánico ocupa entre 3% y 6% del volumen promedio, mientras que los organismos vivos constituyen menos del 1%, éstos se encuentran únicamente en el agua superficial.

Se le conoce como subsuelo a todos los componentes de la corteza que no se encuentran expuestos (Eweis, 1998).

1.1.1 Propiedades físicas y químicas

Tamaño de partícula

Los suelos se clasifican en función del tamaño de partícula, siendo los principales las arcillas (<0.002 mm), los limos (0.002 - 0.05 mm) y las arenas (0.05 - 2.0 mm), esta propiedad tienen un impacto directo sobre las características físicas, químicas y biológicas del suelo (Auge, 2004).

Densidad aparente

Es el peso del suelo por unidad de volumen, incluyendo agua y espacios vacíos. El suelo está compuesto por sólidos y espacios llenos de agua y/o aire, por lo que su densidad dependerá de su humedad (Van Deuren, 1997).

$$\text{Densidad aparente} = \frac{\text{Masa de suelo}}{\text{Volumen total de la muestra}}$$

Densidad real

Es la relación entre la masa seca de una porción de suelo (M_s), entre el volumen que ocupa (V_s) (Van Deuren, 1997).

$$\text{Densidad real} = \frac{\text{Masa del suelo } (M_s)}{\text{Volumen del suelo } (V_s)}$$

Porosidad

La porosidad es muy importante en estudios de hidrogeología ya que permite estimar el volumen máximo de agua que una roca o sedimento puede contener cuando está saturado.

Se define como la relación entre el volumen de espacios vacíos y el volumen total de la roca y es la expresión mediante la cual es posible determinar la cantidad de poros que contiene una muestra de suelo (Van Deuren, 1997).

$$n = \frac{\text{Volumen espacios vacíos}}{\text{Volumen total}} \times 100$$

Contenido volumétrico de agua

El contenido volumétrico de agua θ , es la relación entre el volumen del agua y el volumen total de la muestra de suelo y es igual a la porosidad cuando el suelo está saturado (Van Deuren, 1997).

$$\theta = \frac{\text{Volumen de agua}}{\text{Volumen total de suelo}}$$

Permeabilidad

Es la capacidad de un medio granular para transmitir cualquier fluido y en particular el coeficiente de conductividad hidráulica (K), representa la capacidad del suelo para transmitir agua a través del mismo. Se mide en cm/s y m/s (Kruseman y Ridder, 1994).

Conductividad hidráulica (K),

Es la capacidad de un material geológico para permitir la circulación del agua. También se define como el volumen de agua que se mueve a través de un medio poroso en una unidad de tiempo, bajo condiciones de un gradiente hidráulico unitario por unidad de área (Custodio, 1983) es función del tamaño y forma de los poros la efectividad de interconexión entre los mismos (Tabla 1.1) y las propiedades físicas del fluido (Kruseman y Ridder, 1994).

Tabla 1.1 Conductividad hidráulica de los suelos (Tomado de Kruseman y Ridder, 1994)

	Suelo	K (ms^{-1})	Drenaje
Rocas	Caliza kárstica	$10^{-6} - 10^{-2}$	Bueno
	Basalto permeable	$10^{-7} - 10^{-2}$	Pobre – bueno
	Rocas ígneas y metamórficas fracturadas	$10^{-9} - 10^{-4}$	Pobre – bueno
	Dolomita y caliza	$10^{-9} - 10^{-6}$	Pobre – bueno
	Arenisca	$10^{-10} - 10^{-6}$	Pobre – bueno
	Rocas ígneas y metamórficas no fracturadas	$10^{-13} - 10^{-10}$	Muy pobre- pobre
Depósitos no consolidados	Pizarra	$10^{-13} - 10^{-9}$	Muy pobre- pobre
	Grava	$10^{-3} - 1$	Bueno
	Arena Gruesa	$10^{-6} - 10^{-3}$	Bueno
	Arena Media	$10^{-6} - 10^{-2}$	Bueno
	Arena Fina	$10^{-7} - 10^{-4}$	Pobre – bueno
	Arena limosa	$10^{-6} - 10^{-3}$	Pobre – bueno
	Limo, loess	$10^{-9} - 10^{-5}$	Pobre – regular
	Arcillas	$10^{-11} - 10^{-8}$	Muy pobre – pobre

Grado de saturación

Es la relación entre el volumen de agua (V_w) y el volumen de vacíos (V_v).

$$\text{Saturación } (S) = \frac{\text{Volumen de agua } (V_w)}{\text{Volumen de vacíos } (V_v)} \%$$

Gradiente hidráulico

En 1856 Henry Darcy determinó las leyes de flujo del agua a través de suelo arenoso. Para estudiar estas leyes diseñó un aparato en el cual se hace pasar un flujo o gasto de agua constante a través de un estrato de arena de longitud (L) conocida. El aparato tiene una sección transversal constante de área (A). Cuenta con dos piezómetros para determinar los niveles de agua. La diferencia de niveles de agua con respecto a la longitud del estrato arenoso se conoce como gradiente hidráulico (i). Darcy encontró que la velocidad del flujo a través de la arena es directamente proporcional al gradiente hidráulico.

$$\frac{Q}{A} = v = -ki$$

O bien

$$\frac{Q}{A} = q = -ki$$

La ley establece una relación lineal entre la descarga específica y el gradiente hidráulico. Debido a que el gradiente hidráulico es adimensional K tiene unidades de velocidad.

La ley de Darcy es válida para el flujo a través de medios granulares porosos. Esta ley es válida para flujo laminar, es decir, cuando las líneas del agua adyacentes sean paralelas. No se cumple cuando el flujo es turbulento, ni en materiales poco permeables (Freeze y Cherry, 1987).

Velocidad de infiltración

En la realidad el agua únicamente se mueve a través de los poros, por lo que v es una velocidad superficial. Una velocidad más real es la que considera el flujo a través de los poros, para la cual es necesario considerar la porosidad (n), de manera que:

$$\frac{Q}{nA} = \frac{q}{n} = \frac{v}{n} = -(K|n)i$$

La expresión nA se conoce como área efectiva y v/n es la velocidad de infiltración o velocidad de poro del agua subterránea que siempre es mayor que la velocidad superficial (Freeze y Cherry, 1987).

pH

El pH determina el grado de adsorción de iones por las partículas del suelo, afectando así la movilidad y disponibilidad de un contaminante y otros constituyentes del suelo (Alexander, 1994). La solubilidad de muchos contaminantes inorgánicos cambia en función del pH y normalmente su movilidad disminuye con altos valores de pH.

Materia orgánica

La fracción orgánica de los suelos está constituida por desechos vegetales y animales, que generalmente se le conoce como humus. Un suelo con alto contenido húmico, disminuye la movilidad de los compuestos orgánicos e inorgánicos debido a que quedan retenidos (Van Deuren, 1997).

1.2 Propiedades de la zona vadosa y saturada

Las propiedades fisicoquímicas del medio son importantes para todos los procesos químicos que se llevan a cabo, así como para la velocidad del transporte y evaporación. El aire presente en los poros del suelo, el contenido natural de agua, el tipo y cantidad de materia orgánica, la textura, forma y espacio de los poros, temperatura, variaciones de la profundidad del agua subterránea, dirección del flujo, columna estratigráfica, posición dentro de ella de los estratos permeables, semipermeables e impermeables son entre otras, las propiedades más relevantes a estudiar para conocer el comportamiento del medio.

El agua subterránea se presenta en la naturaleza en diferentes tipos de formaciones geológicas. Una parte proviene de la precipitación que filtra a través del suelo hasta llegar al material rocoso (Boulding, 1995).

1.3 Distribución vertical de los niveles de agua en la zona saturada y no saturada

La distribución de los niveles de agua (Figura 1.1) se divide en zonas de acuerdo con la profundidad la cual se presenta a continuación:

1.3.1 Zona no saturada

En esta zona la presión es inferior a la atmosférica, debido a la succión capilar. En ella se distinguen tres subzonas:

Zona radicular: Donde se desarrollan las raíces. Se satura solo tras una lluvia fuerte o riego abundante.

Zona de transmisión: Es realmente una zona intermedia, por lo general es no saturada, excepto cuando ocurren precipitaciones extremas.

Zona capilar: Es propiamente saturada. Ocurren ascensos de agua previamente de la zona saturada (Custodio, 1983).

1.3.2 Zona saturada

En esta zona es donde encuentra el agua subterránea propiamente. En esta zona el movimiento del agua es lento debido a que todos los poros e intersticios se encuentran ocupados por ella, a una presión igual o mayor a la atmosférica.

El agua de lluvia baja verticalmente por filtración, en forma lenta hasta llegar a la zona de saturación, a dicho movimiento se le conoce como infiltración. El movimiento del agua subterránea está controlado por tres fuerzas principales, la gravedad, la atracción molecular y las diferencias de densidad, producto de variaciones importantes de temperatura que existen al interior del subsuelo, interviene de manera especial la estructura de las formaciones geológicas.

La zona saturada está compuesta por una capa impermeable, la cual impide que el agua siga descendiendo. Puede suceder que haya otras zonas de saturación de menor extensión sobre la principal, en cuyo caso se les llama zonas de saturación colgadas.

Las áreas donde existen grandes cantidades de agua subterránea se llaman acuíferos, una palabra que significa "portador de agua".

El acuífero es un cuerpo formado por una roca saturada de agua y lo suficientemente permeable como para conducir agua subterránea y proporcionar caudales económicamente significativos. La reserva subterránea depende en gran medida de la porosidad del acuífero, o la cantidad de espacios que existen para sostener el agua. La capacidad de un acuífero para transmitir agua, se basa en gran parte en el tamaño de estos espacios y la manera en que están interconectados, a esto se le conoce como permeabilidad (Fetter, 2001).

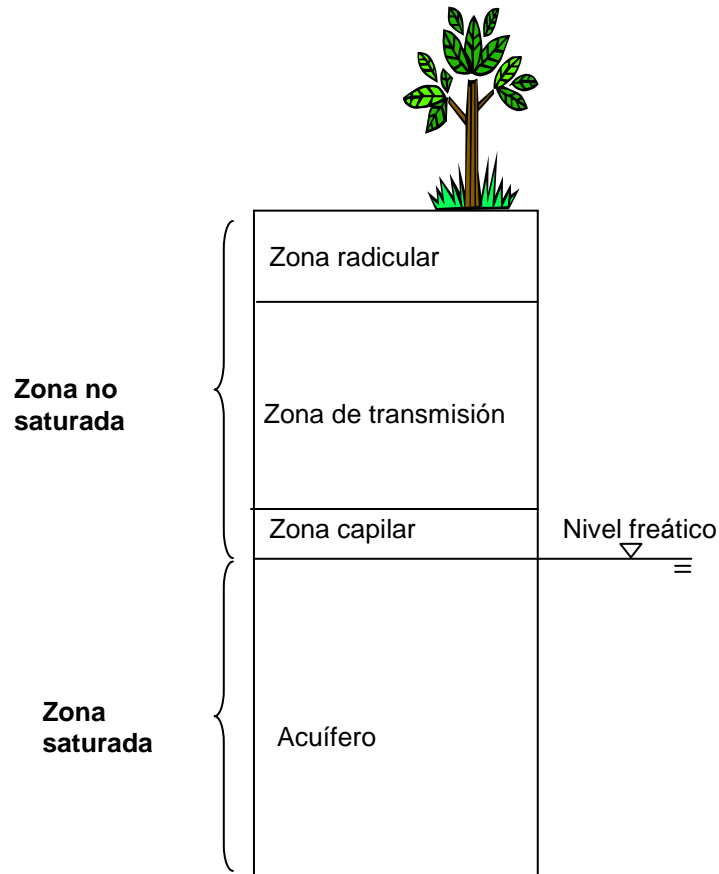


Figura 1.1. Zonas del agua en el subsuelo (Modificada de Fetter, 2001)

El agua subterránea se mueve lentamente hacia los niveles bajos, generalmente en ángulos inclinados y eventualmente llega a los arroyos, los lagos y los océanos Figura 1.2

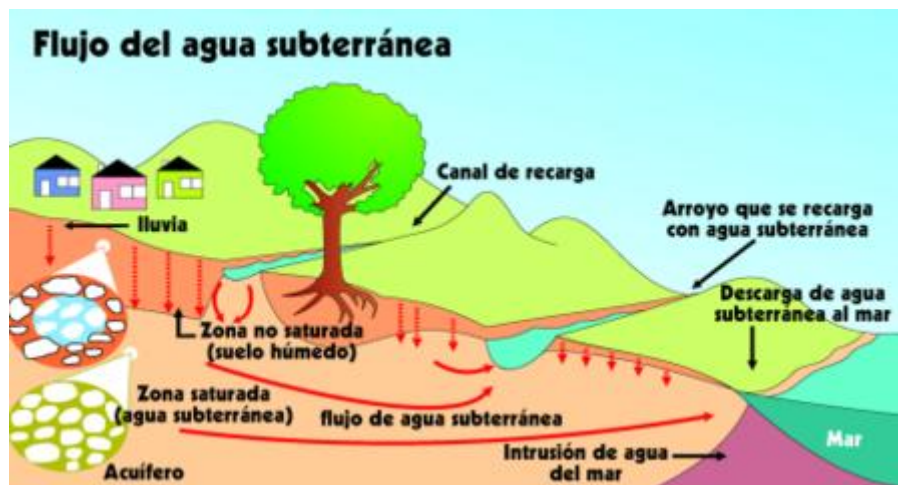


Figura 1.2. Distribución vertical del agua subterránea (Tomada de MacKenzie, 2005)

1.4 Tipos de formaciones geológicas que almacenan agua

A continuación se clasifican las formaciones geológicas que almacenan agua según su comportamiento hidrogeológico (Custodio, 1983).

1.4.1 Acuíferos

Son formaciones geológicas naturales que permiten la extracción de agua en cantidades económicamente aprovechables.

1.4.2 Acuicludos

Se define como aquella formación geológica que, conteniendo agua en su interior incluso hasta la saturación, no la transmite y por lo tanto no es posible su explotación. Se pueden citar como ejemplos los depósitos de arcillas de cualquier origen.

1.4.3 Acuitardos

Este término hace referencia a numerosas formaciones geológicas que, conteniendo apreciables cantidades de agua la transmiten muy lentamente, por lo que no son aptos para el emplazamiento de captaciones de aguas subterráneas. Sin embargo, bajo condiciones especiales permiten una recarga vertical de acuíferos inferior, situación que puede llegar a ser muy importante en ciertos casos.

1.4.4 Acuífugos

Este término se refiere a aquellas formaciones geológicas que no contienen agua ni la pueden transmitir, como por ejemplo un macizo granítico que no esté fisurado o unas rocas metamórficas sin meteorización ni fracturación (Custodio, 1983).

1.5 Definición de niveles de agua subterránea

1.5.1 Nivel freático

Es el nivel de agua subterránea de un acuífero no confinado, donde la presión ejercida por el agua es igual a la presión atmosférica.

1.5.2 Nivel piezométrico

Se define de dos formas: (a) es el nivel al que asciende el agua de un determinado acuífero cuando se mide con un piezómetro. (b) Es la suma de los términos de energía potencial y de presión, expresados en unidades de longitud.

1.5.3 Nivel estático

La distancia vertical medida desde el nivel del suelo hasta el nivel del agua cuando no existe una bomba operando (Custodio, 1983).

1.6 Tipos de acuíferos

La clasificación de los acuíferos se basa en las condiciones de presión que se encuentren en el subsuelo. Los acuíferos se describen a continuación.

1.6.1 Acuíferos libres o no confinados:

En ellos existe una superficie libre y real del agua encerrada, que está en contacto con el aire y a la presión atmosférica (Figura 1.3). Entre la superficie del terreno y el nivel freático se encuentra la zona no saturada. El nivel freático define el límite de saturación del acuífero libre y coincide con la superficie piezométrica. Su posición no es fija sino que varía en función de las épocas de sequía o de lluvia (Custodio, 1983).

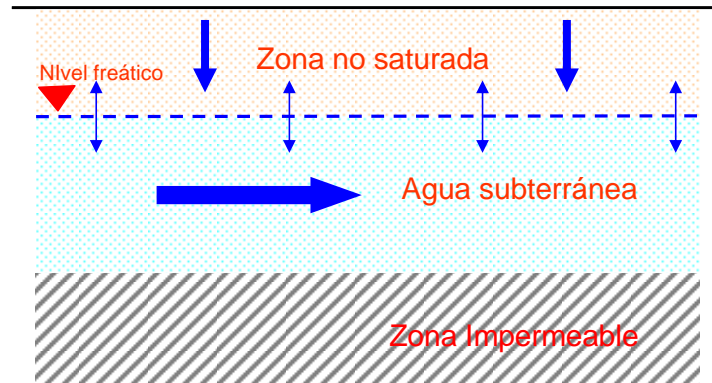


Figura 1.3. Acuífero libre (Modificado de Fetter, 2001).

1.6.2 Acuíferos confinados

En este tipo de acuífero, el agua está sometida a cierta presión, superior a la atmosférica y ocupa la totalidad de los poros o huecos de la formación geológica, saturándola totalmente (Figura 1.4). Estos acuíferos están sellados por materiales impermeables que no permiten que el agua ascienda hasta igualar su presión a la atmosférica (Custodio, 1983).

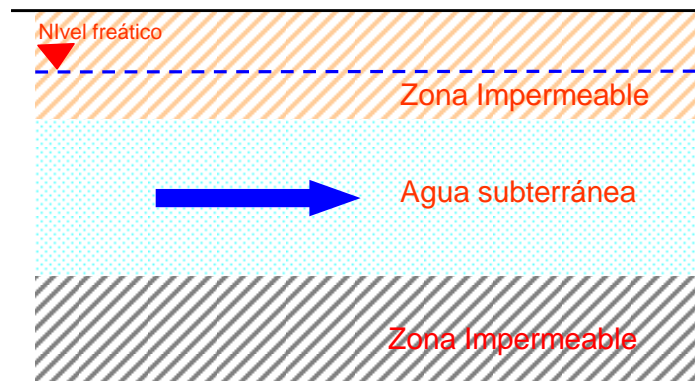


Figura 1.4 Acuífero confinado (Modificado de Fetter, 2001).

1.6.3 Acuíferos semiconfinados

En este tipo de acuíferos el muro y/o techo no son totalmente impermeables sino que son acuitardos y permiten la filtración vertical del agua y, por tanto, puede recibir recarga o perder agua a través del techo o de la base (Figura 1.5). El flujo vertical sólo es posible si existe una diferencia de potencial entre ambos niveles. Un mismo acuífero puede en diferentes zonas ser libre, confinado y semiconfinado.

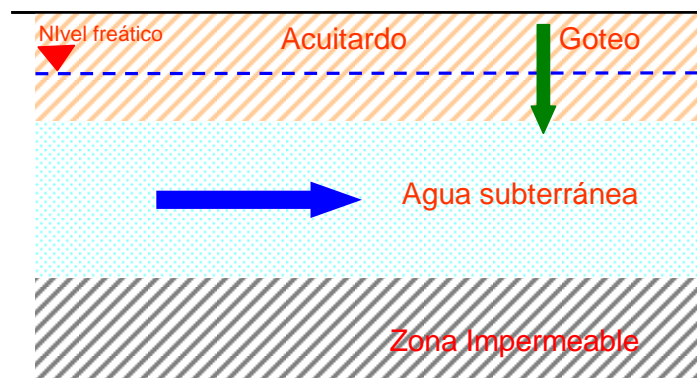


Figura 1.5. Acuífero semiconfinado (Modificado de Fetter, 2001).

1.6.4 Acuífero artesiano

El mismo acuífero puede estar conformado por una zona no confinada con nivel freático libre y una zona confinada (Figura 1.6). En la parte donde la superficie del terreno desciende del nivel de presión, el acuífero confinado se convierte en un acuífero artesiano (Custodio, 1983).

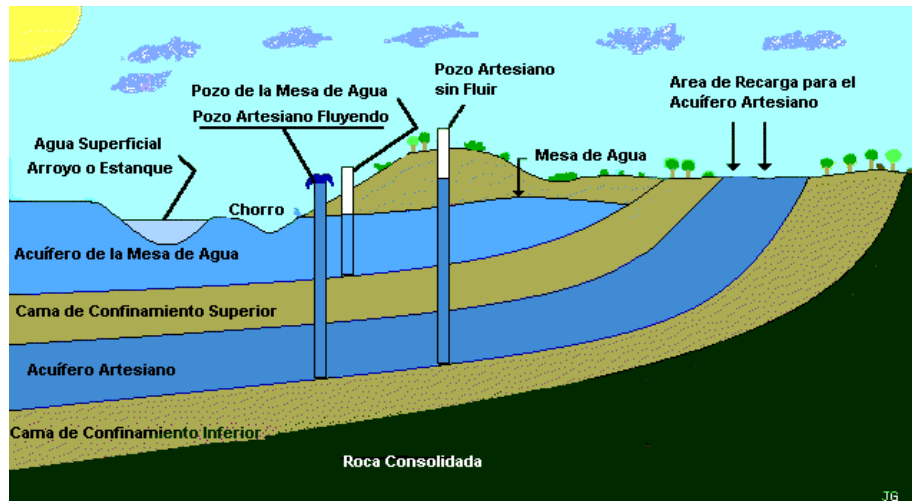


Figura 1.6. Relación entre acuíferos confinados y no confinados (Tomada de MacKenzie, 2005)

1.6.5 Acuíferos colgados

Son acuíferos libres de menor importancia, colocados sobre un acuífero principal no-confinado (Figura 1.7), de modo que se encuentra en la zona no-saturada de este último.

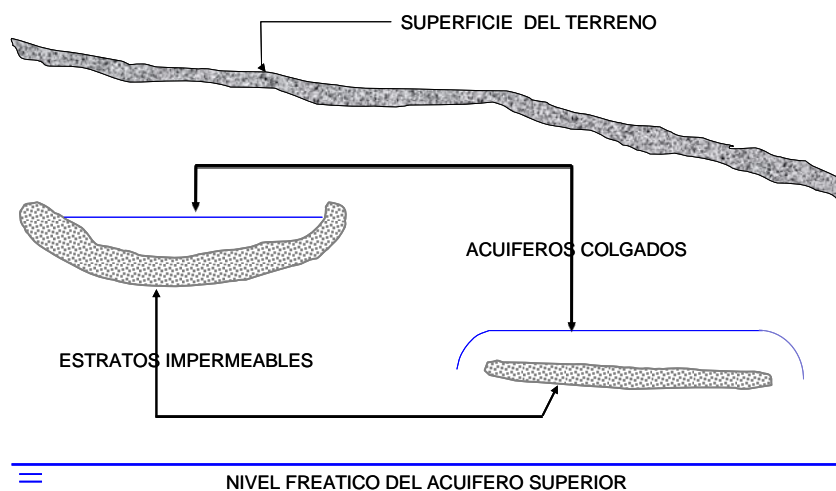


Figura 1.7. Acuífero colgado (Modificada de Pérez 2002).

1.6.6 Materiales que conforman un acuífero

Los acuíferos están formados por material consolidado (rocas) o material no consolidado (sedimentos). Cada uno de estos materiales le confiere características químicas distintivas al agua subterránea que se mueve a través de ellos.

1.7 Contaminación de aguas subterráneas

La contaminación de las aguas subterráneas ocurre cuando la carga de contaminantes sobre el subsuelo generado por las descargas o lixiviados de actividades urbanas, industriales, agrícolas o mineras las cuales no son controladas de manera adecuada, y ciertos componentes exceden la capacidad natural de atenuación del subsuelo (Fetter, 1999).

Sin embargo, no todos los perfiles del subsuelo y estratos subyacentes son igualmente eficaces en la atenuación de los contaminantes, y las aguas subterráneas son particularmente vulnerables a la contaminación. El grado de atenuación también varía ampliamente según el tipo de contaminante y el proceso de contaminación en un ambiente determinado.

El transporte de contaminantes desde la superficie del suelo hasta los sistemas del agua subterránea puede ser, en muchos casos, un proceso muy lento. Puede tomar años o décadas antes que el impacto de un evento de contaminación resulte evidente en el agua subterránea, especialmente en los pozos de abastecimiento (Fetter, 1999).

1.8 Fuentes de contaminación de las aguas subterráneas

Los posibles orígenes de la contaminación del agua subterránea son muy variados y se pueden clasificar según el origen del contaminante (doméstico, agrícola e industrial) (Custodio, 1983).

Otra clasificación se refiere a la naturaleza de la actividad que puede originar la contaminación. Así, independientemente del tipo de contaminante, las actividades que pueden dar origen a contaminación se suelen clasificar en 5 categorías (Fetter, 1999).

- a) Infiltración de sustancias en el subsuelo (fosas sépticas, pozos de inyección).
- b) Transporte de sustancias (ductos, operaciones de transporte carretero, marítimo, ferroviario).
- c) Descarga de sustancias como consecuencia de actividades planificadas (regadío, fertilización, drenaje de minas, escorrentía urbana)
- d) Contaminación inducida por modificación del sistema de flujo natural (pozos de producción, excavaciones)
- e) Producidas por actividades anisotrópicas (interacción agua superficial-subterránea, intrusión marina, lixiviado natural).

En la Tabla 1.2 se presentan los tipos más comunes de actividades capaces de ocasionar contaminación del agua subterránea, así como sus contaminantes más frecuentes.

Tabla 1.2 Fuentes de contaminación del agua subterránea y contaminantes asociados (Tomado de Méndez, 2002)

Fuente de contaminación	Tipo de contaminante
Actividad Agrícola	Nitratos, amonio, plaguicidas, organismos fecales
Gasolineras y talleres de servicio	Hidrocarburos aromáticos, bencenos, fenoles, hidrocarburos halogenados
Disposición de residuos sólidos	Amonio, salinidad, hidrocarburos halogenados, metales pesados
Industrias metalúrgicas	Tricloroetileno; tetracloroetileno; hidrocarburos halogenados; fenoles; metales pesados; cianuro
Industria maderera	Pentaclorofenol; hidrocarburos aromáticos; hidrocarburos halogenados
Tintorerías	Tricloroetileno; tetracloroetileno
Manufacturas de plaguicidas	Hidrocarburos halogenados; fenoles; arsénico
Disposición de lodos. Residuos domésticos	Nitratos; hidrocarburos halogenados; plomo; cinc
Curtidurías	Cromo; hidrocarburos halogenados; fenoles
Exploración y explotación de gas y petróleo	Salinidad (cloruro de sodio); hidrocarburos aromáticos
Minas y carbón y de metales	Acidez; varios metales pesados; hierro; sulfatos

1.9 Contaminantes de Origen Doméstico

La contaminación de origen doméstico (Figura 1.8) es esencialmente de tipo orgánica y se encuentra en función de las características donde ocurre; los más comunes se debe a la existencia de fosas sépticas, pozos negros, alcantarillado, y vertederos, entre otros. Además se debe añadir la presencia de productos químicos domésticos, detergentes, plaguicidas y los productos farmacéuticos y de uso personal. Estos últimos, constituyen un grupo específico de contaminantes que en los últimos años ha tomado gran importancia (Daughton, 2001).

La contaminación de origen doméstico de las aguas subterráneas se manifiesta por la presencia de *Escherichia coli*, además de nitratos, alto contenido de sales totales y cloruros. La presencia de nitratos suele aparecer cuando las aguas negras descargan directamente sobre la zona no saturada y se origina un ambiente anóxico. Si las condiciones son anaerobias o se realiza una descarga directa sobre el acuífero, se produce una disminución del contenido en nitratos junto con presencia de Fe^{2+} disuelto (Blarasin, 2001).

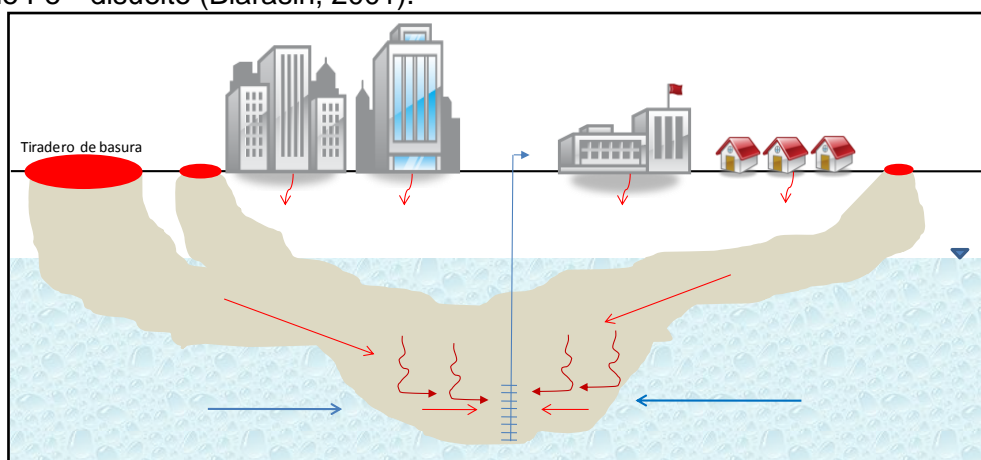


Figura 1.8. Contaminación del agua subterránea de origen doméstico. (Modificado de Auge, 2004).

1.10 Contaminantes de origen industrial

La contaminación de origen industrial de aguas subterráneas (Figura 1.8) es tan variada como el tipo de industrias y procesos, aunque son de especial interés, por su magnitud, toxicidad y el riesgo de contaminación la industria petroquímica del petróleo y la minera (Figura 1.9).

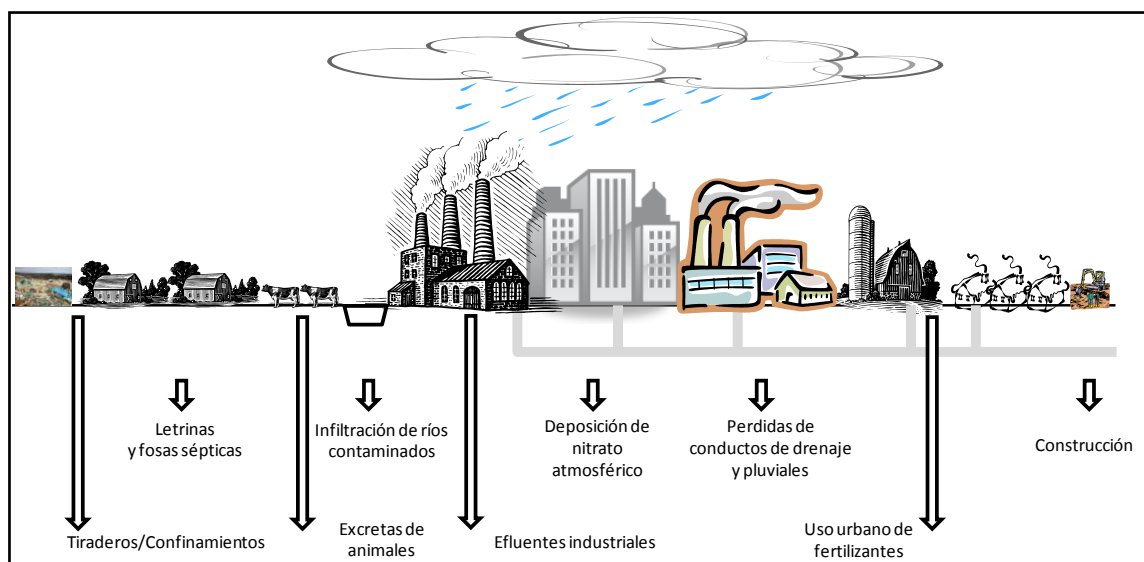


Figura 1.9. Contaminación del agua subterránea de origen industrial (Modificado de Auge, 2004).

Debido a los procesos de producción, transporte o almacenamiento de cualquier actividad de tipo industrial se produce contaminación de tipo orgánico e inorgánico. Estos descargan sustancias consideradas tóxicas y peligrosas (disolventes, inflamables, corrosivos y productos químicos diversos), a los cuales se les realiza un tratamiento especial para evitar que contaminen las aguas subterráneas. La contaminación de agua subterránea también se puede producir por la descarga de aguas residuales industriales.

Una clasificación sistemática de los contaminantes de origen industrial no es factible, debido a la diversidad de agentes generadores. Por lo que respecta a caudales descargados de origen industrial, los sectores representados por la industria textil, de curtidos, de productos químicos y de industria alimentaria, los cuales constituyen el 67% del total.

Las afectaciones más frecuentes a las aguas subterráneas por descargas de aguas residuales industriales son las correspondientes a contaminación por cloruros, metales pesados, disolventes organohalogenados e hidrocarburos. El origen de los cloruros suele ser por rotura o fugas de colectores de salmueras producidos en explotaciones mineras (Godé, 1998). Los metales pesados están ligados a descargas ilegales, aunque suele ser frecuente la presencia de Fe y Mn en medios reductores.

La presencia de tetracloroetileno (PCE) y tricloroetileno (TCE) es bastante frecuente al ser ampliamente utilizados como desengrasantes y disolventes en múltiples procesos industriales.

Por lo que respecta a hidrocarburos es bastante habitual la presencia de fugas causadas por corrosión de depósitos, rotura de tuberías o accidentes. La magnitud de las fugas es muy variable, desde reboses ocasionales pero constantes en el tiempo, hasta grandes volúmenes causados por derrames accidentales. La identificación de estos compuestos no es siempre fácil, dado que el producto comercial está constituido por la mezcla de un elevado número de especies química, con distinto comportamiento ambiental (Lewis, 1982).

Las actividades que generan productos peligrosos en forma sólida, líquida o semisólida, son las derivadas de la industria minera, procesamiento de materiales (asbesto, fundiciones, procesamiento madera, plástico y goma; artículos de piel; electroplatinado); manufacturado (química inorgánica, textil, farmacéutica, explosivos, plaguicidas, adhesivos); detergente, jabón para maquinaria y productos mecánicos (aluminio, baterías, Cu, etc).

1.11 Contaminación del agua subterránea con hidrocarburos

Los hidrocarburos son compuestos formados por átomos de carbono e hidrógeno. Son los principales componentes del petróleo y sus derivados, también son de gran abundancia en la naturaleza (Chappin, 1988; PEMEX, 1988).

Se considera el petróleo como una mezcla líquida compleja de gases, líquidos y sólidos, existiendo pequeñas cantidades de mezclas de nitrógeno, oxígeno y azufre, además de contener compuestos de hierro, níquel, vanadio y otros metales (PEMEX, 1988). De manera general, el petróleo tiene una proporción de 76 a 86% de carbono, e hidrógeno de 10 a 14%. Los hidrocarburos se clasifican de la siguiente forma:

Hidrocarburos Antrópicos: Son aquellos que se introduce en el ambiente como resultado de cualquier tipo de actividad humana. Los procesos de combustión industrial a partir de carbón, combustibles fósiles y petróleo refinado, así como las descargas de aguas municipales, las actividades de transporte y los derrames, son algunas de las principales fuentes de estos contaminantes (Bidleman, 1990). Los hidrocarburos aromáticos polinucleares son los principales representantes de este grupo de hidrocarburos. Están formados por dos o más anillos de benceno fusionados entre sí los cuales difieren en el número y acomodo de los anillos.

Hay dos clases de hidrocarburos aromáticos polinucleares (HAP's) los de bajo peso molecular que tienen de 2 a 3 anillos aromáticos como el naftaleno, fluoreno, fenantreno y antraceno, y los de alto peso molecular que tienen de 4 a 7 anillos aromáticos como el criseno. Sus características físicas y químicas varían de acuerdo con su peso molecular. Son producidos a altas temperaturas combustión (400 a 500°C) (Lesser, 1995).

Los HAP's presentan una baja solubilidad en agua y una elevada solubilidad en disolventes orgánicos. Generalmente son producidos por combustión que puede ser natural (incendios forestales) o antropogénicos (combustión). Algunos de los HAPs son de fabricación específica, como el naftaleno empleado como insecticida, pero su producción está en descenso al ser sustituido por compuestos derivados de cloro.

Como consecuencia de la baja solubilidad en agua se acumulan en los organismos y en la materia orgánica y de algunos sedimentos, pudiendo permanecer así largos periodos lo cual, garantiza su biodisponibilidad.

El metilterbutiléter (MTBE) es un aditivo que se le añade a las gasolinas oxigenadas para evitar la contaminación del aire. Su fórmula química es $\text{CH}_3\text{OC}(\text{CH}_3)_3$. Presenta un punto de ebullición de 55.2° C y una densidad de 0.743 g/cm³ (Padilla, 1989).

El MTBE es fácilmente transportado en el agua subterránea mediante los mecanismos que rigen el movimiento de solutos en agua subterránea los cuales son: advección y dispersión hidrodinámica, en este último se incluye a la dispersión mecánica y a la difusión molecular (Wise, 1994).

1.12 Contaminación del agua subterránea con desechos orgánicos

1.12.1 Zonas de desechos (Rellenos sanitarios)

Los desechos sólidos que genera una población son depositados directamente sobre el suelo o en excavaciones. En los rellenos sanitarios, los desechos sólidos se reducen en volumen por compactación y después son cubiertos con tierra para favorecer la biodegradación anaerobia de los desechos de tipo orgánico.

Cuando llueve o cae nieve sobre los depósitos, un gran número de contaminantes se infiltran hacia el suelo. El líquido que se deriva de este proceso se denomina lixiviado y puede arrastrar tanto contaminantes orgánicos como inorgánicos hacia el agua subterránea.

El lixiviado de un relleno sanitario es propiamente un agua residual compleja, con considerables variaciones en su composición (Trebouet, 2001). La calidad de los lixiviados es determinada fundamentalmente por la composición de los residuos donde provienen y que son los que determinan el tipo de procesos de reacción bioquímica para su degradación. Las condiciones de manejo del lixiviado y las condiciones ambientales también tienen gran influencia sobre los procesos de degradación.

La concentración y composición de contaminantes en el lixiviado también se ven influenciadas por la edad del relleno (Niininen, 1995; Agudelo, 1996). De hecho, las características de los lixiviados varían incluso dentro de un mismo relleno sanitario dado que pueden coexistir etapas aerobias en las que predominan etapas acidogénicas en las primeras semanas del relleno seguidas de las metanogénicas (Méndez, 2002).

Los lixiviados en el relleno arrastran a su paso material disuelto, en suspensión, fijo o volátil, lo que provoca que tengan elevadas cargas orgánicas y un color que varía desde café-pardo-grisáceo cuando están frescos hasta un color negro viscoso cuando envejecen. Los lixiviados también poseen elevadas concentraciones de sales inorgánicas principalmente cloruro de sodio y carbonatos, además de metales pesados (Dearlove, 1995). En la Tabla 1.3 se presenta una composición típica de los lixiviados de un relleno sanitario.

Tabla 1.3 Composición de los lixiviados en un relleno sanitario (Tomado de Méndez, 2002)

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Fosforo	8.4	Sulfuros (mg/L)	405
*Turbiedad (UNT)	108	O ₂ (mg/L)	0.91
*Alcalinidad (mg/L)	6857	SST (mg/L)	7.3
Dureza (mg/L)	964	SSV (mg/L)	51
Cloruros (mg/L)	1800	ST (mg/L)	12810
6ySulfatos (mg/L)	0	STV (mg/L)	3839
DBO ₅ (mg/L)	1652	Redox (mg/L)	67
DQO Total (mg/L)	5764	Fe (mg/L)	102.9
DQO Soluble (mg/L)	5532	Mn (mg/L)	1.28
COT (mg/L)	2857	Zn (mg/L)	5.02
Grasas y ac. (mg/L)	27	Na (mg/L)	201.45
SAAM (mg/L)	6.74	K (mg/L)	16139
N-NH ₄ (mg/L)	1481	Cd (mg/L)	0.0107
N-org (mg/L)	176	Pb (mg/L)	0.384
NKT (mg/L)	1659	Cr (mg/L)	6.98
P Total (mg/L)	24.74	Cu (mg/L)	0.320

La infiltración de agua a través de los desperdicios causa una elevación del nivel freático asociados al relleno sanitario. Esto provoca que el lixiviado migre horizontalmente ó se mezcle con el agua freática. Cuando migra en forma horizontal da origen a las lagunas de lixiviado.

En los lugares en que los rellenos sanitarios se localizan sobre materiales relativamente permeables, como arena, grava o roca fracturada, el movimiento del lixiviado puede contaminar áreas mayores que la que ocupa el depósito. Esta infiltración puede producir lixiviado por varias décadas y en algunos casos por cientos de años.

Además de la producción de lixiviado, la degradación produce gases, como resultado de la descomposición bioquímica de la materia orgánica. De los diferentes gases (CO_2 , CH_4 , H_2S , H_2 y N_2) los más comunes son el metano, CH_4 , y el bióxido de carbono, CO_2 . Estos no tienen mucha influencia en el agua subterránea, ya que son muy poco solubles y tienden a escapar hacia la atmósfera por su muy baja densidad.

1.13 Características fisicoquímicas de contaminantes que determinan su comportamiento en el ambiente.

1.13.1 Dispersión de contaminantes

Una vez que ha ocurrido una descarga de contaminantes en el suelo, toma lugar los fenómenos de capilaridad y gravedad, que los conducen hacia las aguas subterráneas. En términos generales, el comportamiento de los contaminantes está en función de sus características fisicoquímicas, además de las características del medio que los rodea como son: el tipo de suelo, capacidad de adsorción, permeabilidad, tamaño de las partículas, contenido de humedad y de materia orgánica así como la profundidad de nivel del agua (Yong, 1992).

Los factores climatológicos como la temperatura ambiente y las precipitaciones pluviales tienen influencia sobre la distribución de contaminantes; y todos los factores mencionados hasta ahora en conjunto definen el tamaño y distribución de la pluma de contaminación en una zona determinada (Álvarez, 1997).

1.13.2 Estructura química del contaminante

Cada compuesto químico posee características únicas que dictan el mecanismo o combinación de ellos, que controlan su movimiento y degradabilidad. Independientemente de la naturaleza del contaminante, su estructura química determina su polaridad, solubilidad, volatilidad y capacidad para reaccionar con otras sustancias. Algunos compuestos son altamente resistentes a la transformación, mientras que otros son química o bioquímicamente reactivos (Eweis, 1998; Sellers 1999).

1.13.3 Polaridad y carga iónica

Los compuestos no polares tienden a ser hidrofóbicos y se concentran preferencialmente en la materia orgánica del suelo. Los compuestos no polares generalmente tienen menor movilidad en el suelo que los compuestos polares. La carga iónica determina la capacidad de un compuesto para su adsorción en un sólido.

1.13.4 Toxicidad

Ciertos contaminantes pueden presentar toxicidad hacia los seres vivos, humanos, animales y plantas. La cual está en función de su estructura química y de su actividad. Dicha toxicidad se manifiesta a través de cualquiera de las vías de exposición; ingestión, inhalación y contacto dérmico. De acuerdo con Jiménez, 2001 existen tres tipos factores tóxicos; sustancias químicas, biológicas, y físicamente tóxicas.

Factores que influyen en la toxicidad

La toxicidad de una sustancia puede ser afectada por diversos factores, como la vía de administración (por ejemplo si es aplicada en la piel, ingerida, inhalada, inyectada), el tiempo de

exposición, el número de exposiciones (sólo una dosis sola o múltiples dosis con el tiempo), la forma física de la toxina (sólida, líquida o gaseosa) y la forma química.

Exposición aguda. Es una exposición por una sola vez a una sustancia tóxica que puede causar un daño biológico severo o incluso la muerte; exposiciones agudas por lo general son caracterizadas con una duración menor a un día.

Exposición crónica. Es una exposición continua a una sustancia toxica durante un período prolongado, a menudo es moderado en meses o años.

1.13.5 Solubilidad

Es la cantidad de un compuesto que puede disolverse en agua, es decir, define la disponibilidad potencial de los compuestos en la fase acuosa.

En general, la solubilidad disminuye al aumentar el tamaño y la complejidad de la molécula. La solubilidad es importante ya que para que la transformación biológica ocurra, es necesario que éste se encuentre en solución, por lo tanto la biodegradabilidad de un compuesto depende en parte de su solubilidad (Eweis, 1998; Sellers, 1999). La alta solubilidad en agua de un compuesto químico promueve su mayor movilidad en cuerpos de agua y arrastre hacia el subsuelo por el agua de lluvia; es menos probable a ser acumulativo, bioacumulativo, volátil y persistente; además de que puede ser degradado y metabolizado por microorganismos.

Por el contrario, un contaminante químico con baja solubilidad en agua es menor que en cuerpos de agua; en el suelo es prácticamente inmovilizado por adsorción en materia orgánica del suelo; en los seres vivos es bioacumulativo y en los compartimientos ambientales es más acumulativo, persistente y es menos probable su biodegradación (Ney, 1990).

1.13.6 Coeficiente de partición octanol/agua (K_{OW})

El K_{OW} es una medida de la tendencia de un compuesto para separarse entre una fase orgánica y el agua. Los compuestos con valores bajos de K_{OW} (<10) se consideran relativamente hidrofílicos, mientras que los que tienen un K_{OW} alto (>104) son considerados hidrofóbicos y tienden a acumularse en superficies orgánicas como son los suelos con alto contenido de materia orgánica y en especies acuáticas (Van Deuren, 1997).

1.13.7 Viscosidad

Dependiendo de la viscosidad del contaminante, éste será retenido, tanto en los poros como en los granos del suelo, en las capas más superficiales. Si la viscosidad es cercana o menor a la del agua puede moverse junto con esta.

1.13.8 Difusión

La difusión de un contaminante hacia dentro y fuera de los poros del suelo controla su degradación. La velocidad de movimiento de un contaminante a través del suelo, es proporcional a su concentración y a su coeficiente de difusión (Riser-Roberts, 1998).

1.13.9 Densidad

La densidad determina la tendencia de una fase inmisible en agua a flotar o depositarse en el fondo de un cuerpo de agua, y por consiguiente el lugar en donde éste quedará concentrado (Bouwer y Zehnder, 1993).

De acuerdo con su densidad, los compuestos orgánicos se clasifican en dos grupos: aquellos cuya densidad es menor a la del agua se denominan ligeros (LNAPL_s, Light Non-Aqueous Phase Liquids); mientras que a los que poseen una densidad mayor a la del agua se les conoce como densos (DNAPL_s, Dense Nonaqueous Phase Liquid<). La densidad determina los procesos de transporte en el acuífero, por ejemplo: los ligeros tienden a formar una capa en forma de nata en el

agua subterránea y se mueven horizontalmente en la dirección del flujo de esta, tal como lo hacen las gasolinas, aceites y el petróleo crudo; en cambio los densos migran hacia la base del acuífero creando una columna a partir de la cual pueden viajar en la dirección del flujo de agua subterránea contaminando todo el acuífero, sus representantes son los hidrocarburos clorados (TCE, PCE) (Álvarez, 1997).

1.13.1 Biodegradabilidad

Es la susceptibilidad de un compuesto para ser transformado a través de mecanismos biológicos. Los compuestos orgánicos metabolizables y no tóxicos, normalmente son oxidados muy rápidamente por los microorganismos del suelo (Eweis, 1998).

Un compuesto químico que es soluble al agua puede migrar fácilmente en el suelo, si es biodegradable y existen las condiciones ambientales podría ser biodegradado.

Un compuesto químico que es insoluble en agua puede ser adsorbido en el suelo. Los compuestos químicos en la superficie del suelo pueden ser transformados y no ser lixiviables.

1.13.2 Sorción

Los mecanismos de sorción incluyen la adsorción, que es la atracción de un compuesto hacia una superficie sólida, y la absorción, que es la infiltración de un contaminante en un sólido. La porción de un químico tiene un gran impacto en su degradación y depende de las propiedades del contaminante y del suelo. La adsorción afecta la volatilización y difusión del contaminante y por consiguiente su transporte y destino, y limita la disponibilidad para los microorganismos (Riser-Roberts, 1998).

1.13.3 Volatilización

Es el proceso en el que un compuesto químico se transfiere de una fase líquida o sólida a una fase gaseosa. La velocidad de volatilización de un compuesto en el suelo, está es función de su concentración, su presión de vapor y su solubilidad. Depende del tipo de compuesto, así como del contenido de humedad, temperatura, porosidad y contenido de materia orgánica del suelo (Eweis, 1998).

1.13.4 Constante de la Ley de Henry (H)

Describe la tendencia de un contaminante a volatilizarse del agua o suelo húmedo. El valor se calcula usando la presión de vapor, solubilidad en agua y el peso molecular del contaminante (Custodio, 1983).

Coeficiente de partición aire-agua (Hc)

$$Hc = \frac{P}{c}$$

Donde:

p = presión de vapor del contaminante (Pa)

c = solubilidad en agua (mol. m⁻³)

$$Hc = p' \times PM \times 10^{-3}/c'$$

p' = presión de vapor del contaminante (mPa)

PM = peso molecular del contaminante

c' = solubilidad en agua (ppm)

Cuando el contaminante tiene una alta solubilidad en agua con relación a su presión de vapor, el contaminante se disolverá en agua principalmente (Custodio, 1983).

Un valor alto de la Ley de Henry, indica que el contaminante tiene un potencial elevado para volatilizarse del suelo húmedo; un valor bajo predice un mayor potencial de lixiviación del plaguicida.

1.14 Transporte de contaminantes

El transporte de contaminantes en agua subterránea ocurre a través de los procesos de advección y dispersión, los cuales se citan a continuación.

1.14.1 Advección

Es el proceso por el cual los solutos son transportados por un volumen móvil o por la circulación de agua (Custodio, 1983).

1.14.2 Dispersión

Se refiere a dos procesos básicos: difusión molecular en solución y la dispersión mecánica, existiendo así una dispersión hidrodinámica; debido a pasajes tortuosos o pequeños en el medio poroso. Un compuesto soluble puede difundirse dentro de los poros inactivos para ser liberados lentamente cuando la principal concentración ha pasado. La dispersión está en función de la velocidad promedio del agua en el poro (Fränzele, 1993). La dispersión mecánica resulta de las variaciones en la velocidad del agua dentro de los poros del horizonte causado por fuerzas de fricción, variaciones en la geometría de los poros, y fluctuaciones en las direcciones locales hacia el flujo principal resultando una dilución y atenuación de los picos de concentración, las máximas concentraciones disminuyen con el incremento de la distancia.

La dispersión se ejemplifica por el movimiento de una gota de tinta inyectada en un material poroso a través del cual está fluyendo el agua subterránea. La gota se alargará al moverse gradiente abajo (Figura 1.10). Por lo tanto, la dispersión de contaminación en un material poroso se refiere al movimiento de una corriente o volumen discreto de contaminantes cuando éste fluye a través del subsuelo. En cualquier caso, este proceso causa que una zona relativamente grande de agua llegue a contaminarse.



Figura 1.10 Dispersión microscópica (Modificada de Freeze, 1979)

En la Figura 1.10 se observa también que la dispersión mecánica es causada por efectos microscópicos y no sólo por causas macroscópicas. Este proceso, en una escala microscópica, es el resultado de las "desviaciones" de la velocidad promedio del agua subterránea. Las variaciones de la velocidad surgen porque el agua en el espacio de poro viaja más rápido que el agua en las paredes del poro capilar y porque la diversidad de trayectorias de flujo alrededor de los granos individuales del material poroso causa variaciones en la velocidad promedio entre diferentes espacios de poro. Estos dos factores crean dispersión mecánica a una escala microscópica.

Además de la dispersión mecánica a microescala, existe la difusión molecular como otro componente de la dispersión microscópica. La difusión molecular ocurre cuando las especies se mueven de concentraciones altas a concentraciones bajas. La dispersión microscópica incluye los efectos de la dispersión mecánica y de la difusión molecular. Se ha demostrado que los lentes de material de alta permeabilidad dentro de una matriz de baja permeabilidad causan la dispersión de corrientes de tinta cuando el agua y la tinta se mueven a través de un tanque lleno de arena (Figura 1.11).

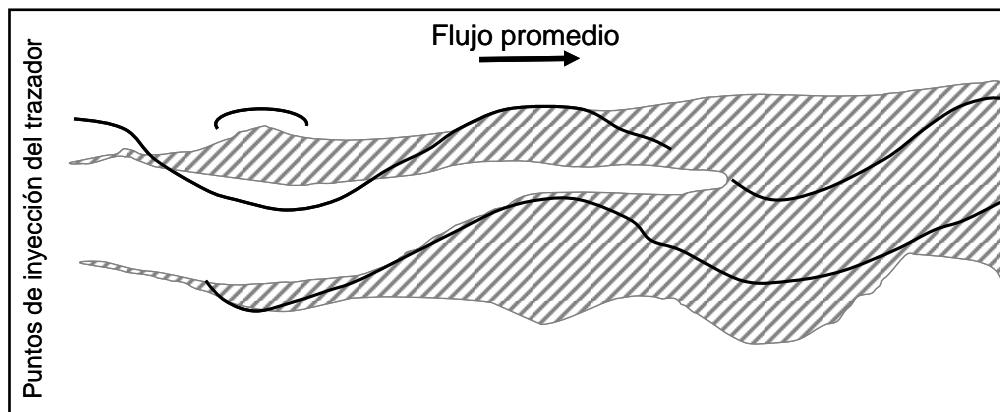


Figura 1.11 Dispersión macroscópica (Modificada de Freeze 1979)

1.15 Estudio de transporte de contaminantes en agua subterránea mediante el uso de trazadores

Un trazador es una sustancia que se puede monitorear de forma sencilla y que permite describir su distribución en la matriz en estudio; estableciendo líneas de flujo y tiempos de tránsito, así como para simular el comportamiento real de contaminantes en el subsuelo, en la zona saturada. Un trazador debe ser inerte, no debe tener interacciones con la matriz del suelo y debe ser estable química y biológicamente.

Los objetivos de un trazador son los siguientes:

- Reconocimiento o confinamiento de las direcciones y velocidades de flujo del agua subterránea
- Reconocimiento de conexiones hidráulicas subterráneas, por ejemplo entre una zona de pérdida de agua de un río y un manantial.
- Delimitación de cuencas hidráulicas subterráneas.
- Determinación de los parámetros de un acuífero: Porosidad, dispersividad, conductividad hidráulica.

Los principales trazadores usados para determinar la dispersión son:

- Iones naturales como Br^- , Cl^- o Na^+
- Isótopos naturales como O^{18} , H^2
- Colorantes que se agregan al sistema de flujo (rodamina).

Los trazadores ideales son los que no reaccionan con otros iones en el medio poroso. Los trazadores se pueden transportar en dos clases de flujo: sistema de gradiente natural en donde éstos se mueven debido al flujo natural del agua subterránea y en sistemas de gradientes forzados debido a inyección y/o bombeo que ocasionan un gradiente mucho mayor que en un sistema de gradiente natural y el transporte ocurre en un menor tiempo.

1.15.1 Características de las experiencias con trazadores

- Los trazadores pueden ser medidos a concentraciones inferiores a los límites permisibles para agua potable (posibilidad de realizar las experiencias sin riesgo)
- Experimentos de corta duración cuyos riesgos son limitados en la fase inicial del experimento, dilución del trazador al final de dicho ensayo.
- La dirección del trazador conocida por estimación de los parámetros de transporte

1.15.2 Ejecución y manejo de un ensayo de trazador

- Se elige un punto de inyección. La inyección es normalmente del tipo de punto espacial y temporal.
- Se eligen los puntos de observación que son todos los puntos en los cuales el trazador podría salir.
- Se establece un programa detallado del ritmo del muestreo. Los espacios de tiempos entre los muestreos individuales se aumentan en el transcurso del experimento desde pocas horas hasta semanas
- Se miden las concentraciones del trazador en el laboratorio.
- Se evalúan los datos.

El tiempo de duración de un ensayo de trazador depende de las velocidades de flujo del agua subterránea y de las distancias entre el punto de inyección y los puntos de observación. Normalmente se necesita desde un mes hasta un año (Werner, 1996).

1.16 Modelos experimentales para el estudio de transporte de contaminantes

La utilización de modelos experimentales como herramientas de estudio es cada vez más común en estudios ambientales. En los años 90's algunos investigadores como Beven (1979), MacIntyre (1991), Gvirtzman-Gorelick (1992), Iturbe (1996), Barth (2001), Levy y Berkowitz (2003), Saval (2005); propusieron el uso de cajas y de columnas empacadas para la experimentación. No obstante, con el tiempo se ha podido comprobar que las cajas empacadas presentan ventajas superiores sobre las columnas, como se resumen en la Tabla 1.4.

Tabla 1.4 Ventajas y desventajas de las cajas empacadas y las columnas

Modelo	Ventajas	Desventajas
Caja empacada	Es más representativo de la forma de funcionamiento del suelo y del subsuelo	Requiere espacios grandes debido a sus dimensiones
	Bajo costo	Se requiere una importante cantidad de material de empaque
	Definición de las zonas del subsuelo	Se requieren grandes volúmenes de agua
	Promueve un flujo horizontal	
	Permite estudiar efectos en la zona saturada y no-saturada	
	Permite la determinación de una diversidad de parámetros	
	Permite el muestreo detallado a diferentes profundidades	
	Es posible estudiar la remediación de suelos y agua subterránea <i>in situ</i>	
Columna empacada	Bajo costo	No es posible definir la zona saturada y la no-saturada
	Dimensiones pequeñas	Únicamente se puede trabajar con flujo vertical, ascendente o descendente
	Se puede trabajar en espacios reducidos	

A partir de la Tabla 1.4 se puede concluir que los modelos tipo caja empacada presentan ventajas importantes sobre las columnas, por el hecho de su representatividad en la forma de funcionamiento de suelo y de subsuelo.

Las características más importantes que debe tener un modelo experimental son:

- Dimensiones apropiadas para poder realizar experimentos.
- Funcionamiento sencillo.
- Facilidad de operación.
- Construcción con material resistente a la carga.
- Que el material tenga resistencia química para que la sustancia que se va a usar no afecte su integridad.
- Bajo costo.
- Facilidad de construcción.
- Geometría simple, para poder realizar modificaciones en diferentes experimentos.



2 JUSTIFICACIÓN

La contaminación que más afecta al agua subterránea son los lixiviados que se generan en tiraderos o rellenos sanitarios. Los lixiviados son líquidos de composición muy compleja, y variada, contienen elevadas concentraciones de sales inorgánicas principalmente cloruro de sodio y carbonatos, además de metales pesados y nitrógeno amoniacal, de estos, el nitrógeno amoniacal y el cloruro son los que se presentan en mayores concentraciones, por lo que se eligieron los iones de cloruro y de amonio como los más representativos para este caso de estudio, además de que su determinación analítica es rápida, sencilla y económica.

2.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar la movilidad en un modelo experimental tipo caja empacada utilizando dos iones, uno reactivo y uno no reactivo en el que se puede simular un flujo subterráneo en un medio granular.

2.2 Objetivos particulares

- Determinar parámetros específicos del medio, porosidad, permeabilidad, gradiente hidráulico y flujo, utilizando medios experimentales.
- Comprobar el tipo de flujo en el modelo experimental, usando ecuaciones matemáticas.
- Determinar la movilidad de los iones Cl^- , NH_4^+ , empleando técnicas analíticas instrumentales.
- Determinar los tiempos de movilidad de ambos iones, considerando ecuaciones matemáticas.
- Obtener información que sea representativa de problemas reales de contaminación de agua subterránea.
- Promover la utilización de modelos experimentales para estudiar los problemas de contaminación del agua subterránea.

2.3 ALCANCES Y LIMITACIONES

Los análisis a realizar en el trabajo experimental únicamente se harán para ver las concentraciones del amonio sin considerar las demás transformaciones a otras clases de nitrógeno.

Se realizará únicamente una corrida experimental con determinaciones de cloruros y amonio; no serán consideradas otras formas químicas del nitrógeno.

3 METODOLOGIA

3.1 Descripción del modelo experimental

El trabajo experimental se realizó en un modelo experimental de laboratorio tipo caja empacada que fue diseñado y construido en estudios previos. El modelo consiste en una caja rectangular construida en acrílico de alta densidad con base y cuatro caras laterales. Las características del modelo se resumen en la (Tabla 3.1) (Álvarez, 2005).

Tabla 3.1 Características generales del modelo experimental (Álvarez, 2005)

Geometría	Caja rectangular
Proporciones (largo, ancho, alto)	3:1:1.5
Zona hidrogeológica posible de estudiar	Zona saturada, no saturada, capilar y superficial.
Dirección del flujo hidráulico	Horizontal
Soporte estructural	Base del soporte, soporte lateral y soporte superior complementario
Forma de inducir el flujo hidráulico	Presión hidrostática
Elementos que conforman el sistema hidráulico	Tanque elevado conectado en la sección de alimentación, vertedero y válvula de selección de salida
Sistema de muestreo	Pozos de monitoreo Muestreadotes multi-niveles

Las dimensiones del modelo son: 2.2 m de largo, 0.7 m de ancho y 1 m de altura, siendo el largo efectivo de 1.8 m, sin considerar las secciones de inundación de entrada y salida (Figura 3.1).

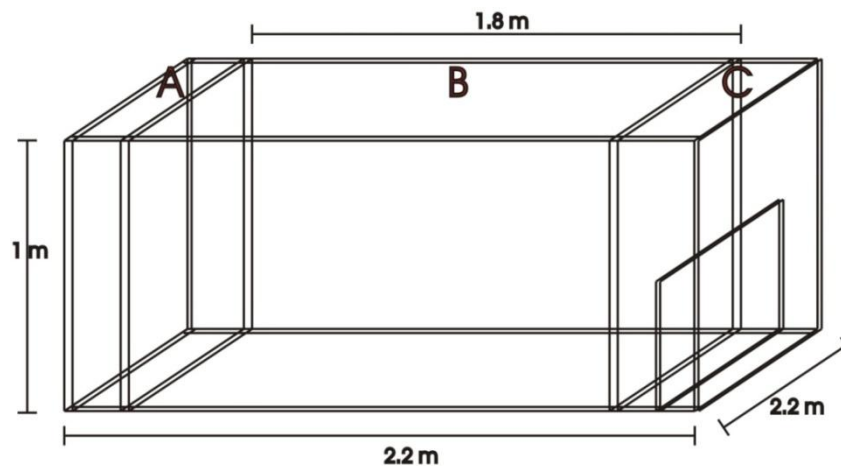


Figura 3.1 Dimensiones del modelo experimental

3.1.1 Funcionamiento del modelo experimental

El modelo experimental está compuesto de tres secciones que son: inundación de entrada, empacado e inundación de salida (Figura 3.2).

La función de la *sección de inundación de entrada* es alojar el agua que va a fluir a través de la sección de empacado. El agua se alimenta desde un tanque primario de alimentación; el cual como es movable permite modificar el gradiente hidráulico, con respecto a las otras secciones del modelo experimental.

La *sección de empacado*, es la parte central de la estructura física del modelo, en ella se encuentra el material de empaque y es donde realmente se lleva a cabo la experimentación. Está contenida

entre la sección de inundación de entrada y la sección de inundación de salida, separadas con dos paredes transversales con orificios.

La *sección de inundación de salida* se encuentra en el extremo opuesto de la entrada; está conformado por un vertedero y una válvula de salida. El vertedero define la altura del nivel estático y tiene una altura de 0.5 m a partir de la base de la estructura física del modelo experimental.

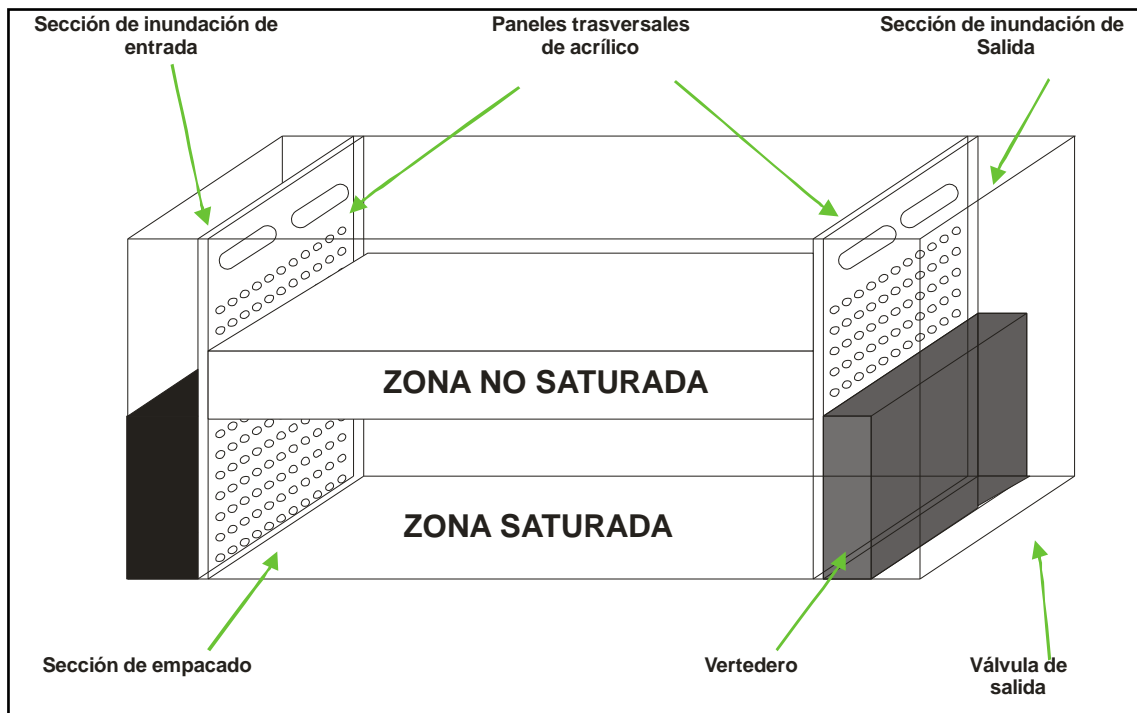


Figura 3.2 División del modelo experimental

3.1.2 Inducción del flujo hidráulico

La dirección del flujo es horizontal a lo largo de la caja (Figura 3.3)

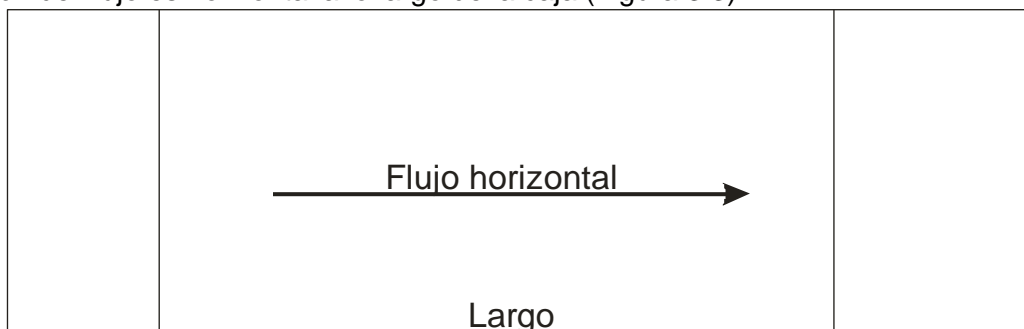


Figura 3.3 Dirección del flujo

El diseño del modelo experimental permite alcanzar velocidades de flujo similares a la de los materiales más porosos, y tener con ello permeabilidades de 0.01 cm/s como máximo.

Es suficiente un sistema de caída de presión con la ayuda de un tanque primario de almacenamiento, la única condición es colocarlo a una altura mayor a la estructura física del modelo experimental, ya que una válvula regula la velocidad de inundación. En la salida tiene un vertedero fijo, que garantiza una altura del flujo de agua estática (Figura 3.4).

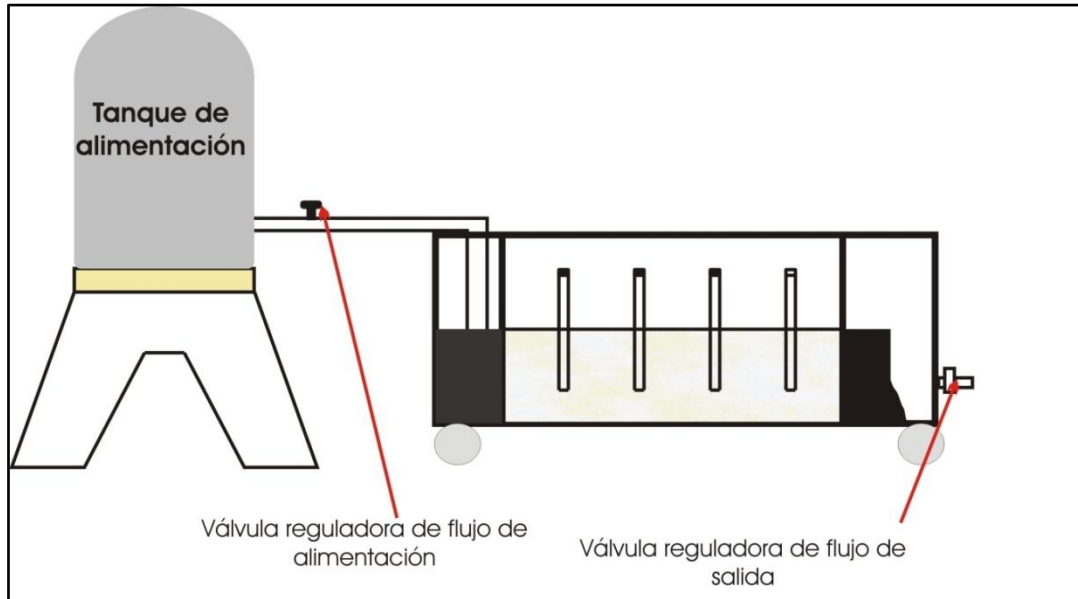


Figura 3.4 Sistema de inundación del flujo hidráulico

3.1.3 Pozos de monitoreo

El modelo cuenta con pozos de monitoreo (Figura 3.5) cuya función principal es permitir la profundidad al nivel del agua y obtener muestras que sean representativas de las condiciones que prevalecen en la zona saturada.

Para el estudio se cuenta con 7 pozos de monitoreo de 32 mm de diámetro interno y 95 cm de longitud cada pozo tiene una sección lisa y una sección con orificios de 0.5 cm de diámetro, cuenta también con un tapón de punta cuya función principal es la de facilitar el hincado del pozo en el material de empaque.

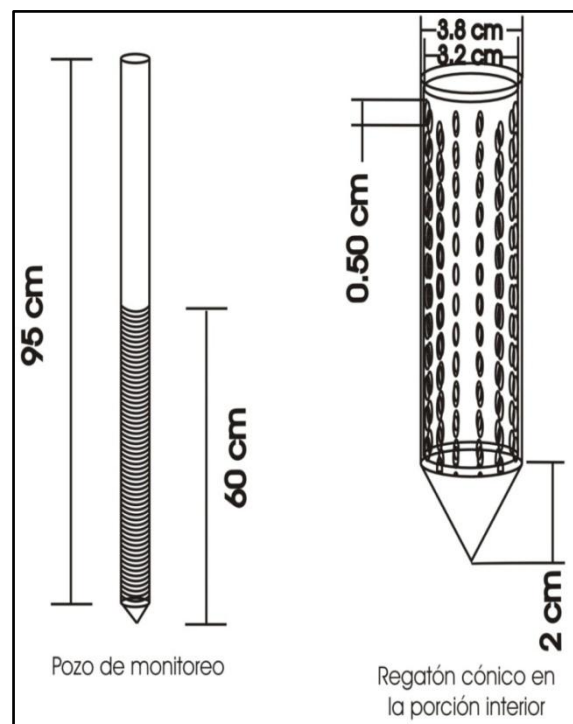


Figura 3.5 Pozo de monitoreo

3.1.4 Dispositivo para muestreo

La obtención de muestras se realiza en forma rápida y sencilla mediante tubos flexibles de un material inerte por medio de los cuales se bombean las muestras evitando así su contaminación y mezclado.

El modelo consta de un muestreador de 3 niveles cuyo detalle se presenta en la Figura 3.6, cuenta con tres tubos flexibles de muestreo. El diámetro interior de estos tubos es de 0.3 cm, tienen una camisa filtrante de nylon cada uno. Estos tubos pasan a través de anillos guías de 32 mm que cuentan con 6 barrenos colocados equidistantemente a lo largo del perímetro de los anillos. Los anillos guías son fijados con sujetadores a diferentes alturas de una barra que garantiza la estabilidad y la rigidez del muestreador. De esta forma pueden tomarse muestras a diferentes niveles en un mismo punto en forma manual o automática. El diseño anterior simula piezómetros multiniveles, mismos que son muy utilizados en estudios geohidrológicos. El dispositivo de muestreo a tres niveles es introducido dentro de los pozos de monitoreo.

Cada dispositivo de muestreo consta con una tapa superior cuya función principal es evitar la entrada de sustancias ajenas hacia el interior de los pozos de monitoreo.

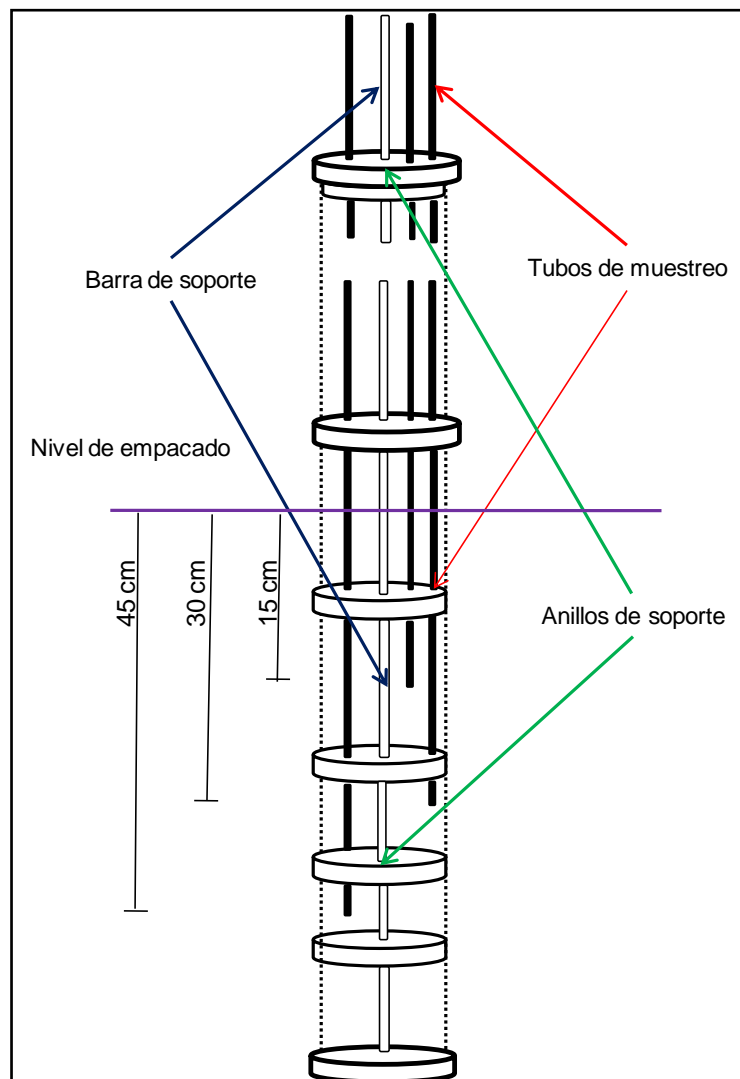


Figura 3.6 Muestreador para pozos de monitoreo

3.2 Preparación del modelo experimental

Limpieza del modelo experimental

Se desempaca la arena contenida en el modelo la cual fue utilizada en estudios previos (Figura 3.7).



Figura 3.7 Limpieza del modelo experimental

Se realiza el lavado de la caja con una bomba a presión para quitar cualquier residuo de material (Figura 3.8).



Figura 3.8 Modelo experimental

Se efectúa el lavado de los paneles laterales cuya función es la separación de la sección de inundación de entrada y la sección de inundación de salida, estos paneles poseen orificios que sirven para darle una dirección laminar al caudal; los pozos de monitoreo también se lavan a presión (Figura 3.9).



Figura 3.9 Lavado de paneles transversales y pozos de monitoreo

Se lava el tanque el almacenamiento y se cambia las mangueras de entrada y de salida del modelo (Figura 3.10)



Figura 3.10 Lavado de tanque de almacenamiento y cambio de mangueras

Se coloca la malla de acero inoxidable en la parte inferior del modelo la cual evita la oclusión de las válvulas y los conductos del sistema de muestreo (Figura 3.11).



Figura 3.11 Filtro de acero inoxidable

A los paneles transversales se les coloca una malla de nylon para evitar que el material de empaque se traslade a las zonas de inundación tanto de entrada como de salida (Figura 3.12).



Figura 3.12 Filtro de paneles transversales

3.3 Caracterización del material de empaque

Como material de empaque se utiliza arena sílica graduada de 0,06-2 mm. Se procede a determinar sus características principales que son: permeabilidad, granulometría, densidad aparente y densidad real.

Permeabilidad

La determinación de la permeabilidad se realiza con un permeámetro de altura variable. El procedimiento consiste en hacer variar una columna de agua desde un nivel inicial (H_i) a uno final (H_f).



Figura 3.13 Determinación de la permeabilidad

Para la prueba de permeabilidad se utiliza un tubo de PVC de 1.5 pulgadas de diámetro y 100 centímetros de altura en la parte inferior se cubre con una malla de acero inoxidable para evitar la pérdida del material de empaque. Posteriormente se le agrega arena hasta alcanzar una altura de

50 cm y se fijan las dos alturas, la inicial y la final. Para que el tubo tuviera una verticalidad se sujeta en una escalera (Figura 3.13).

Posteriormente se saturó el empaque y se dejó estabilizar el flujo para hacer las mediciones.

La permeabilidad se determina a partir de la siguiente expresión:

$$K = 2.3 \frac{LH_i}{\Delta t H_f}$$

donde

K = conductividad hidráulica (L/t)

L = largo de la muestra (L)

Δt = intervalo de tiempo desde H_i a H_f (t)

H_i = altura inicial del agua (L)

H_f = altura final del agua (L)

Porosidad

El cálculo de la porosidad se realiza a partir de la densidad aparente y la densidad real.

Densidad aparente se obtiene por medio del método de la probeta. Se pesa una probeta de 10 mL le agrega suelo hasta la marca de 10 mL y se golpea ligeramente 10 veces sobre la mesa cubierta con una franela. Se le agrega suelo necesario para completar 10 mL y se pesa.

Densidad aparente = masa de suelo seco/ volumen total del suelo;

Densidad Real se realiza por el método del picnómetro, NOM- 021- SEMARNAT-2000.

Se determina con un picnómetro de vidrio de 25 mL; los pesos se registran en una balanza analítica OHAUS 110. Se pesa el picnómetro limpio y completamente seco, se le coloca 5g de muestra y se pesa; se le adiciona agua destilada, se hace un vacío durante 15 min para eliminar todo el aire retenido en el suelo. Se deja reposar en el desecador durante 30 min y se saca el picnómetro, se llena hasta el aforo con agua destilada y se pesa (Figura 3.14).

La densidad real se obtiene a partir de la siguiente expresión:

$$\rho_m = S / (S + A) - (s + a)$$

donde:

S = peso del suelo

A = peso del agua

s+a = peso del suelo y agua mezclados.



Figura 3.14 Determinación de la densidad real

El valor de la porosidad se obtiene como se muestra en la siguiente expresión

$$n = (1 - \text{densidad aparente} / \text{densidad de real})$$

Obteniéndose el valor de la porosidad de este material de empaque de **0.42**

La determinación del caudal se lleva a cabo con la ecuación:

$$Q = -kAi$$

Donde

$$k = 3.188 \text{ m/d}$$

$$A = 0.35 \text{ m}$$

$$i = 1$$

Se obtuvo el valor del caudal de **$1.1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{min}$**

Granulometría

Debido a que permeabilidad es una propiedad de los suelos que depende en gran medida de la distribución de tamaños y del tamaño mismo de las partículas del suelo; por tal razón es necesario realizar pruebas de granulometría.

El procedimiento empleado para la prueba de granulometría fue:

- Se mide el peso inicial de la muestra de arena que fue de 210 g de arena.
- Se ordenaron los tamices en el orden siguiente: #18, #20, #30, #40, #50, #60, #100, bandeja.
- Se coloca la cantidad de agregado pesado en la parte superior de los tamices previamente ordenados. Posteriormente se tapan y se pone en marcha el vibrador por espacio de un minuto aproximadamente.
- Se pesa el material retenido en cada tamiz y el que se queda en la bandeja, se anota esto en la hoja de datos. Se guarda el material sobrante. Se utiliza la misma balanza para pesar los agregados antes y después de pasarlos por los tamices de manera que se disminuyeran los errores de instrumentación.
- Se calcula el por ciento retenido, por ciento retenido acumulado y el por ciento pasando en cada tamiz.

Con los porcentajes que pasan a través de cada tamiz se traza la curva de granulometría de la arena.

3.4 Empacado del modelo experimental

Se inicia el empaque del material dentro de la caja, en capas con espesor entre 5 y 10 cm. Se realiza la compactación del material con un apisonador diseñado para la geometría y dimensiones del modelo (Figura 3.15). Entre cada capa se cambia la dirección de la compactación a lo largo y ancho de cada capa cuidando que la superficie quede alineada horizontalmente.



Figura 3.15 Apisonador

Cuando el material alcanza la altura del vertedero (50 cm) se considera concluido el empaque del material (Figura 3.16).

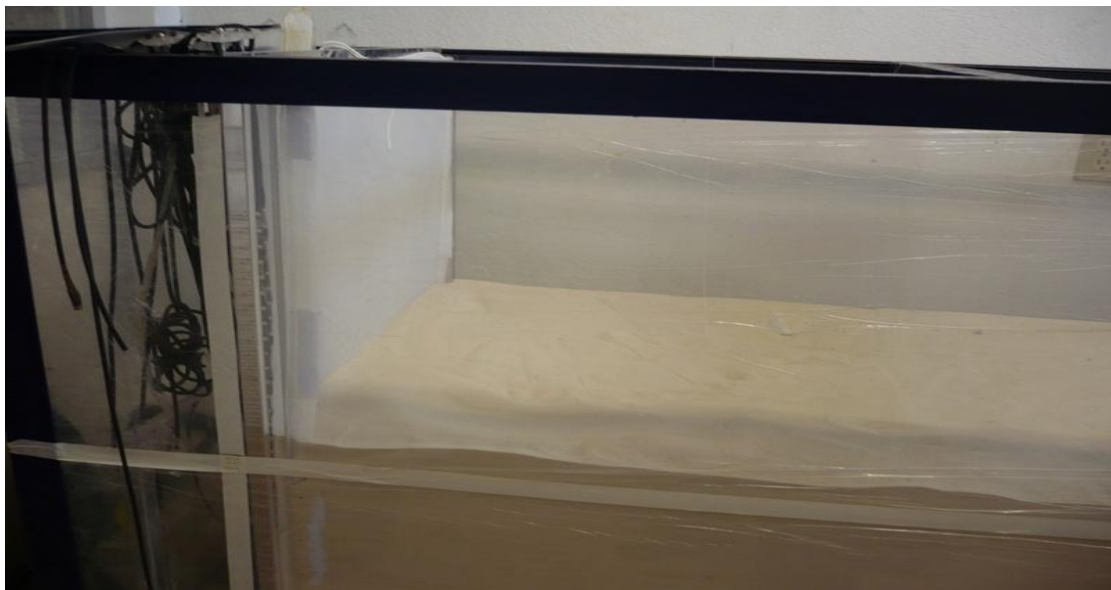


Figura 3.16 Modelo totalmente empackado

3.5 Instalación de los pozos de monitoreo

Se decide utilizar un patrón en forma diagonal para la colocación de los pozos debido a que se considera que existe una mejor distribución del flujo a través de la geometría del modelo.

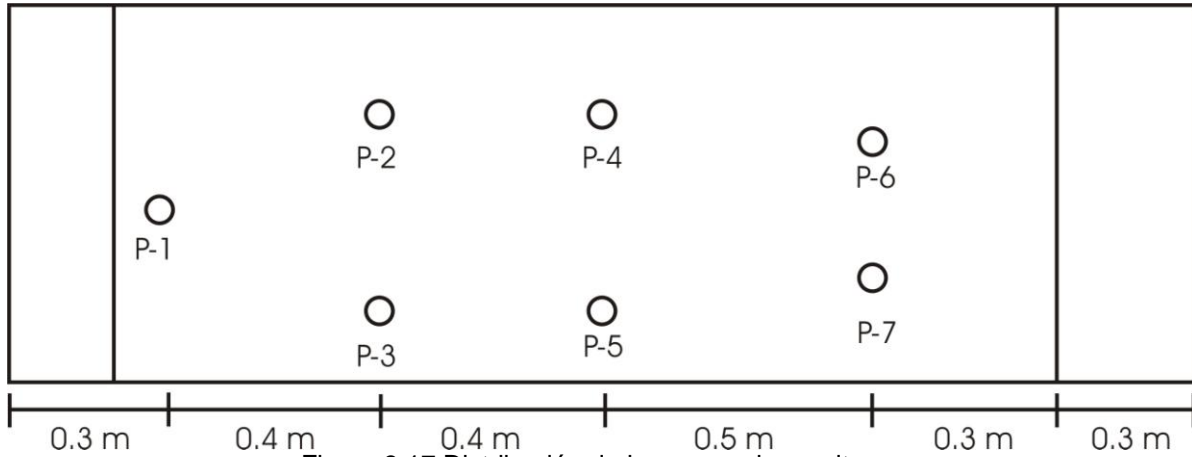


Figura 3.17 Distribución de los pozos de monitoreo

Ya empacado el modelo experimental hasta la altura del vertedero se procede a realizar el hincado de los pozos de monitoreo en los puntos que fueron definidos previamente.

Primero, se utiliza un tubo auxiliar de PVC de 40 mm de diámetro interior con filo en la parte inferior. Este tubo tiene un diámetro mayor que el soporte de los pozos de monitoreo. El tubo se hincó con la ayuda de un martillo de goma dándole pequeños golpeteos (Figura 3.18).

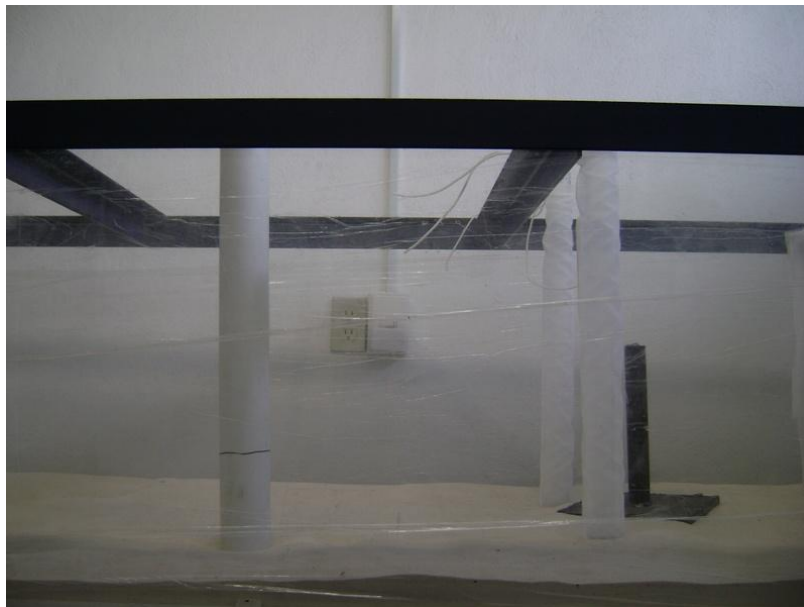


Figura 3.18 Hincado del tubo

Se retira el material del empaque del interior del tubo auxiliar con ayuda de una aspiradora.

El soporte con los pozos de monitoreo se cubre con una malla de nylon para evitar el paso de las partículas del material de empaque (Figura 3.19).



Figura 3.19 Pozo de monitoreo cubierto con malla de nylon

Con ayuda de un mazo de hule se hinca el soporte con los pozos hasta alcanzar la profundidad máxima, cuidando la verticalidad de estos y enseguida se retira el tubo auxiliar (Figura 3.20).



Figura 3.20 Pozos de monitoreo hincados en el modelo experimental

3.6 Colocación del sistema de muestreo

Una vez instalados los pozos de monitoreo se procede a introducir las barras metálicas con los tubos muestreadores.

Cada barra metálica cuenta con anillos guía cuya función es mantener verticales los tubos muestreadores que son flexibles para colocarlos a diferentes distancias de profundidades (Figura 3.21).

En la parte superior de cada pozo, se coloca una tapa para evitar la entrada de sustancias externas hacia el interior del pozo que pudiera contaminar las muestras (Figura 3.21).

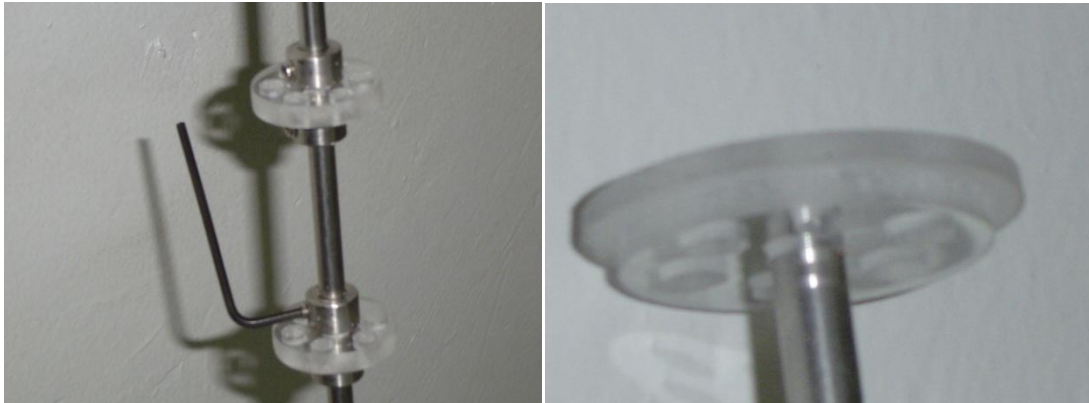


Figura 3.21 Barra metálica con anillos guía

3.7 Instalación del tanque y mangueras

Al final se instala el tanque de almacenamiento y se inserta con las mangueras de alimentación y de salida (Figura 3.22).



Figura 3.22 Instalación del tanque de alimentación

3.8 Puesta en funcionamiento del sistema de inducción del flujo hidráulico

Para poner a funcionar el sistema de inducción del flujo, se cierra completamente la válvula reguladora para evitar la pérdida de agua, se mantiene cerrada hasta que el tanque de alimentación primario esté lleno y se cierra la válvula del flotador. Esto garantiza la homogeneidad del flujo a la entrada del modelo experimental se verifica que todas las válvulas del sistema de drenaje se encuentren cerradas (Figura 3.23).



Figura 3.23 Válvula de salida del modelo

Se abre la válvula reguladora y se da tiempo para que la sección de empacado se inunde hasta la altura del vertedero (Figura 3.24).

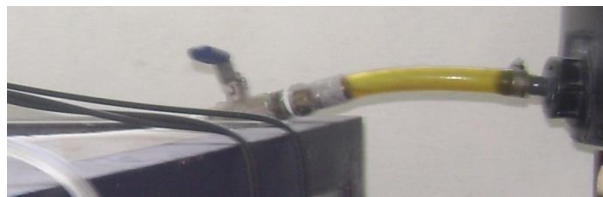


Figura 3.24 Válvula reguladora

Se abre la válvula principal del drenaje para permitir la salida del agua y evitar la inundación arriba de la altura del vertedero. Se deja fluir el agua por 15 días hasta asegurar la estabilidad del flujo en el modelo experimental (Figura 3.25).

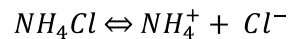


Figura 3.25 Llenado del modelo experimental

3.9 Preparación de la solución a inyectar al modelo

Debido a que es la concentración más alta para los cloruros que está reportada como componente de los lixiviados (Méndez, 2002). Se decide utilizar una concentración de cloruro de amonio de 1800 mg /L. La dilución se hizo en 50 L para evitar una saturación de cloruro de amonio en la zona saturada (Figura 3.26).

Cuando una sal derivada de un ácido fuerte y una base débil se disuelve en agua, la dilución es la siguiente:



La masa molecular de NH_4Cl es de 54 g/mol

La masa molecular de NH_4^+ es de 18 g/mol

La masa molecular de Cl^- es de 36 g/mol

Se inyectaron 1800 mg/L de NH_4Cl a 50 L lo cual resulta 90, 000 mg de NH_4Cl

Resultando 30 g de NH_4^+ y 60 g de Cl^- inyectados en el modelo experimental.



Figura 3.26 Preparación de la solución contaminante

Los 50 L de la solución contaminante fueron vertidos en el tanque de alimentación para que su distribución en el modelo experimental fuera homogénea (Figura 3.27). El tiempo que se dejó fluir la solución fue de 10 horas antes de realizarse el primer muestreo.



Figura 3.27 Adición de la solución contaminante

3.10 Toma de muestras del agua subterránea

El muestreo fue realizado en los siete pozos de monitoreo, a tres profundidades diferentes 15, 30 y 45 cm, así como a la entrada, a la salida y a los puntos que se encuentran en el fondo. Las muestras se almacenaron en frascos de 30 mL. Las muestras se tomaron de manera manual realizándose el primer muestreo diez horas después de haberse inyectado la solución contaminante, en la tabla 7.2 se observa el tiempo de muestreo de forma acumulativa así como las muestras obtenidas por cada muestreo (Figura 3.28).



Figura 3.28 Muestreo

Tabla 3.2 Muestras obtenidas en el agua subterránea

Muestreo	Numero de muestras
10 horas	7 pozos a 3 profundidades diferentes, salida, entrada y 6 puntos del fondo.
26 horas	7 pozos a 3 profundidades diferentes, salida, entrada y 6 puntos del fondo.
32 horas	7 pozos a 3 profundidades diferentes, salida, entrada y 6 puntos del fondo.
54 horas	7 pozos a 3 profundidades diferentes, salida, entrada y 6 puntos del fondo.
82 horas	7 pozos a 3 profundidades diferentes, salida, entrada y 6 puntos del fondo.
104 horas	7 pozos a 3 profundidades diferentes, salida, entrada y 6 puntos del fondo.
Total de muestras	145

3.11 Determinaciones analíticas

La determinación del ión cloruro se realiza conforme a la norma NMX-AA-073-SCFI-2001, la cual se basa en una valoración con nitrato de plata utilizando como indicador cromato de potasio. La plata reacciona con los cloruros para formar un precipitado de cloruro de plata de color blanco. En las inmediaciones del punto de equivalencia al agotarse el ión cloruro, empieza la precipitación del cromato. La formación de cromato de plata puede identificarse por el cambio de color de la disolución a anaranjado-rojizo así como en la forma del precipitado. En este momento se da por terminada la valoración.

La determinación del ión amonio se realiza mediante el método de azul de indofenol, bajo condiciones alcalinas y en presencia de nitroferrocianuro de sodio, el cual actúa como catalizador, los iones amonio tratados con hipoclorito de sodio y fenol, da como resultado el azul de indofenol, el cual puede determinarse por medio de espectrofotometría por rayos ultravioleta.

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización de la arena sílica

Las características obtenidas para la arena sílica utilizada se muestran en la Tabla 4.1:

Tabla 4.1 Caracterización de la arena sílica

Parámetro	Valor
Permeabilidad k	3.188 m/d
Densidad Aparente	1.6466 g/mL.
Densidad Real	2.8389 g/mL
Porosidad	0.42

Para determinar el coeficiente de uniformidad, se obtiene entre el D_{60} (tamaño tal que el 60% sea igual o menor) y el D_{10} (diámetro efectivo tal que sea igual o mayor que el 10% en peso del suelo) que se pueden observar en la Figura 4.1 por lo tanto

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} = 2$$

Un suelo con un coeficiente de uniformidad menor de 2, se considera uniforme.

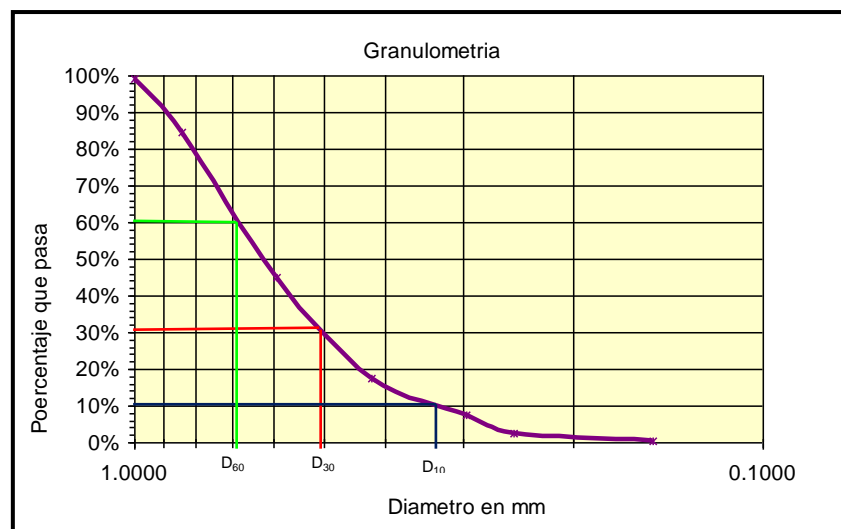


Figura 4.1 Resultados de la prueba de granulometría

De acuerdo con la curva granulométrica se dice que el material de empaque es una arena fina uniforme con un diámetro efectivo de 0.149 mm.

4.2 Determinación del flujo en el modelo experimental

La ley de Darcy describe la relación entre la velocidad de flujo del agua (Q), la permeabilidad del material que conforma el subsuelo (K) y el gradiente hidráulico (i) en un área transversal (A) determinada, mediante la siguiente relación:

$$Q = A \cdot k \cdot i$$

Al aplicar los valores reales, un área transversal de 0.35 m^2 , una permeabilidad de 3.188 m/d y un gradiente hidráulico de 1, el flujo que se obtiene en el modelo es de

$$\text{Flujo } Q \qquad 1.1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{min}$$

4.3 Distribución de las concentraciones de iones amonio en el modelo experimental

En las figuras 4.2 y 4.3 se presenta la localización de los puntos de muestreo, que corresponden a los pozos de monitoreo y los puntos de drenaje en el fondo del modelo, respectivamente.

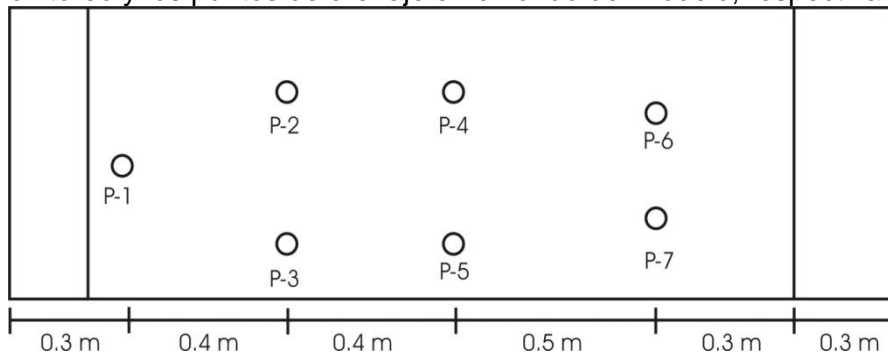


Figura 4.2 Localización de los puntos de muestreo en los pozos de monitoreo a diferentes profundidades

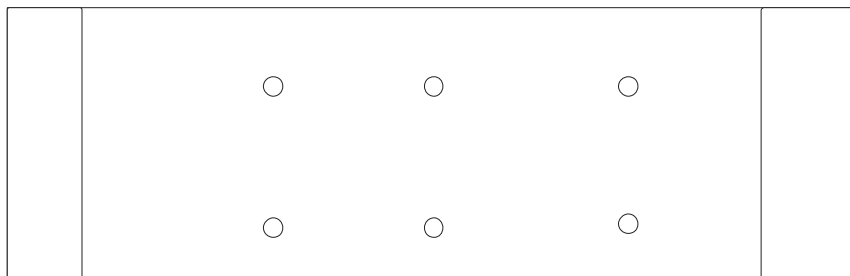


Figura 4.3 Localización de los puntos de drenaje en el fondo del modelo

Las Tablas 4.2, 4.3 y 4.4 presentan las concentraciones del ión amonio obtenido en los pozos a profundidades de 15, 30 y 45 centímetros, mientras que en la Tabla 4.5 se resumen las concentraciones en los puntos de la base del modelo. Los resultados muestran el promedio de tres determinaciones.

Tabla 4.2 Concentración del ión amonio (mg/L) a 15 cm de profundidad

Pozo y profundidad	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
P-1/15	42	204	477	41	78	64
P-2/15	20	81	158	21	43	8
P-3/15	6	63	86	24	99	53
P-4/15	12	42	98	108	50	8
P-5/15	4	52	76	46	80	37
P-6/15	0,5	23	78	63	56	6
P-7/15	0,34	13	72	98	89	26
Salida	0.1	12	17	23	23	45

Tabla 4.3 Concentración del ión amonio (mg/L) a 30 cm de profundidad

Pozo y profundidad	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
P-1/30	53	137	157	50	70	30
P-2/30	19	81	144	21	38	28
P-3/30	3	62	58	30	108	74
P-4/30	10	37	94	101	37	3
P-5/30	1	45	68	40	81	42
P-6/30	0,8	18	93	64	35	6
P-7/30	0,65	16	68	85	73	32
Salida	0.1	12	17	23	23	45

Tabla 4.4 Concentración del ión amonio (mg/L) a 45 cm de profundidad

Pozo y profundidad	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
P-1/45	20	107	192	68	41	18
P-2/45	17	86	92	25	38	6
P-3/45	18	61	60	63	70	66
P-4/45	14	22	102	116	39	11
P-5/45	12	37	79	47	128	44
P-6/45	0,94	21	95	62	38	5
P-7/45	0,98	23	65	81	70	15
Salida	0.1	12	17	23	23	45

Tabla 4.5 Concentración del ión amonio (mg/L) en la base del modelo experimental

Punto profundo	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
B-1	32	82	134	21	46	10
B-2	8	63	90	23	99	45
B-3	15	45	102	103	48	8
B-4	8	50	89	50	79	40
B-6	2	26	79	65	45	10
B-7	5	16	86	99	70	33

El ión amonio se presentó a partir de las diez horas de haber inyectado la sustancia; la concentración más alta de 53 mg/L se presentó en el pozo 1 a una profundidad de 30 centímetros y la menor concentración fue de 0.65 mg/L en el pozo 7.

A las 26 horas se obtuvo la mayor concentración del ión amonio de 204 mg/L en el pozo 1 a una profundidad de 15 cm y a una concentración menor de 13 mg/L.

A las 32 horas la concentración más alta de 477 mg/L se encontró en el pozo 1 a 15 centímetros de profundidad. La concentración más baja fue de 58 mg/L en el pozo 3 a una profundidad de 30 centímetros.

A las 54 horas la concentración más alta se presentó en el pozo 4 a una profundidad de 45 centímetros y la concentración más baja en el pozo 2 a las profundidades de 15 y de 30 centímetros con una concentración de 21 mg/L.

A las 82 horas se presentó de una manera más uniforme en todos los pozos, aunque en el pozo 5 se registró la concentración más alta de 128 mg/L a una profundidad de 45 centímetros y en el pozo 6, 35 mg/L a una profundidad de 30 centímetros la concentración más baja.

Transcurridas 104 horas se presentaron concentraciones más homogéneas en todos los pozos pero en general esto se debe a la dilución que tuvo el mismo ión en todo el modelo experimental. La concentración más alta presentada se encuentra en el pozo 3 a una profundidad de 30 centímetros y la concentración más baja en el pozo 4 a una profundidad de 30 centímetros.

Como se puede observar, a los 15 centímetros la concentración del ión amonio fue muy variante, esto se debe posiblemente a que es la zona de menor profundidad mientras que en la de 30 centímetros y en la de 45 centímetros la distribución del amonio fue más homogénea. Se presume que esto se debe a diferencias en la compactación del material.

Con los resultados obtenidos se construyeron las curvas de distribución por profundidad y por pozo para observar el comportamiento de ión amonio con respecto al tiempo (Figuras 4.4, 4.5 y 4.6).

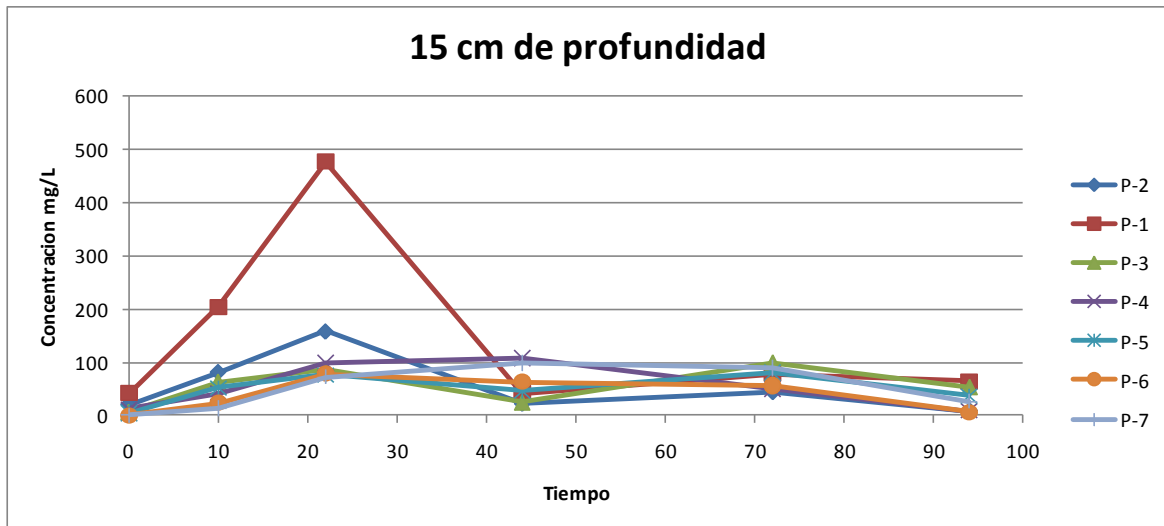


Figura 4.4 Comportamiento de la concentración del ión amonio vs tiempo a 15 cm de profundidad en cada pozo

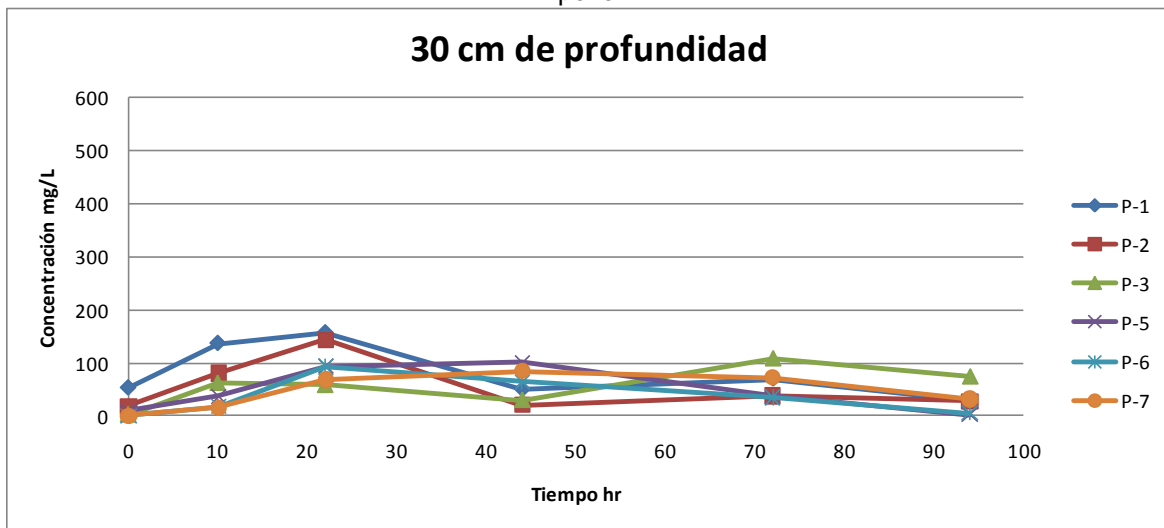


Figura 4.5 Comportamiento de la concentración del ión amonio vs tiempo a 30 cm de profundidad en cada pozo

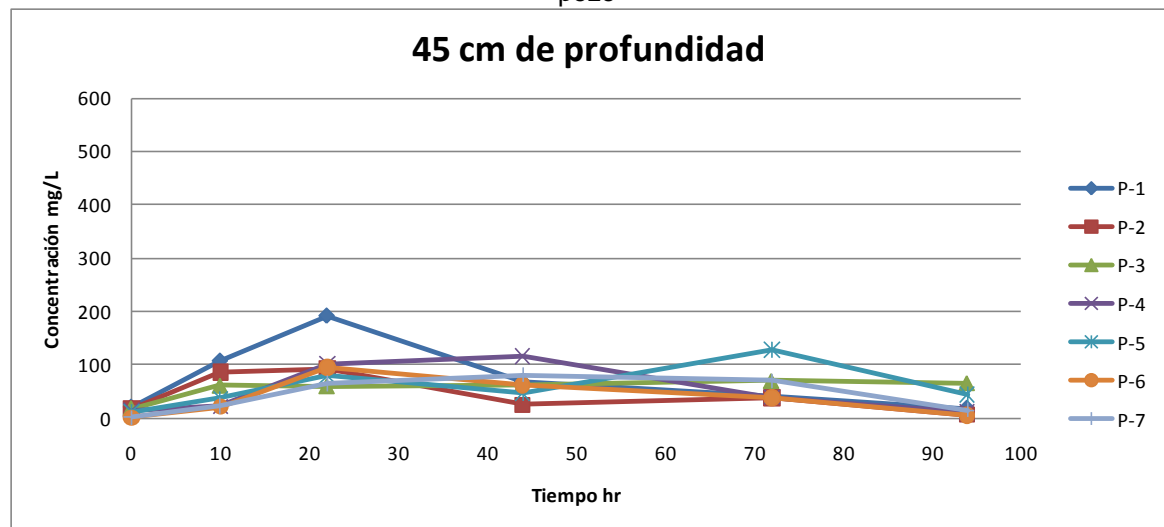
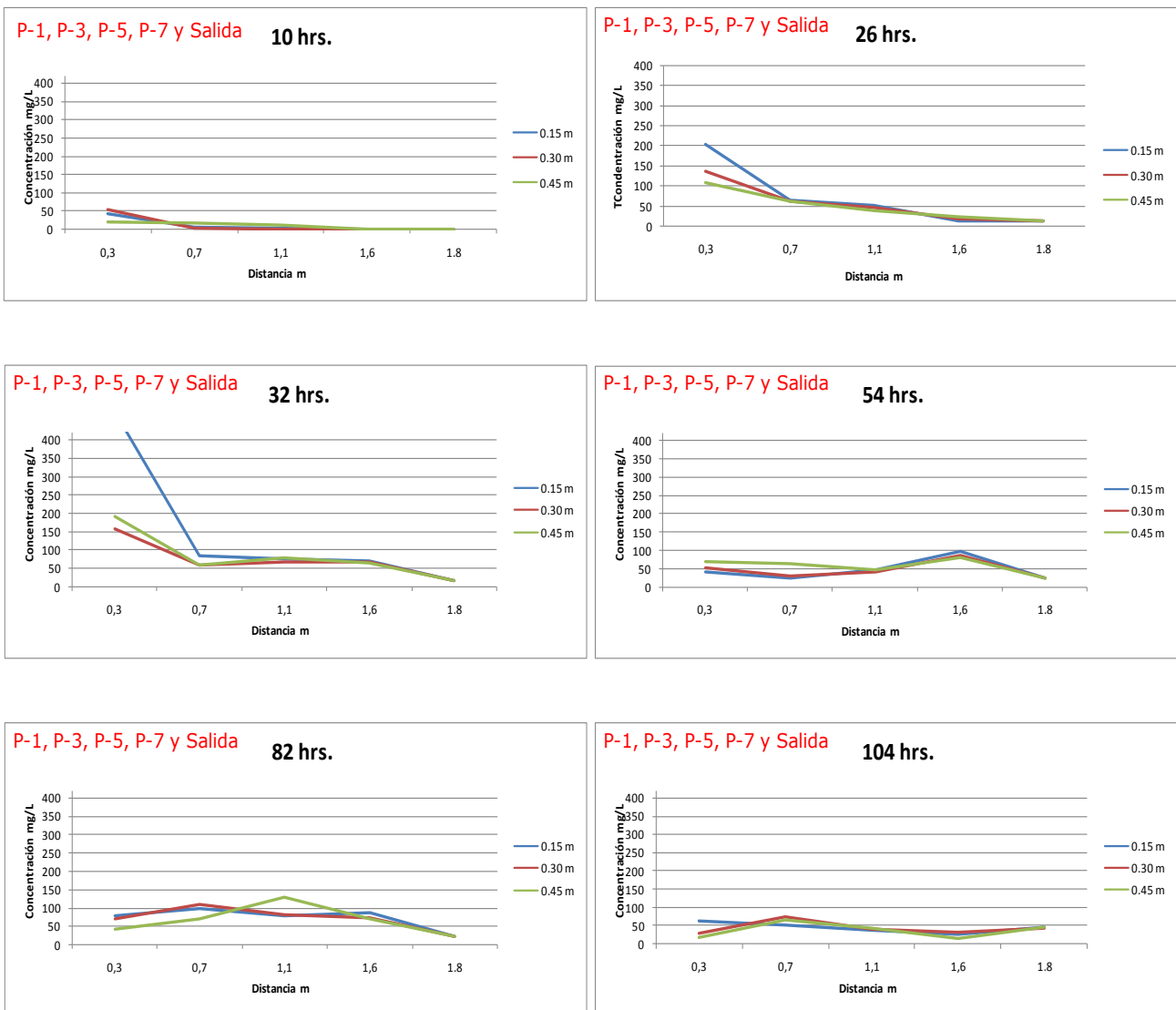
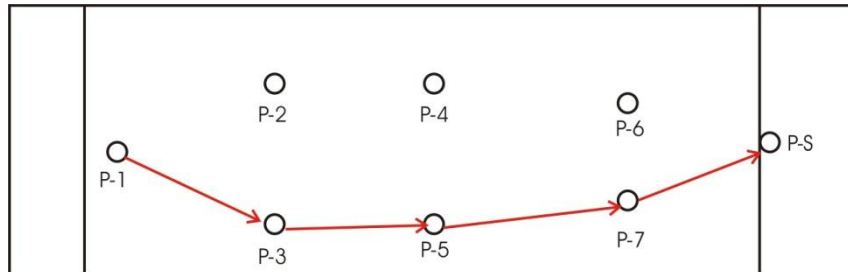


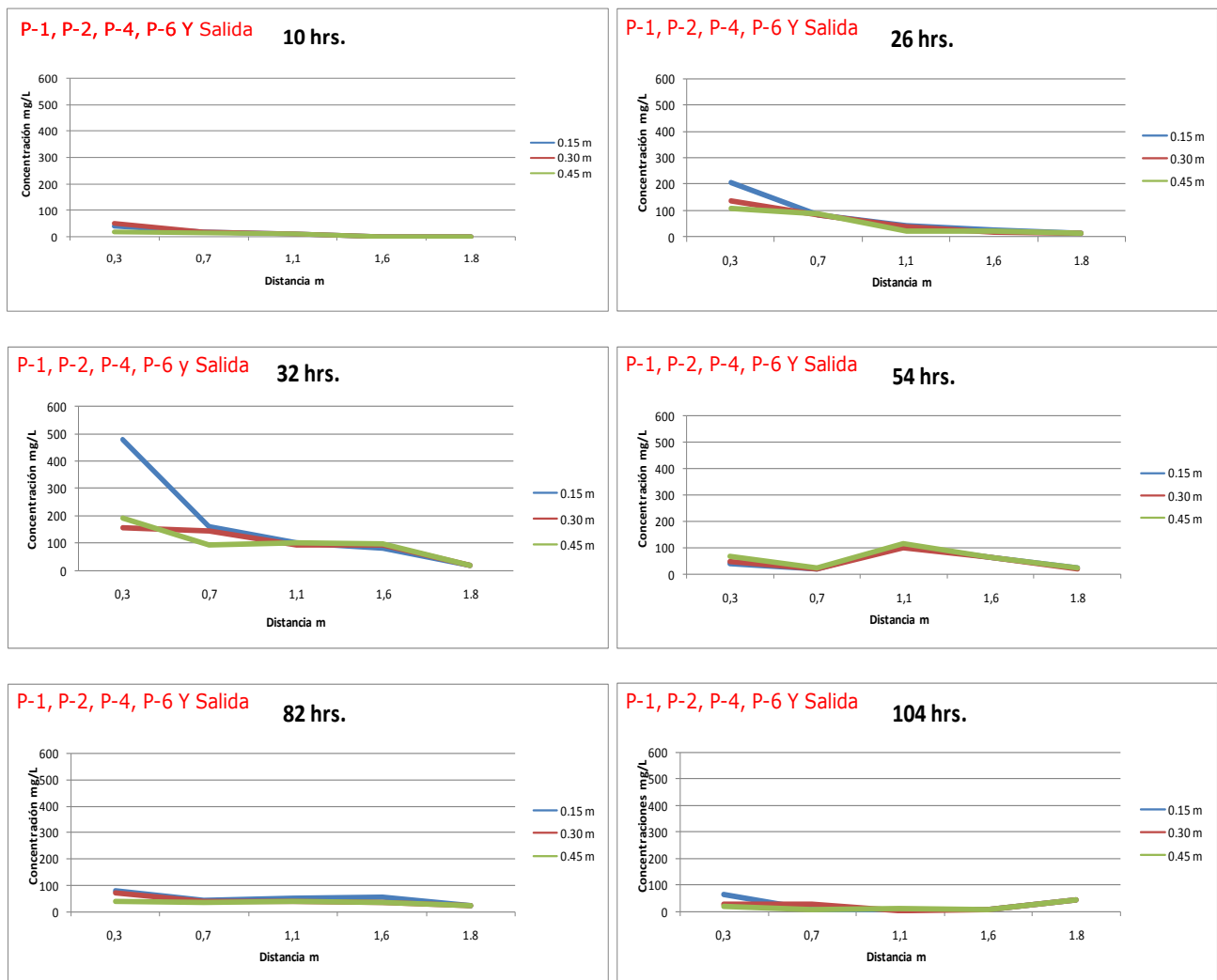
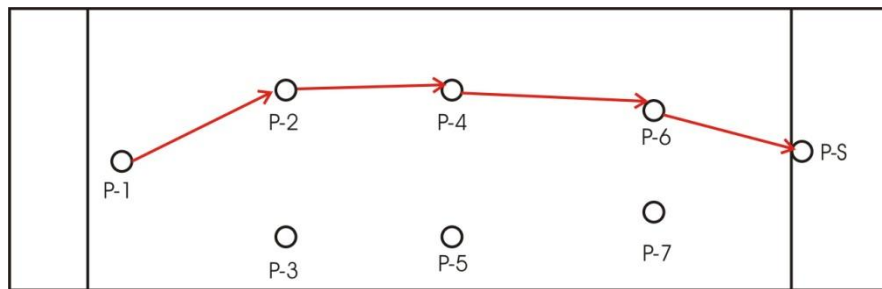
Figura 4.6 Comportamiento de la concentración del ión amonio vs tiempo a 45 cm de profundidad en cada pozo

A partir de la información obtenida, se elaboraron graficas de distribución para observar la movilidad del ión amonio a lo largo del tiempo.

En la Figura 4.7 se presenta la distribución del ión amonio en la trayectoria P-1, P-3, P-5, P-7 y la salida.



En la Figura 4.8 se presenta la distribución del ión amonio en la trayectoria P-1, P-2, P-4, P-6 y la salida.



Una vez que se conoció la concentración del ión amonio en cada punto de muestreo con respecto al tiempo, se representó en forma gráfica el perfil de distribución a través de gráficas de contorno y de superficie, para los cuales se empleó el programa Golden Software Surfer versión 8. El algoritmo de trazado para estas gráficas se calculó a partir del modelo geoestadístico de interpolación lineal Kriging que considera las variaciones de los puntos experimentales, así como las variaciones de isotropía y anisotropía en el modelo experimental.

En las Figuras 4.8 a 4.31 se presentan las gráficas de contorno que corresponden al plano X- Y, esto es largo – ancho del modelo experimental, así como las gráficas de superficie en forma tridimensional correspondientes a los puntos X- Y- Z, por lo que están representadas las concentraciones en los siete pozos y la salida del modelo experimental.

A una profundidad de 15 cm y $t = 10$ h.

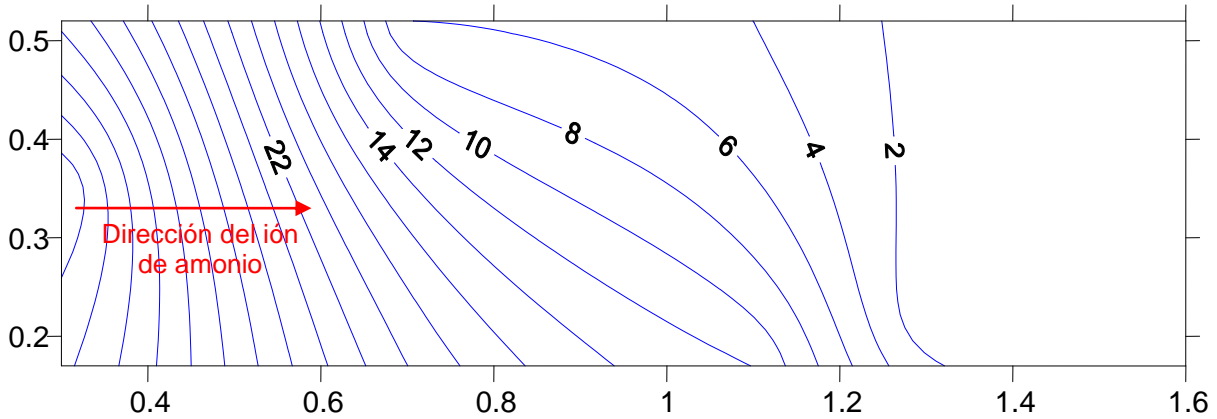


Figura 4.9 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 10 h y una profundidad de 15 cm.

La movilidad del ión de amonio en un tiempo transcurrido de 10 horas, es homogénea, La concentración más alta representada fue de 40 mg/L mientras que la más baja fue de 2 mg/L. En esta figura se puede observar la dispersión del ión amonio que tiene una dirección preferentemente horizontal, naturalmente el flujo del agua subterránea sirve como medio de transporte del contaminante, por tanto se podría decir que en la gráfica anterior también representa la dirección del flujo del modelo experimental.

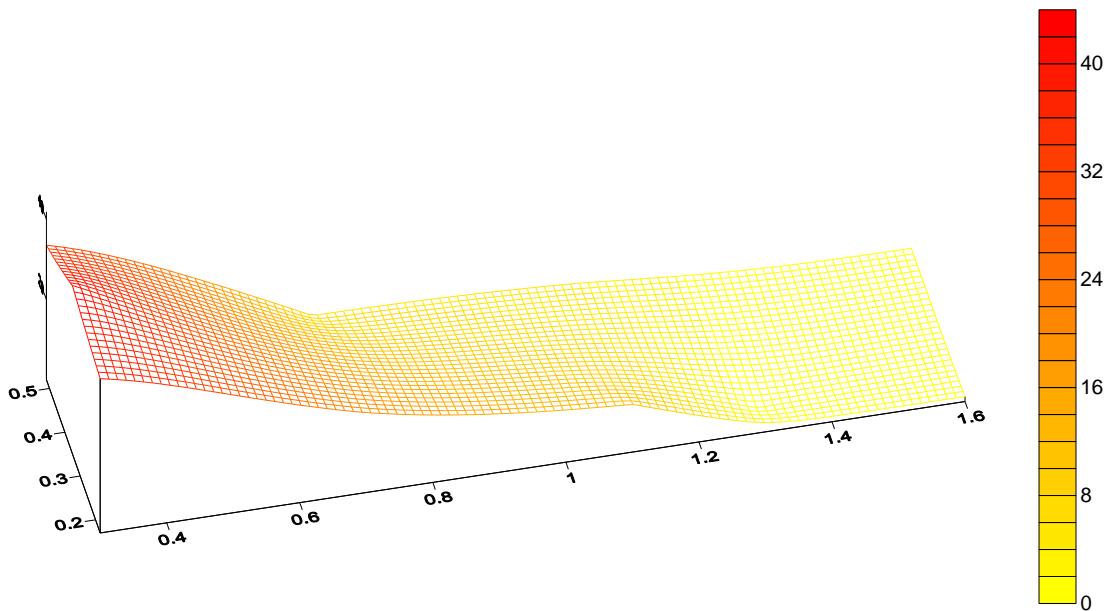


Figura 4.10 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un $t = 10$ h y una profundidad de 15 cm.

Esta Figura 4.10 se muestra la forma en que va decreciendo la concentración del ión desde el punto 1 hasta la salida.

A una profundidad de 15 cm y $t = 26$ h.

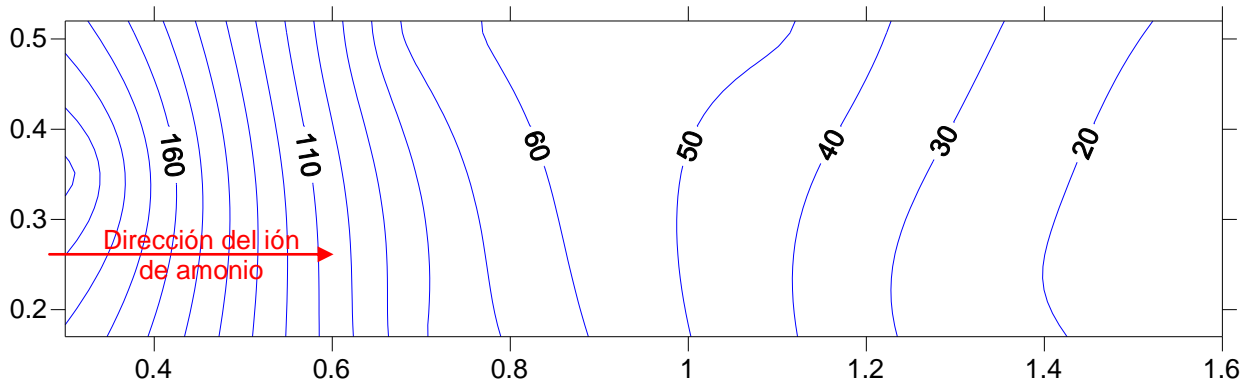


Figura 4.11 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 26 h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.11 representa la distribución del contaminante sobre el modelo experimental a una profundidad de 15 cm, las isolíneas muestran la concentración del ión amonio a lo largo del modelo mostrando la más alta de 200 mg/L y la más baja de 20 mg/L, la más alta representa el pozo 1 y la más baja representa los pozos P-6 y P-7. Como se puede apreciar, la dirección del trazador es preferentemente horizontal.

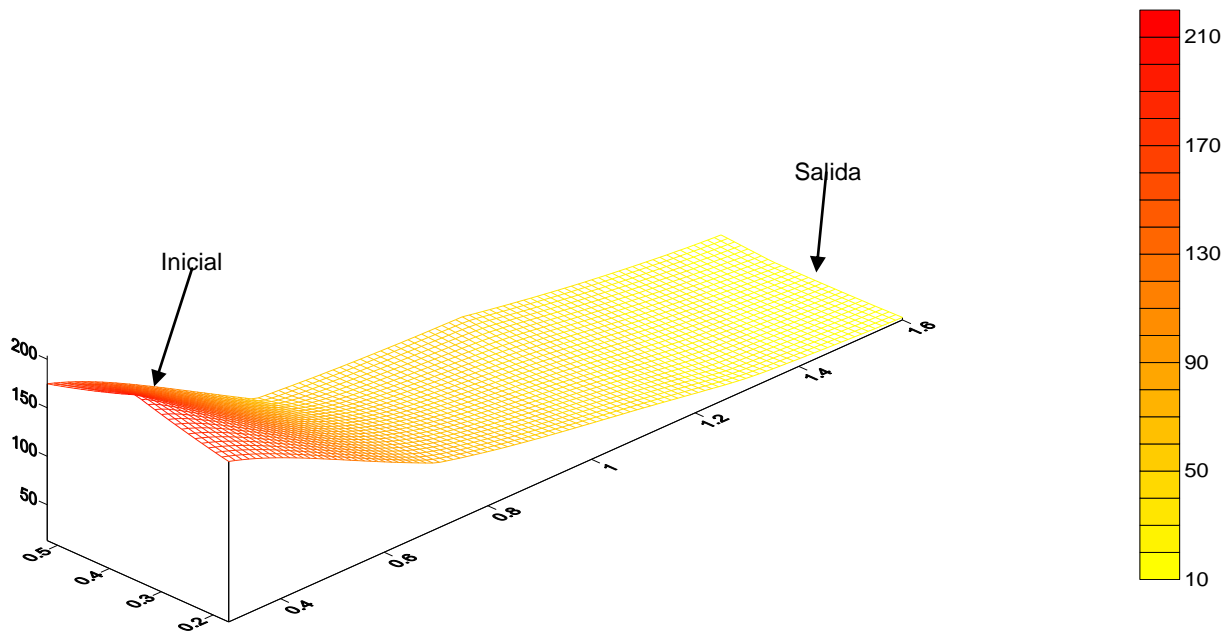


Figura 4.12 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un $t = 26$ h y una profundidad de 15 cm.

El diagrama en 3-D representa la movilidad del ión amonio a través del modelo a la profundidad de 15 cm a un tiempo de 26 horas, las concentraciones han ido aumentando en comparación con el diagrama del tiempo de 10 horas. Nótese que el declive que se observa es por la disminución de la concentración conforme avanza la distancia del punto de entrada al punto de salida.

A una profundidad de 15 cm y $t = 32$ h.

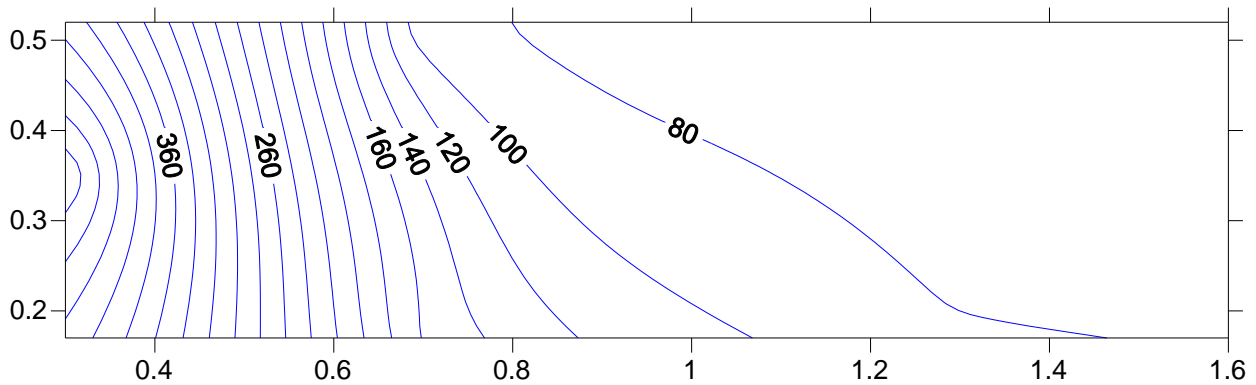


Figura 4.13 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 32 h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.13 se observa, que la dispersión del ión de amonio a este tiempo fue de forma homogénea en todos los puntos, aunque las concentraciones han ido aumentando en comparación con la Figura 4.11. En esta Figura se observa que la concentración más alta representada es de 480 mg/L y la concentración más baja es de 90 mg/L. La movilidad del ion es de forma horizontal así como la dirección del agua subterránea representada en el modelo.

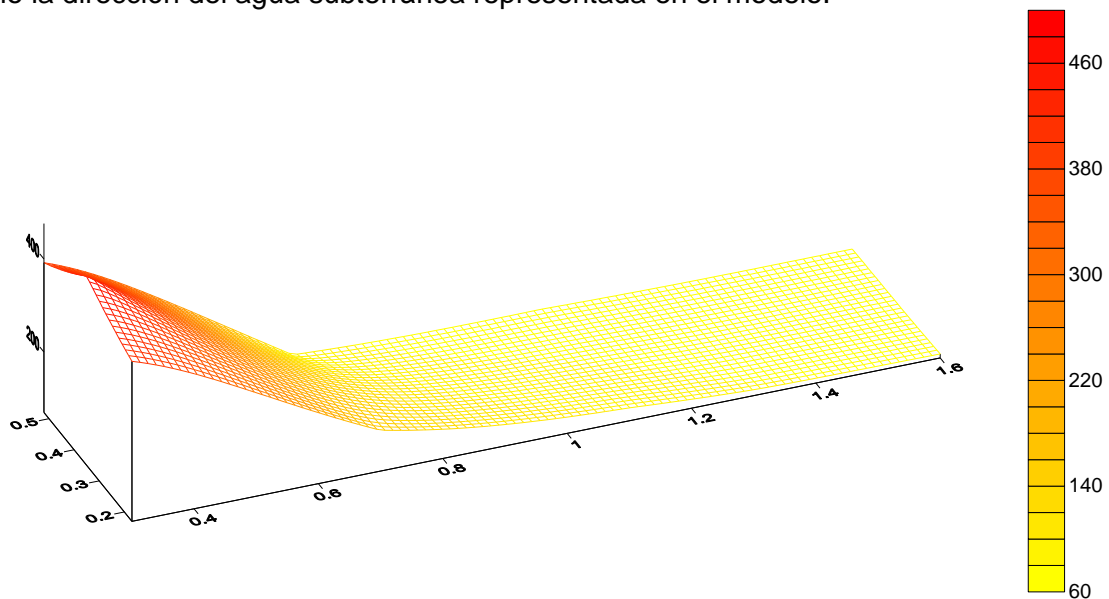


Figura 4.14 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un $t = 32$ h y una profundidad de 15 cm.

A una profundidad de 15 cm y $t = 54$ h.

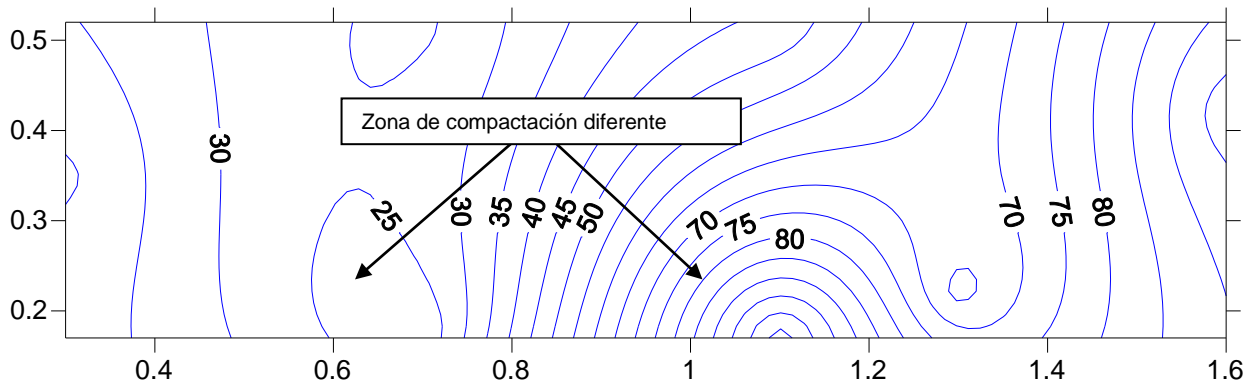


Figura 4.15 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un tiempo de 54 h y una profundidad de 15 cm.

En la Figura 4.15 se observa que la dispersión del contaminante sigue siendo de forma horizontal aunque en algunas zonas se pueden observar dos depresiones lo que podría deberse a una compactación diferente que en el resto del modelo. La concentración más alta se presentó en la zona media y en la zona de salida del modelo, mientras que en la zona de entrada la concentración del ión disminuyó.

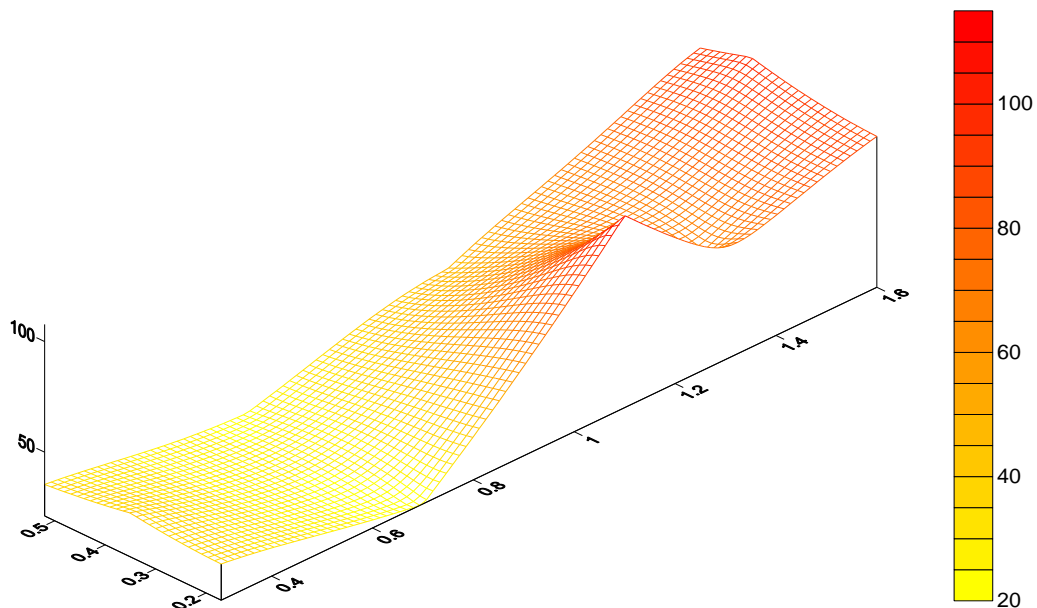


Figura 4.16 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un $t = 54$ h y una profundidad de 15 cm

El diagrama en 3-D se aprecia que la movilidad del ión de amonio es de tipo horizontal aunque se presentaron dos depresiones, también se observa que las concentraciones bajas se localizan al inicio del modelo mientras que las altas se enfocan en la zona central y en la final.

A una profundidad de 15 cm y $t = 82$ h.

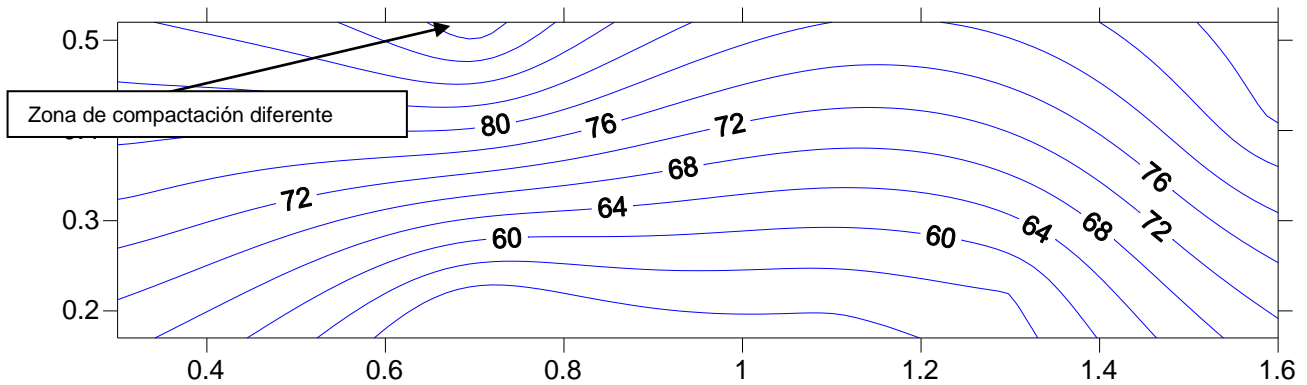


Figura 4.17 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 82$ h y una profundidad de 15 cm

En estas zonas se puede observar una tendencia de homogeneidad en el modelo experimental. Aunque las concentraciones más altas se encontraron localizadas en la parte superior izquierda y esto es debido a la diferencia de compactación que se tiene en el modelo.

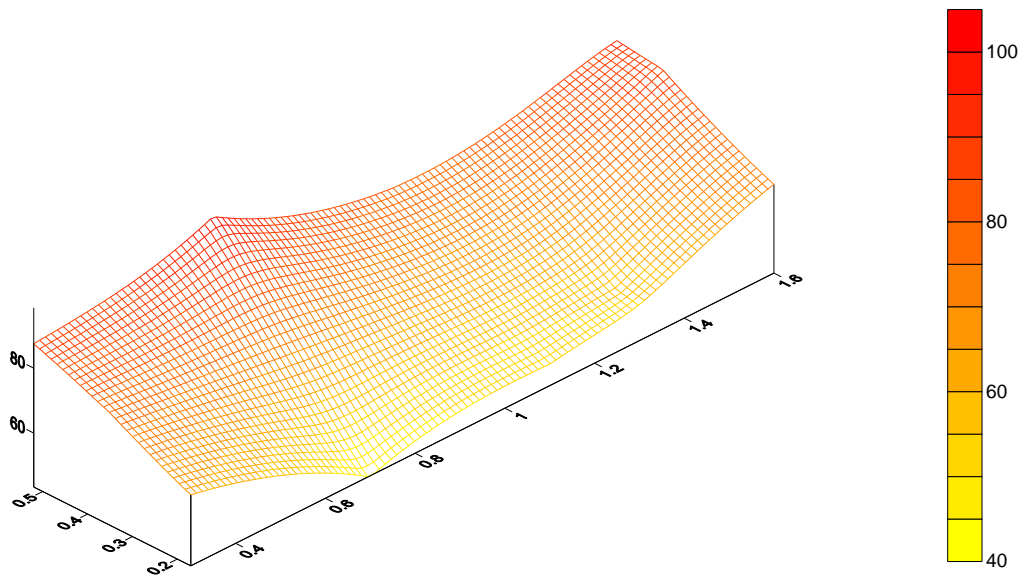


Figura 4.18 Gráfica en X-Y-Z del ión amonio a un $t = 82$ h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.18 se aprecia de mejor manera la movilidad homogénea del ion aunque también se observa una depresión en la parte inferior izquierda y una elevación en la zona superior izquierda, siendo esta posible por la diferencia de compactación en el modelo.

A una profundidad de 15 cm y $t = 104$ h.

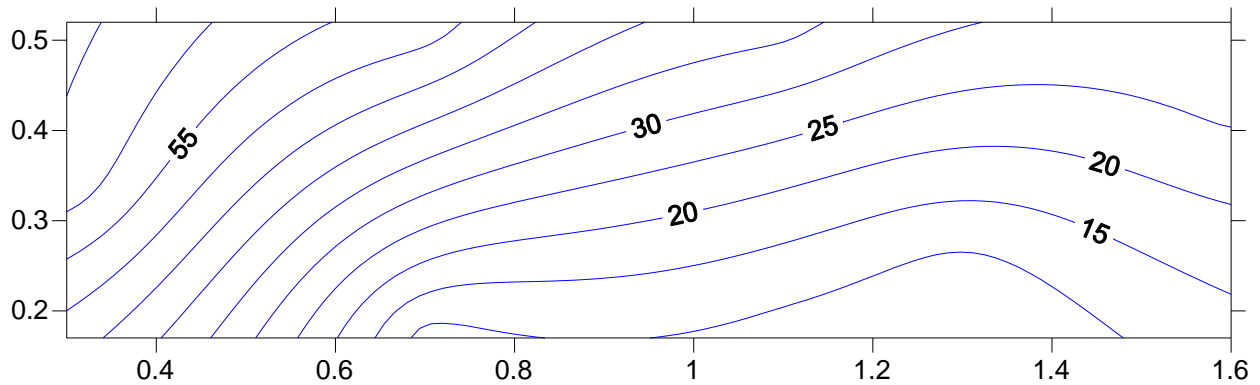


Figura 4.19 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 104$ h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.19 la dispersión del contaminante fue similar que la anterior, aunque la concentración a este tiempo fue menor, probablemente debido a que se diluyó en el modelo. También se presentaron zonas de diferente compactación.

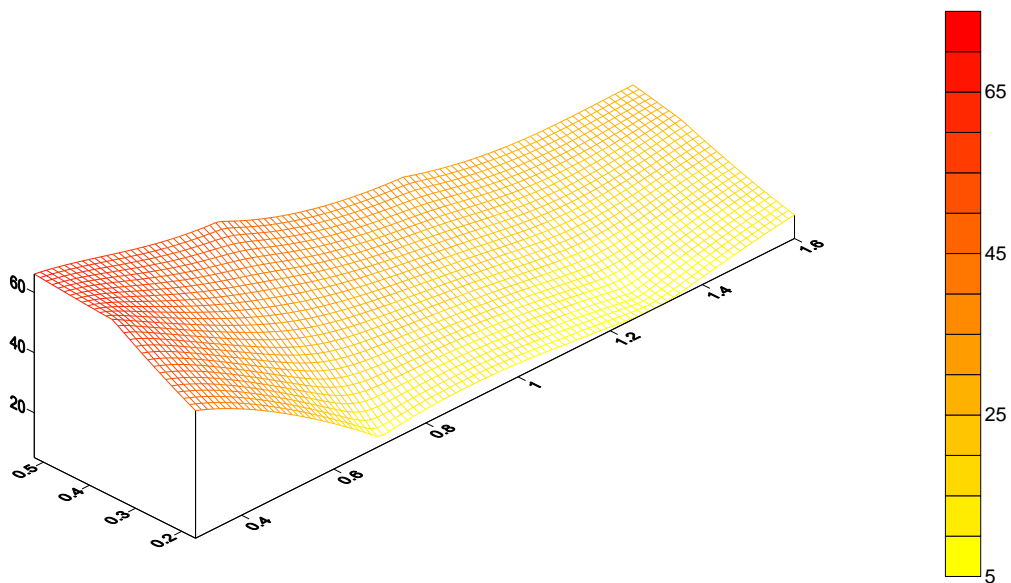


Figura 4.20 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 104$ h y una profundidad de 15 cm

A una profundidad de 15 cm el ión amonio presentó una cierta homogeneidad en su desplazamiento a través del modelo durante todos los tiempos, excepto en aquellos donde existió una compactación diferente, con respecto al resto del modelo.

A una profundidad de 30 cm y $t = 10$ h

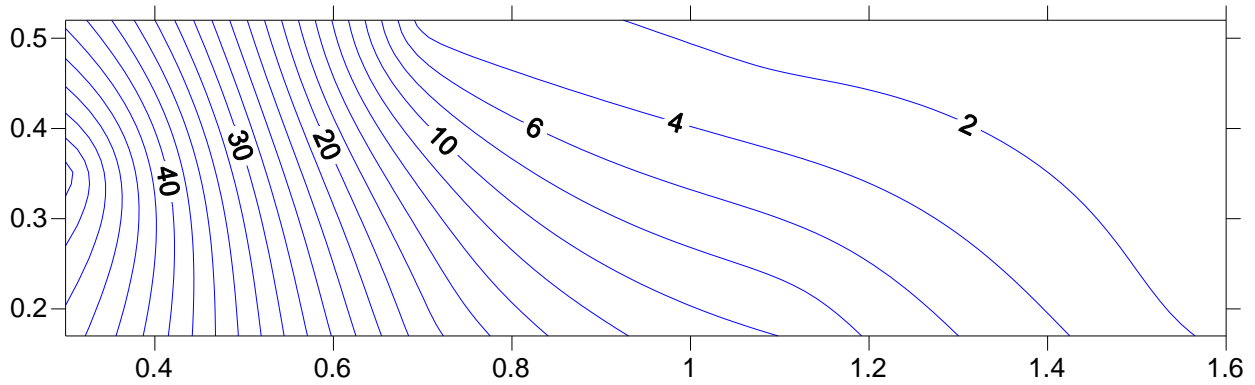


Figura 4.21 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 10$ h y una profundidad de 30 cm

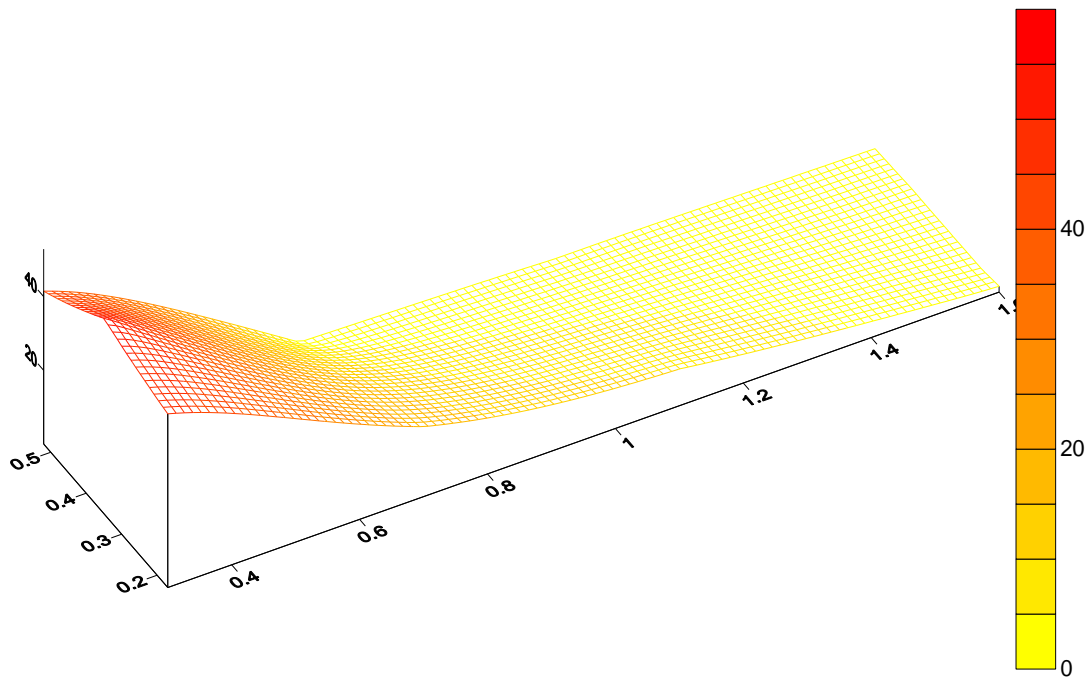


Figura 4.22 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 10$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.22 la concentración más elevada se encontró en la zona de entrada, mientras que las concentraciones bajas se localizan en la zona de salida.

A una profundidad de 30 cm y $t = 26$ h.

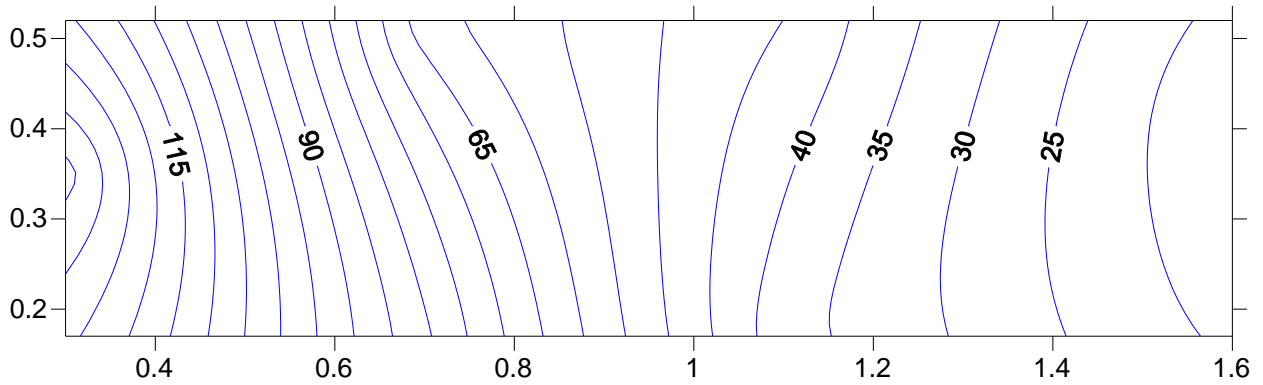


Figura 4.23 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 26$ h y una profundidad de 30 cm

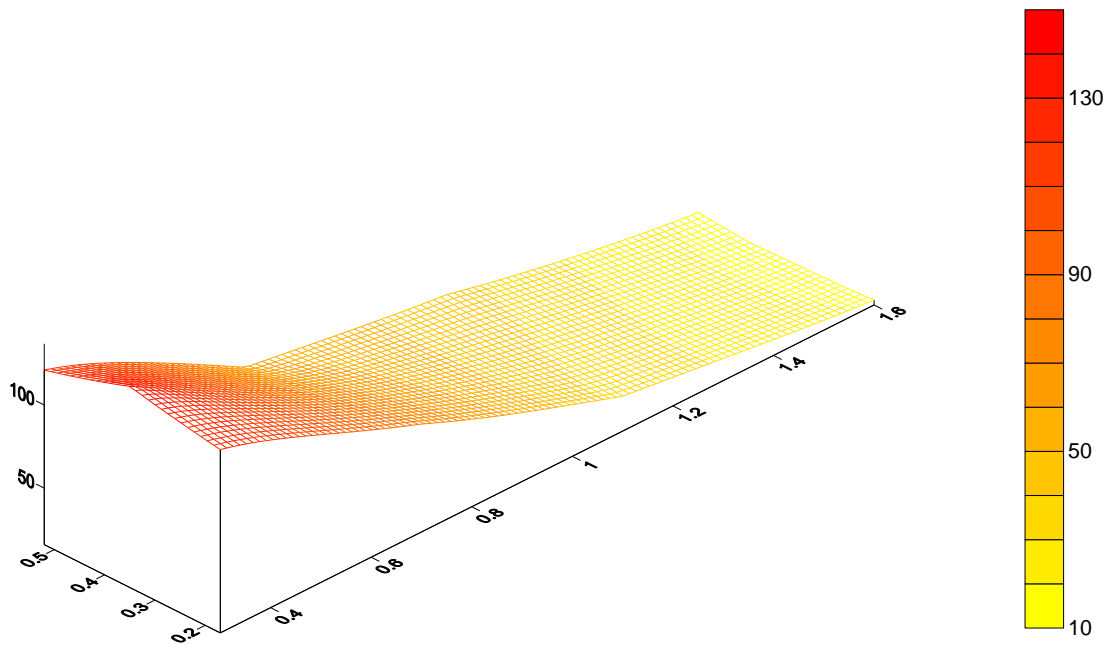
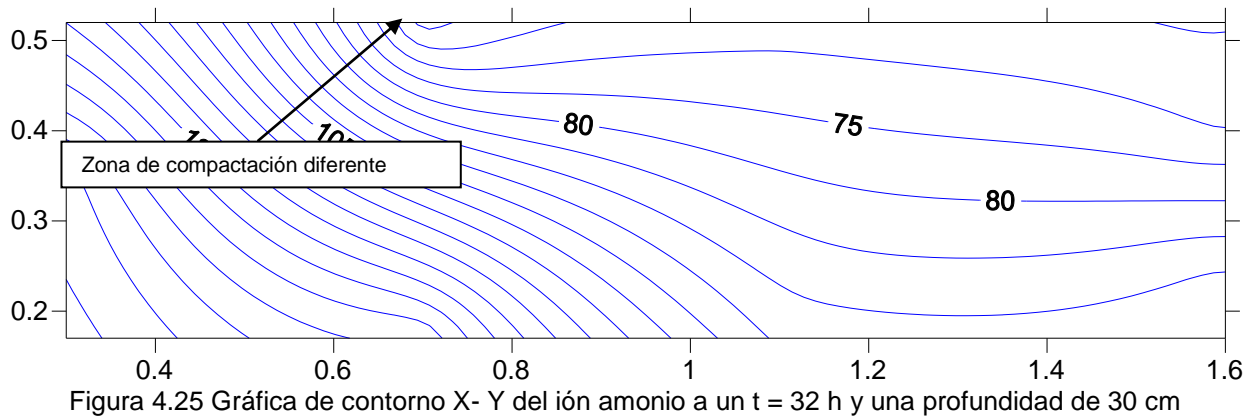


Figura 4.24 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 26$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.24 a las 26 horas se pudo observar una homogeneidad en todo el modelo experimental

A una profundidad de 30 cm y $t = 32$ horas



En la Figura 4.25 se presenta una depresión en la zona superior izquierda del modelo experimental, debido a una compactación diferente a la del resto del modelo.

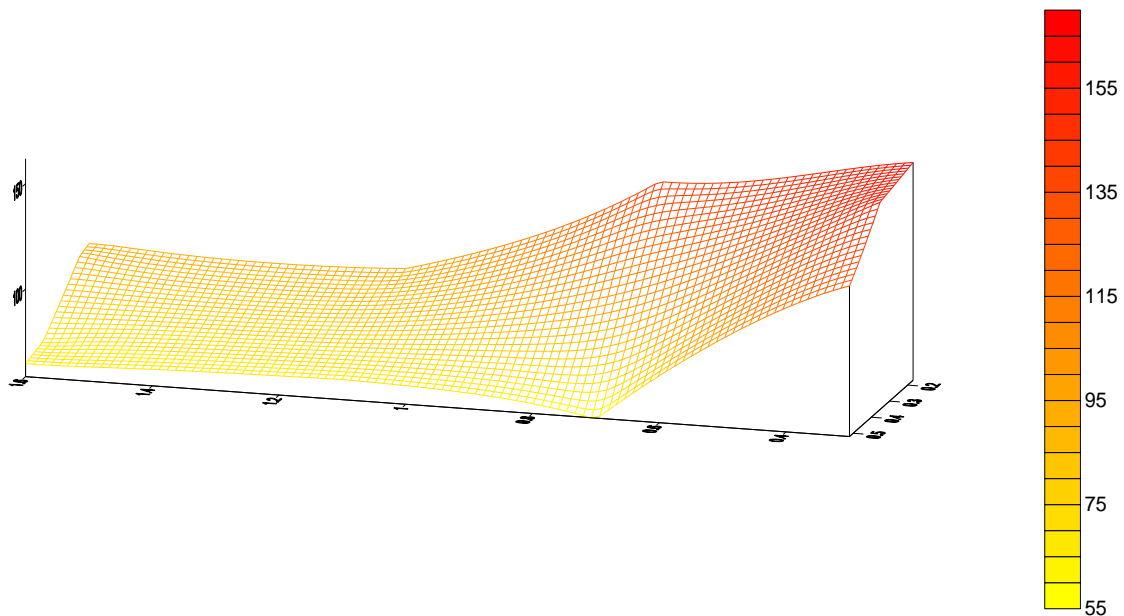


Figura 4.26 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 32$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.26 las concentraciones más altas fueron encontradas en los piezómetros P-1 y P-2 de 130.

A una profundidad de 30 cm y $t = 54$ h

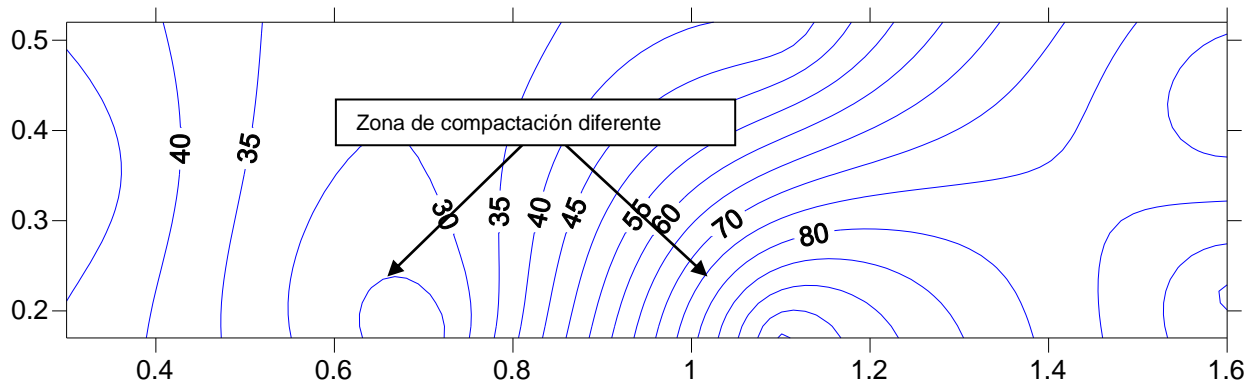


Figura 4.27 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 54$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.27 se observa la presencia de dos depresiones en la parte inferior del modelo y es posiblemente por la diferencia de compactación del material de empaque. Las concentraciones que se observan son uniformes que van desde 35 mg/L hasta 100 mg/L.

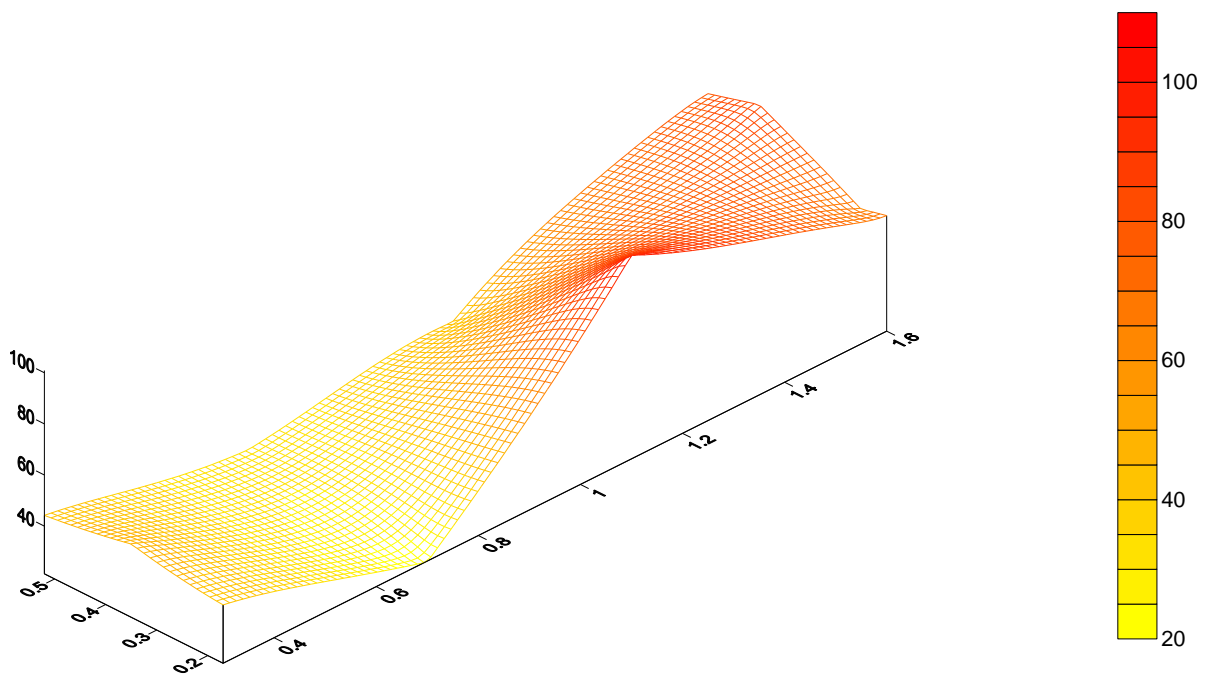


Figura 4.28 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 54$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.28 se observa que las concentraciones más altas encontradas fueron en el P-4 y en el P-7 las cuales son de más de 100 mg/L.

A una profundidad de 30 cm y $t = 82$ h.

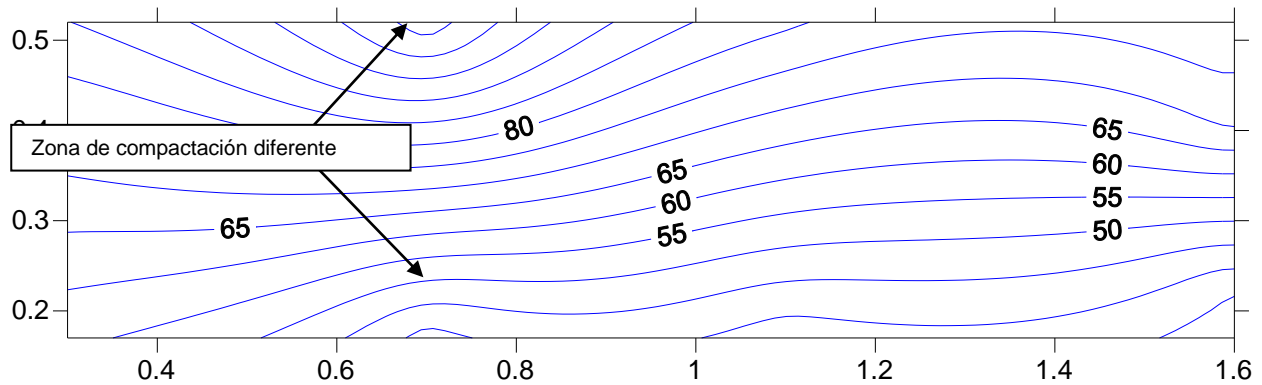


Figura 4.29 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 82$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.29 se aprecian dos zonas de una compactación distinta. Y se encuentra que las concentraciones a esta profundidad son homogéneas en sentido de la dirección del flujo.

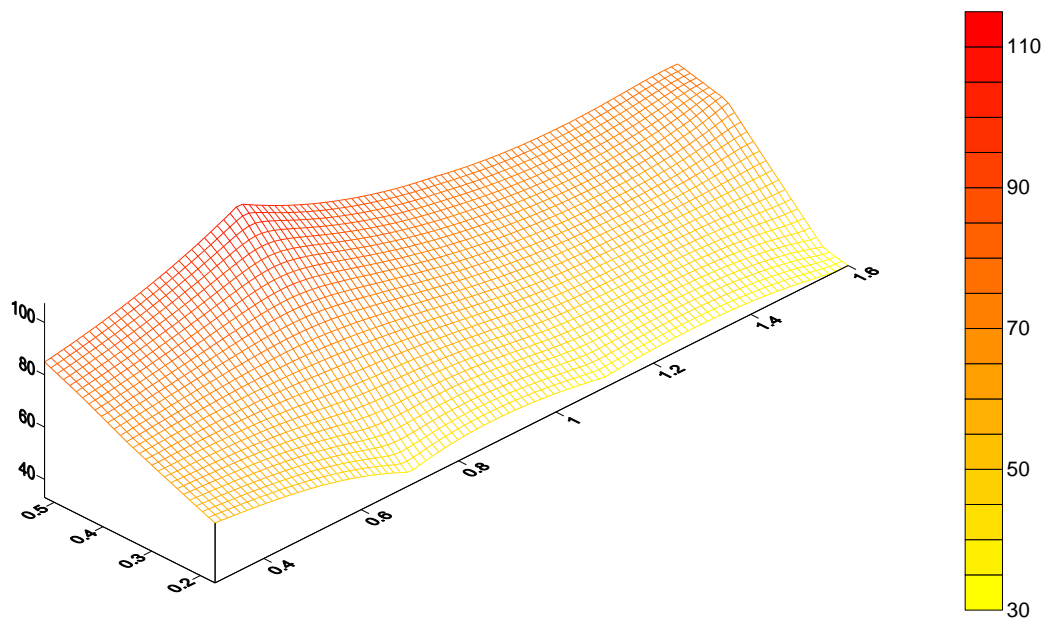


Figura 4.30 Gráficas de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 82$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.30 en 3D se aprecia que la uniformidad de la movilidad del contaminante fue en dirección preferente en los piezómetros P-2, P-4 y P-6 y en los piezómetros P-3, P-5 y P-7 estos últimos fue donde se localizan las mayores concentraciones.

A una profundidad de 30 cm y $t = 104$ h.

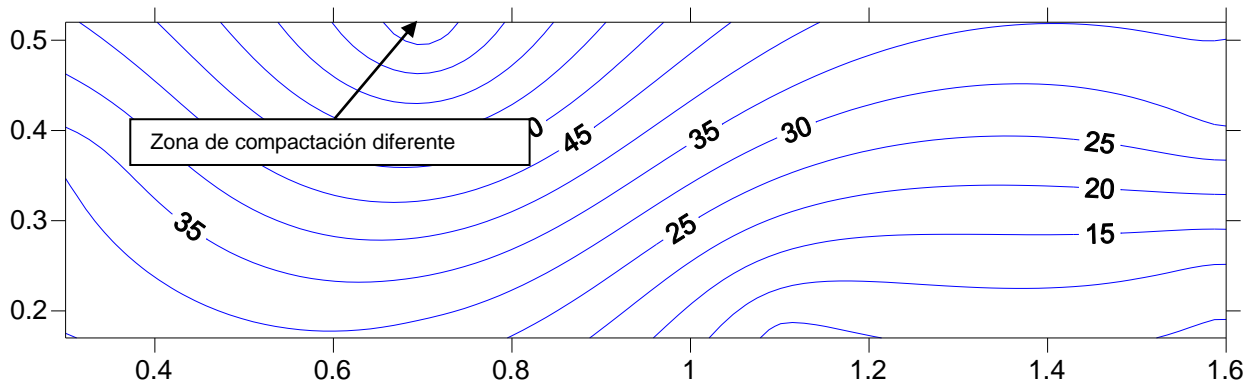


Figura 4.31 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 104$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.31 se observa dos zonas de compactación distinta al resto del modelo experimental tanto en la zona inferior derecha así como en la zona superior izquierda.

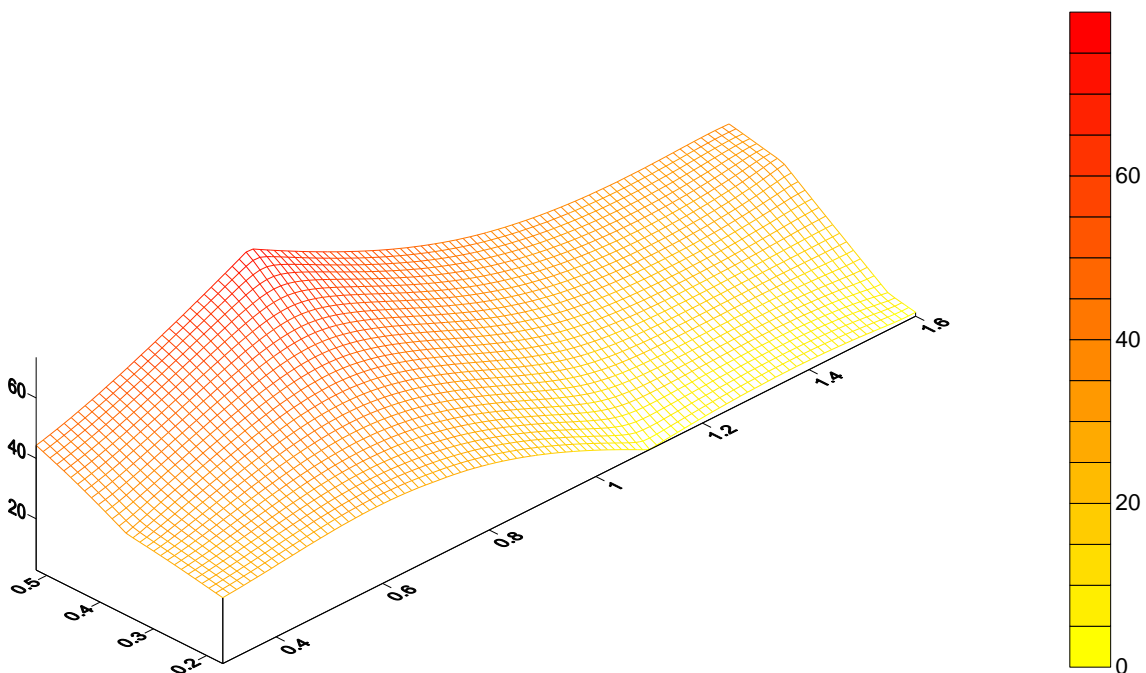


Figura 4.32 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 104$ h y una profundidad de 30 cm

A una profundidad de 30 cm y un tiempo de 104 horas se observó en la Figura 4.32 que las concentraciones en los piezómetros fueron uniformes aunque en el piezómetro tres se aprecia una elevación en la concentración y en el piezómetro cuatro se tuvo una disminución en la concentración en estos dos casos fue debido a la distinta compactación.

A una profundidad de 45 cm y $t = 10$ h.

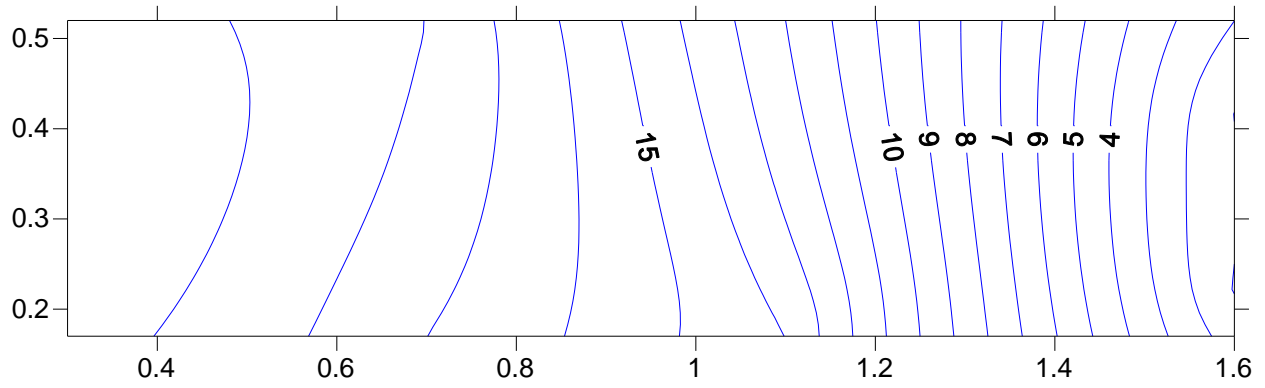


Figura 4.33 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 10$ h y una profundidad de 45 cm

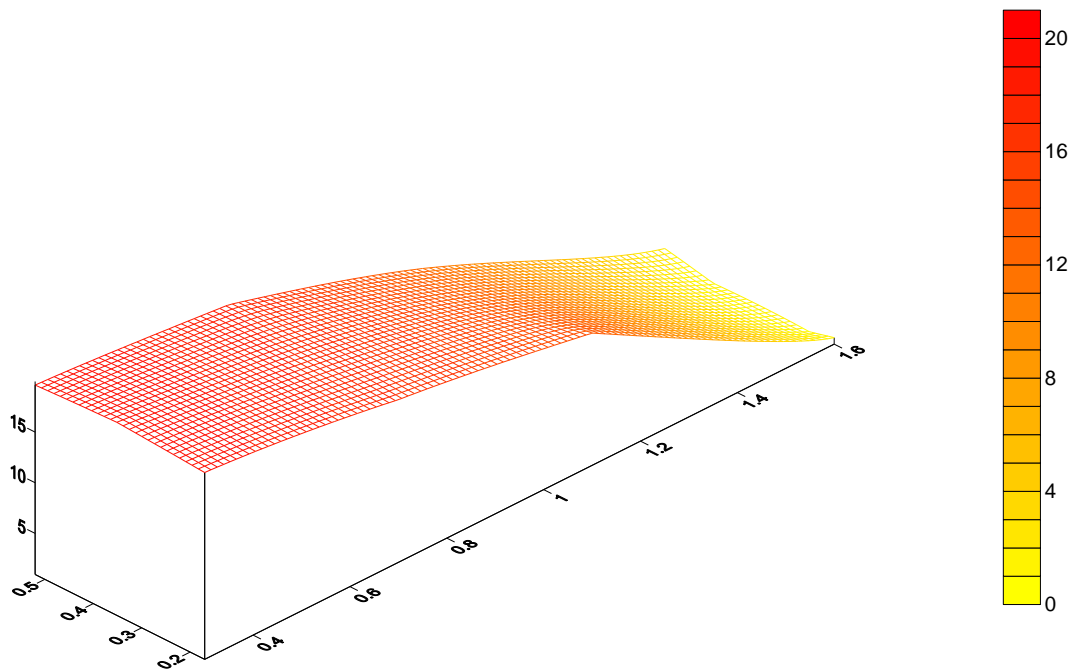


Figura 4.34 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 10$ h y una profundidad de 45 cm

A un tiempo de 10 horas y una profundidad de 45 cm se aprecia en las Figuras 4.33 y 4.34 un grado de homogeneidad en la movilidad del ión amonio, las concentraciones son bajas de 20 mg/L a 0.1 mg / L.

A una profundidad de 45 cm y $t = 26$ horas

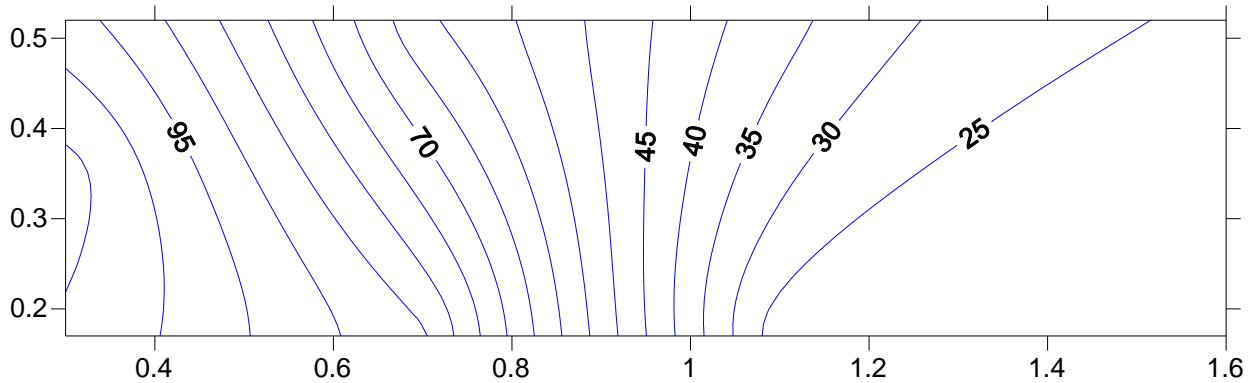


Figura 4.35 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 26$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.35 se aprecia que la movilidad del ión amonio fue de forma homogénea en la zona de entrada del modelo experimental se noto que la concentración más elevada es de 107 mg/L y la concentración más baja es de 12 mg/L en la zona de salida del modelo experimental.

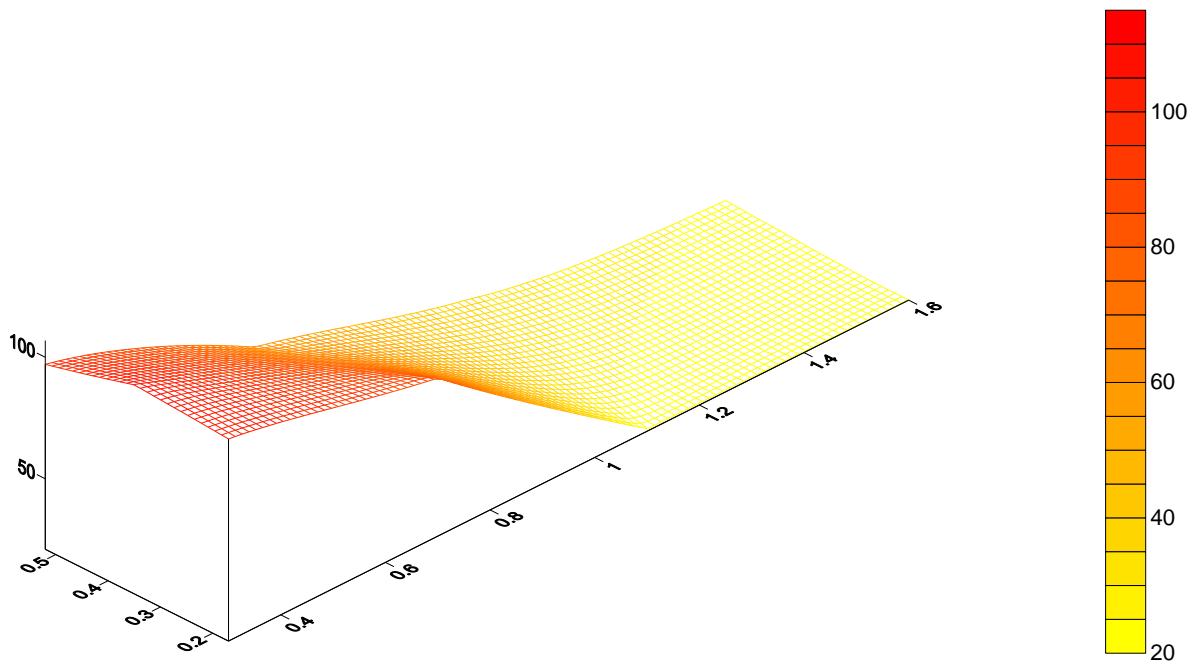
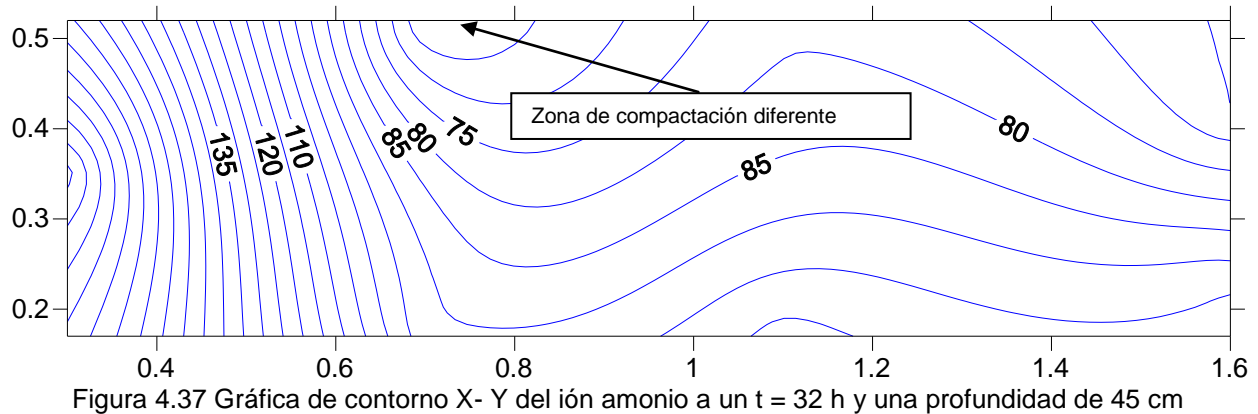


Figura 4.36 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 26$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.36 se observó que a las 26 horas las concentraciones fueron de 107 mg/L hasta 12 mg/L.

A una profundidad de 45 cm y $t = 32$ horas



A una profundidad de 45 cm y a un tiempo de 32 horas se aprecia en la Figura 4.37 una zona de compactación diferente en la parte superior izquierda, en el resto del modelo se observó que la movilidad de ión amonio es uniforme, la concentración más elevada fue de 190 mg/L y la concentración más baja es de 65 mg/L.

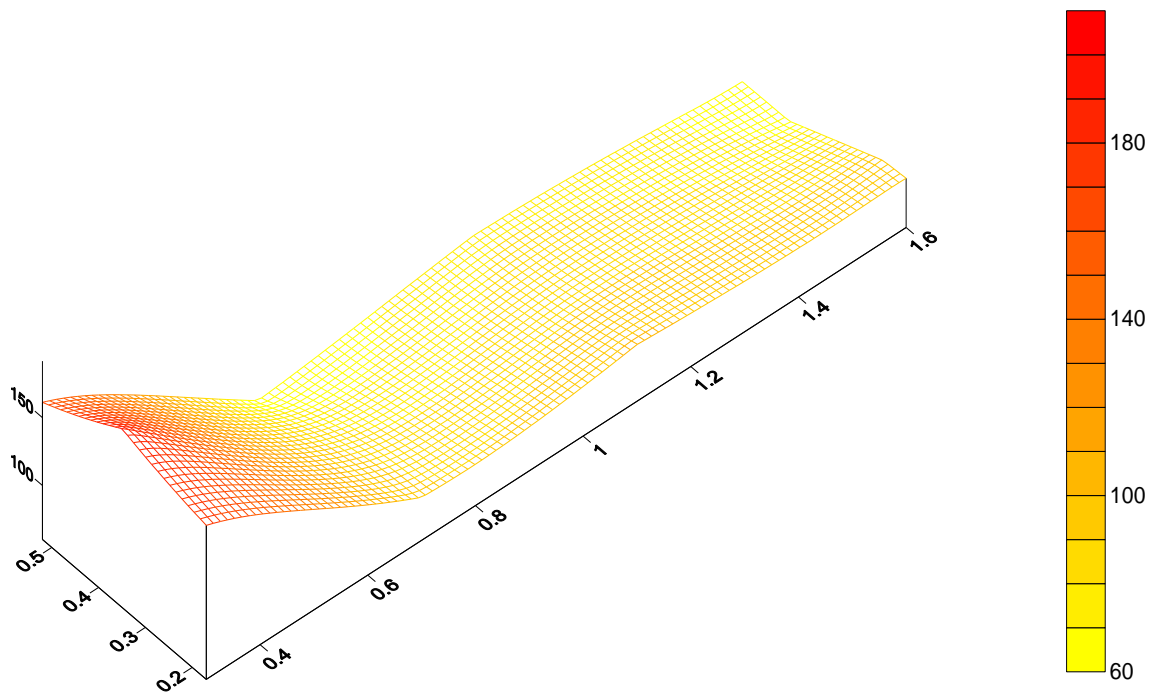


Figura 4.38 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 32$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.38 en 3D se observa que la concentración más elevada se encontró en la zona de entrada con 190 mg/L, mientras que las concentraciones bajas se localizan en la zona de salida con 65 mg/L.

A una profundidad de 45 cm y $t = 54$ horas

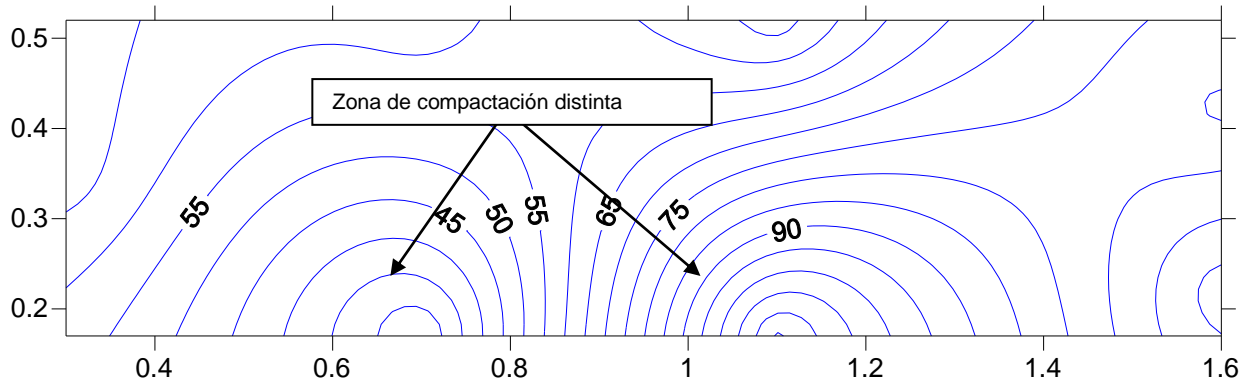


Figura 4.39 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 54$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.39 se observa que la dispersión del contaminante fue de forma horizontal aunque en algunas zonas se pudo observar dos depresiones lo que podría deberse a una compactación diferente que en el resto del modelo. La concentración más alta se presentó en la zona media y en la zona de salida del modelo, mientras que en la zona de entrada la concentración del ión disminuyó.

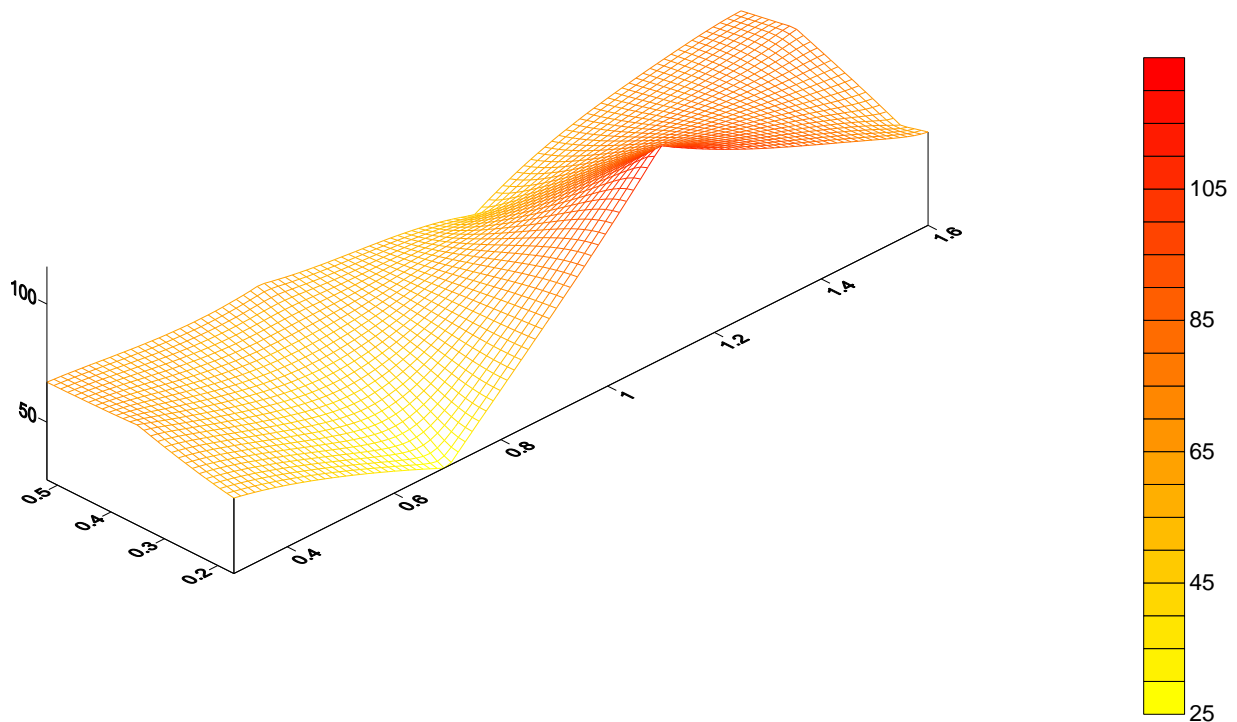


Figura 4.40 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 32$ h y una profundidad de 45 cm

A una profundidad de 45 cm y $t = 82$ horas

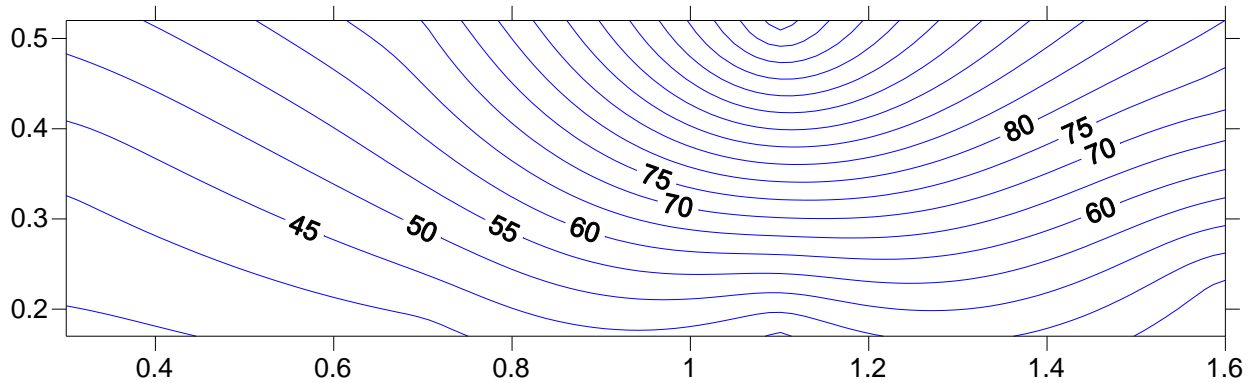


Figura 4.41 Gráfica de contorno X- Y del ión amonio a un $t = 82$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.41 se aprecia que la movilidad del ión amonio fue de manera homogénea aunque se tiene la presencia de una depresión en el P-7.

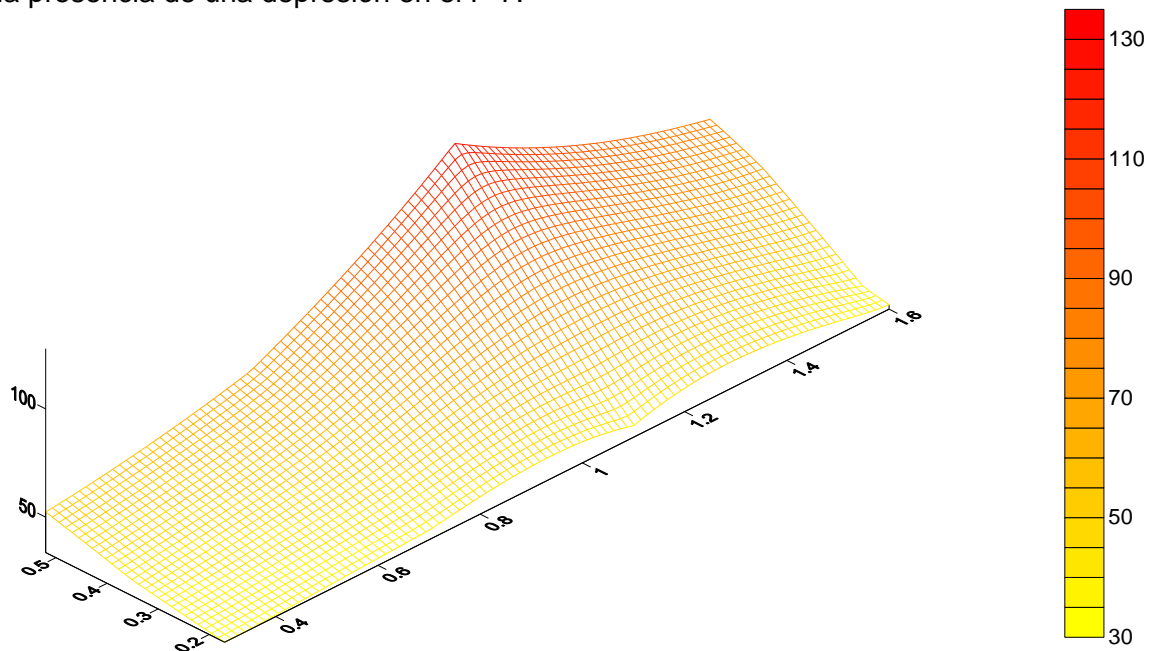
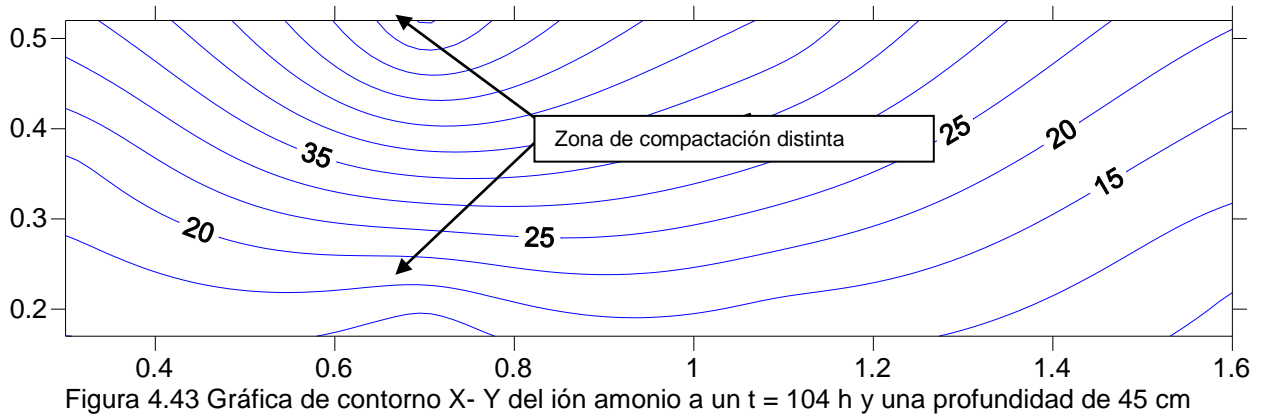


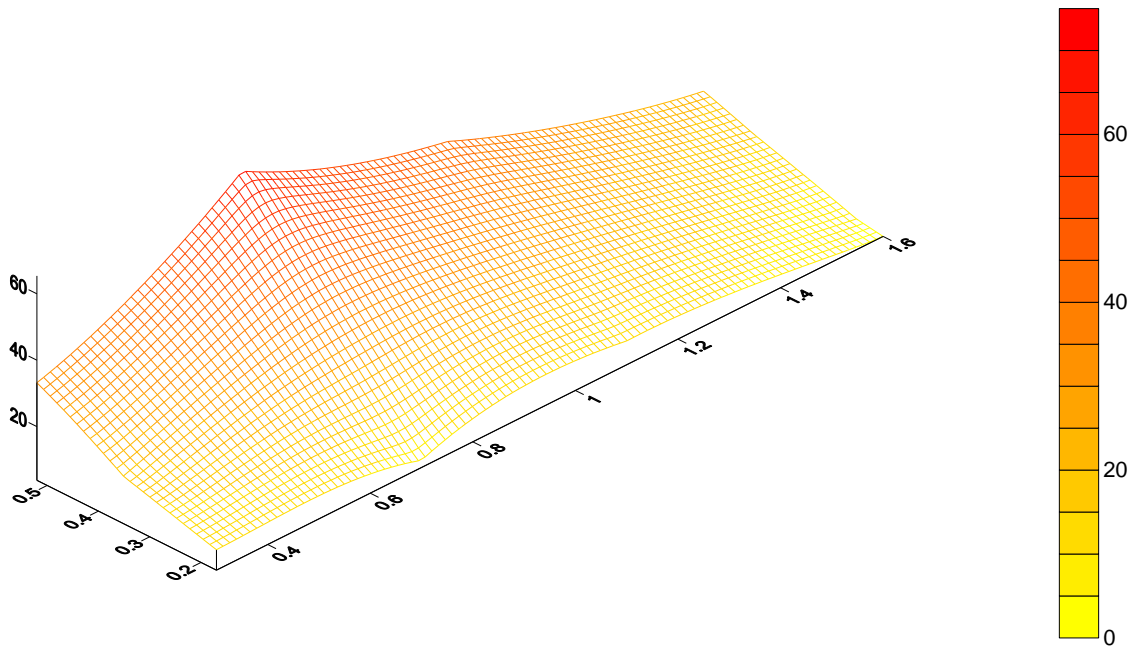
Figura 4.42 Gráfica de X- Y-Z del ión amonio a un $t = 82$ h y una profundidad de 45 cm

El diagrama en 3-D se aprecia que la movilidad del ión amonio fue de tipo horizontal aunque se presentó una elevación, también se observa que las concentraciones bajas se localizan al inicio del modelo mientras que las altas se enfocan en la zona central y en la final.

A una profundidad de 45 cm y $t = 104$ horas



En la Figura 4.43 se observa que la dispersión del contaminante fue de forma horizontal aunque en algunas zonas se pudo observar dos depresiones lo que posiblemente fue por una compactación diferente que en el resto del modelo.



A una profundidad de 45 cm el ión amonio presentó cierta homogeneidad en su desplazamiento a través del modelo durante todos los tiempos, excepto en aquellos donde existió una compactación diferente, con respecto al resto del modelo.

4.4. Distribución de las concentraciones de iones cloruro en el modelo experimenta

Tabla 4.6 Concentración del ión cloruro (mg/L) a 15 cm de profundidad

Pozo y profundidad	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
P-1/15	312	648	671	246	236	170
P-2/15	230	449	321	199	284	199
P-3/15	161	326	208	189	284	227
P-4/15	154	215	304	397	227	208
P-5/15	111	156	209	255	246	189
P-6/15	90	95	157	205	217	151
P-7/15	81	84	142	185	255	293
Salida	13	23	103	150	255	312

Tabla 4.7 Concentración del ión cloruro (mg/L) a 30 cm de profundidad

Pozo y profundidad	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
P-1/30	213	463	293	161	236	199
P-2/30	170	269	369	227	208	151
P-3/30	90	269	217	199	189	170
P-4/30	143	199	267	303	236	151
P-5/30	45	142	230	199	255	227
P-6/30	87	93	187	176	199	142
P-7/30	41	45	152	166	274	189
Salida	13	23	103	150	255	312

Tabla 4.8 Concentración del ión cloruro (mg/L) 45 cm de profundidad

Pozo y profundidad	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
P-1/45	175	293	274	170	255	170
P-2/45	156	288	199	274	199	142
P-3/45	95	269	246	161	236	189
P-4/45	132	134	275	340	199	170
P-5/45	37	149	245	217	284	142
P-6/45	94	87	134	148	189	170
P-7/45	39	42	165	147	255	217
Salida	13	23	103	150	255	312

Tabla 4.9 Concentración del ión cloruro (mg/L) en la base del modelo experimental

Punto profundo	10 hrs	26 hrs	32 hrs	54 hrs	82 hrs	104 hrs
B-1	240	423	301	200	230	200
B-2	157	299	199	188	290	230
B-3	163	198	307	345	200	210
B-4	100	166	238	300	246	222
B-5	93	103	189	94	210	160
B-6	91	78	199	99	230	300

Con los resultados obtenidos se construyeron las curvas de distribución por pozo y por profundidad para observar el comportamiento de ión cloruro con respecto al tiempo (ver Figuras 4.45, 4.46, y 4.47). Como se puede observar a los 15 centímetros la concentración fue muy variante y esto se debe posiblemente a que es la zona de menor profundidad, mientras que en la zona de 30 centímetros y en la de 45 centímetros la distribución del contaminante fue de forma más homogénea en los tiempos medidos, y esto fue posiblemente a que el modelo se encontró mas

compactado. Aunque la Figura 4.46 que representa más homogeneidad en su movilidad fue la de 30 centímetros de profundidad.

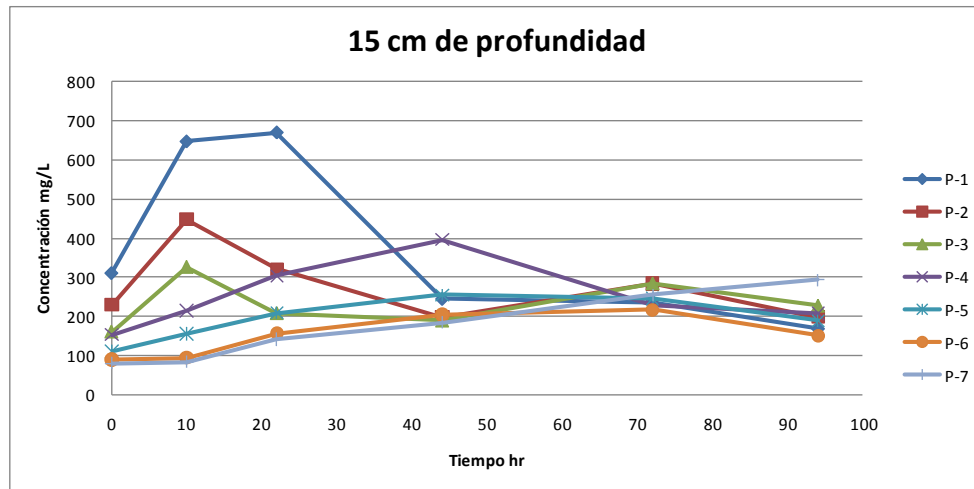


Figura 4.45 Comportamiento de la concentración del ión cloruro vs tiempo en cada pozo a 15 cm de profundidad

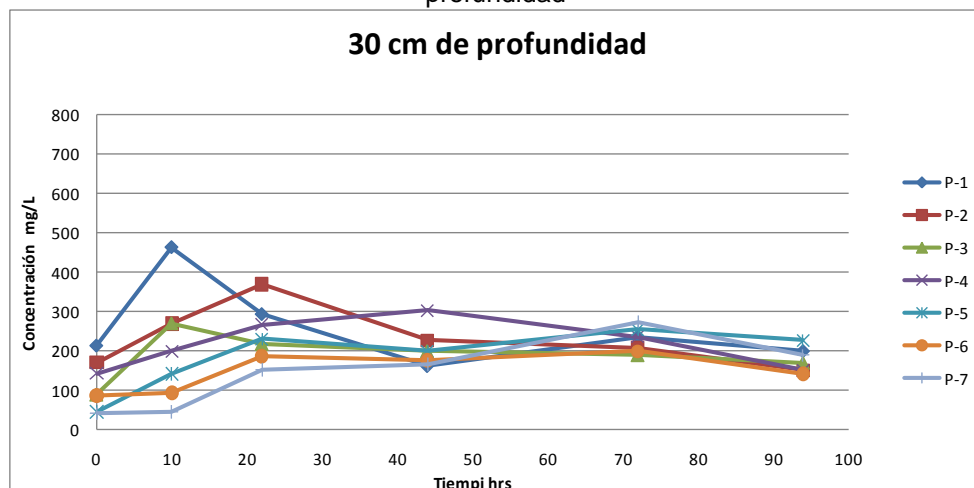


Figura 4.46 Comportamiento de la concentración del ión cloruro vs tiempo en cada pozo a 30 cm de profundidad

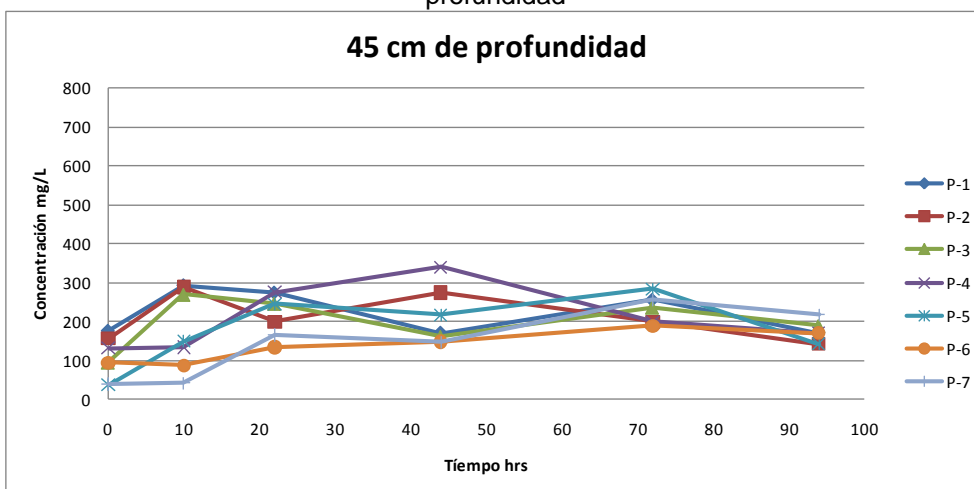


Figura 4.47 Comportamiento de la concentración del ión cloruro vs tiempo en cada pozo a 45 cm de profundidad

Con base a las Tablas 4.6, 4.7, 4.8 y 4.9 se realizaron graficas de distribución para observar la movilidad del contaminante a los diferentes tiempos, empezando desde las 10 horas hasta las 104 horas:

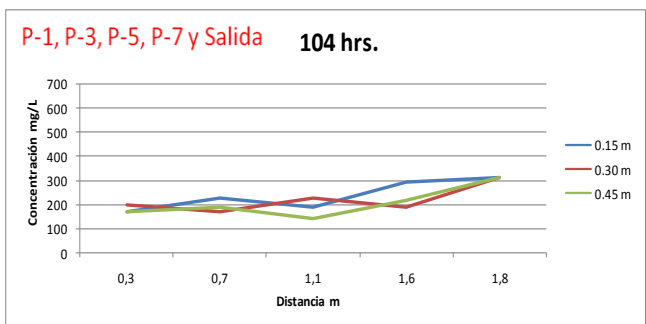
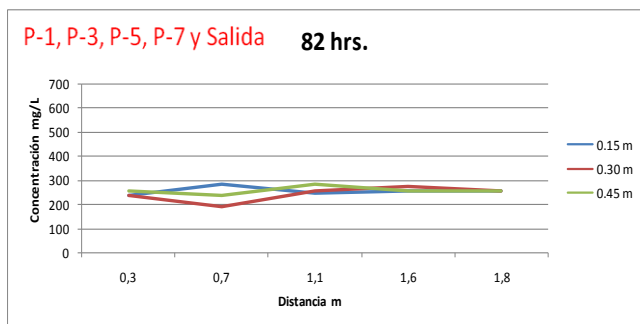
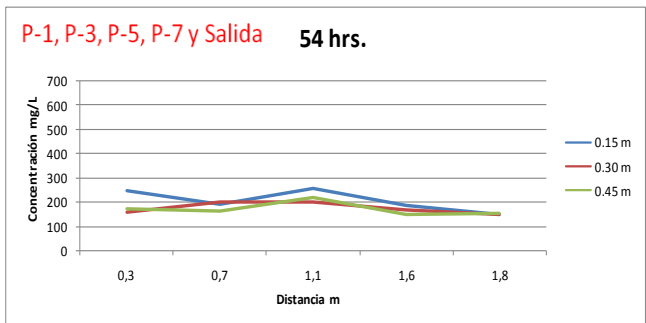
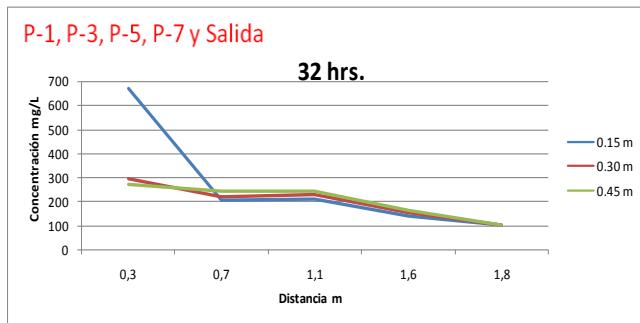
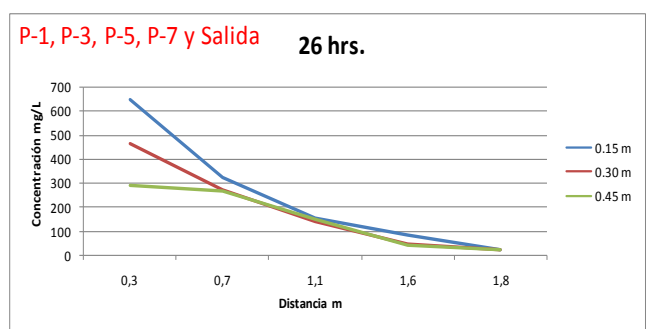
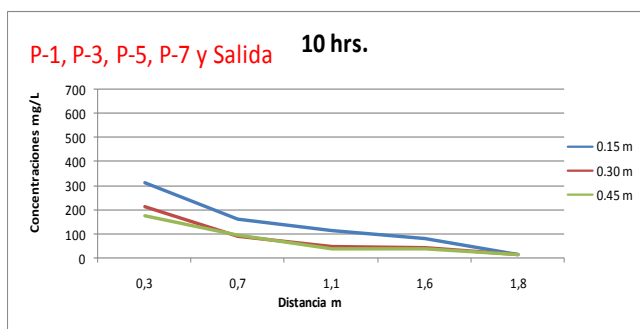
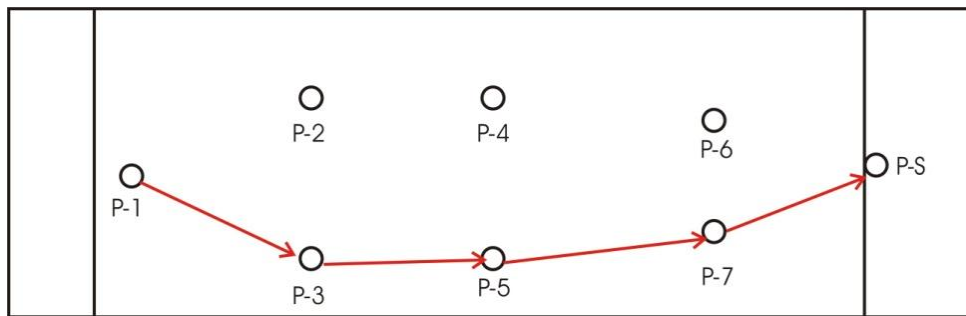


Figura 4.48 Gráficas del ión cloruro de los pozos P-1, P-3, P-5, P-7 y agua de salida.

Siguiendo un arreglo con los pozos P-1, P-3, P-5 y P-7 y la salida, se pueden observar que a las 10 horas transcurridas de haber inyectado el ión se observó que las concentraciones fueron muy bajas y a su vez se encontró más homogénea la dispersión en las tres profundidades. A las 26 horas transcurridas de la dispersión del contaminante, se tiene que a la profundidad de 15 cm la concentración fue más alta en comparación con las otras profundidades y esto se debió posiblemente a que en esta profundidad el material se encontró menos consolidado que en las otras profundidades.

La concentración más alta presentada en este arreglo fue de 650 mg/L el cual se encuentra a un tiempo de 32 horas a la profundidad de 15 cm. A una distancia de 0.7 m las tres profundidades presentaron una concentración similar así como la dispersión del mismo. En un intervalo de distancia de 0 a 0.7 m en el tiempo de 54 horas se puede apreciar que la dispersión del ión fue similar en las profundidades de 30 cm y de 45 cm mientras que es el de 15 cm, la concentración fue más alta. En un intervalo de 0.7 a 1.1 m la concentración de cloruro aumento en las profundidades de 30 cm y de 45 cm, mientras que a la profundidad de 15 cm disminuyo. En la distancia de 1.1 a 1.8 m la concentración de las tres profundidades aumentó de manera similar.

Después de transcurridas 82 horas, la dispersión del ión cloruro fue muy variable del intervalo de 0 a 0.7 m. A las 104 horas la dispersión del ión amonio se movilizó de una manera muy similar. En el modelo experimental se presentaron algunos picos y esos son los que se podrían estimar como las zonas de permeabilidad diferente.

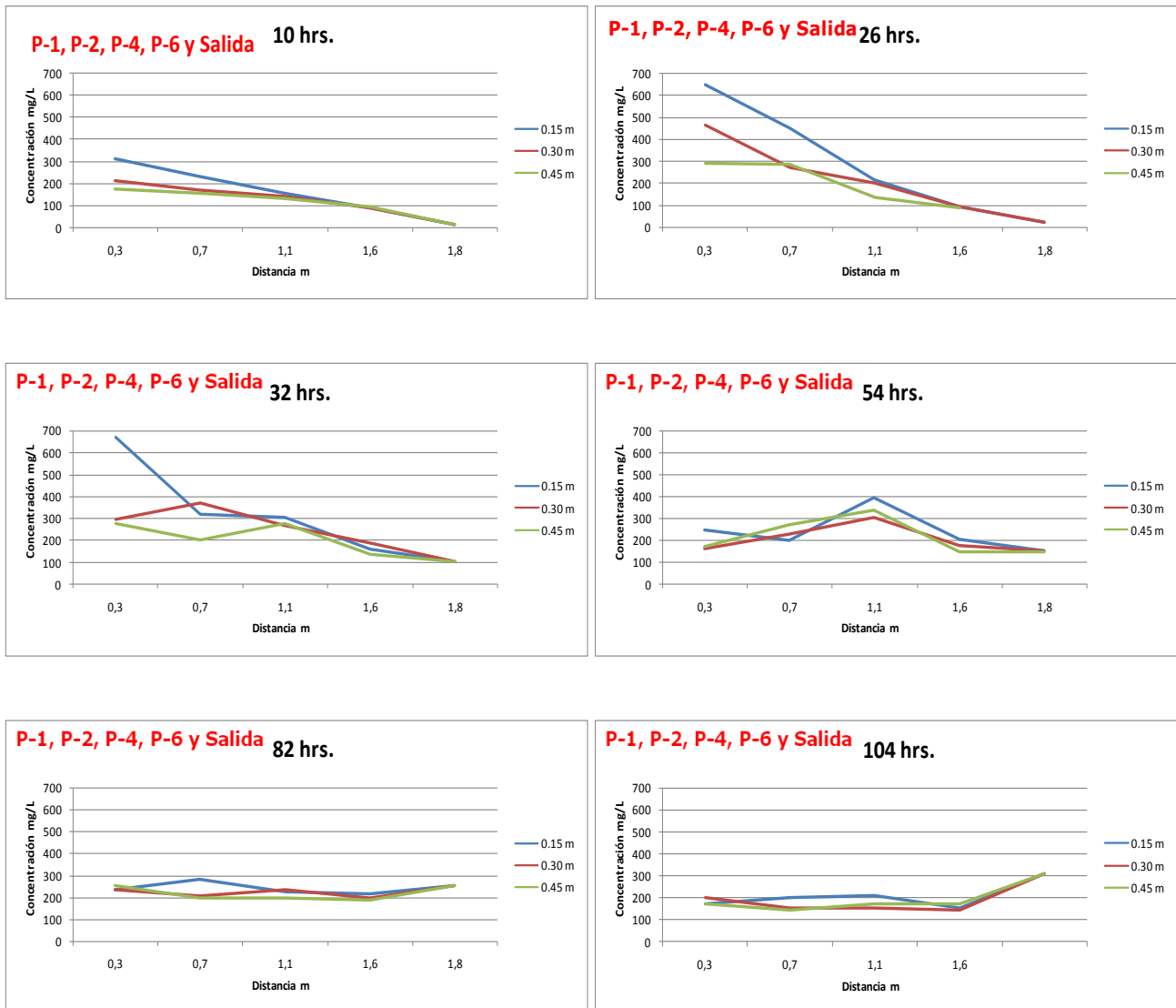
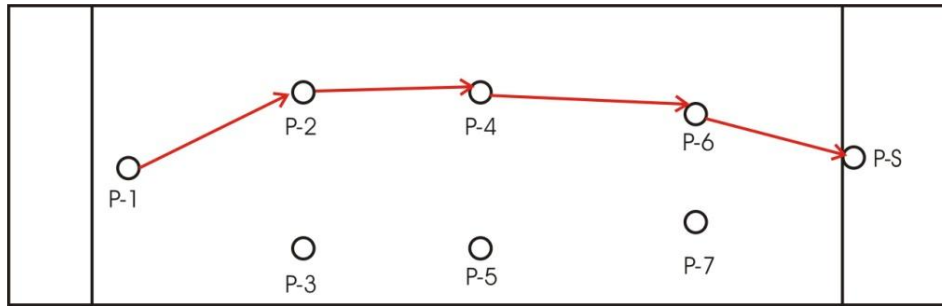


Figura 4.49 Gráficas del ión cloruro de los pozos P-1, P-2, P-4, P-6 y salida.

Con base en el arreglo para realizar las graficas anteriores se observa que la dispersión a las 10 horas a la distancia de 0.3 m la concentración más alta en las tres profundidades, es alrededor de 300 mg/L en el recorrido restante del modelo. La dispersión fue de forma homogénea con concentraciones muy bajas y similares. Después de transcurridas 26 horas la concentración más alta representada fue en la profundidad de los 15 cm y esto puede deberse a la baja compactación con respecto a las profundidades más altas.

La concentración más alta de 650 mg/L presentada en este arreglo se localizó en la profundidad de 15 cm en el pozo 1, esto coincide con el arreglo anterior debido a que el P-1 se consideró para los dos arreglos. Conforme avanzó el contaminante por el modelo, la concentración fue disminuyendo en las tres profundidades simultáneamente.

A las 54 horas la movilidad del ión cloruro presentó diversos picos a las distintas distancias y esto puede deberse a las diferencia de permeabilidad que se presentaron en el modelo experimental.

Del mismo modo que para el ión amonio, se representó en forma en forma gráfica el perfil de distribución del ión cloruro en la zona saturada durante el tiempo de operación del modelo experimental, por lo que se hicieron gráficas de contorno y de superficie, para los cuales se empleo el programa Golden Software Surfer versión 8.

En las Figuras 4.50 a 4.85 se presentan las gráficas de contorno que corresponden al plano X- Y, esto es largo – ancho del modelo experimental, así como las gráficas de superficie en forma tridimensional correspondientes a los puntos X- Y- Z, por lo que están representadas las concentraciones en los 7 pozos y la salida del modelo experimental del ión cloruro.

A una profundidad de 15 cm y $t = 10$ horas

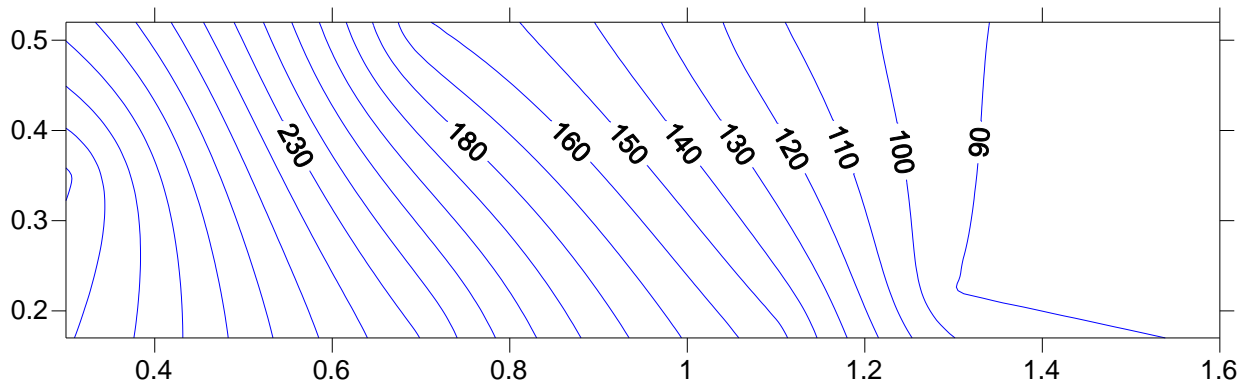


Figura 4.50 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 10$ h y una profundidad de 15 cm

La concentración más alta localizada a 10 horas fue de 310 mg/L en la zona de entrada al modelo experimental, mientras que la concentración más baja fue localizada en los pozos P-6 y P-7 con concentraciones de 90 mg/L.

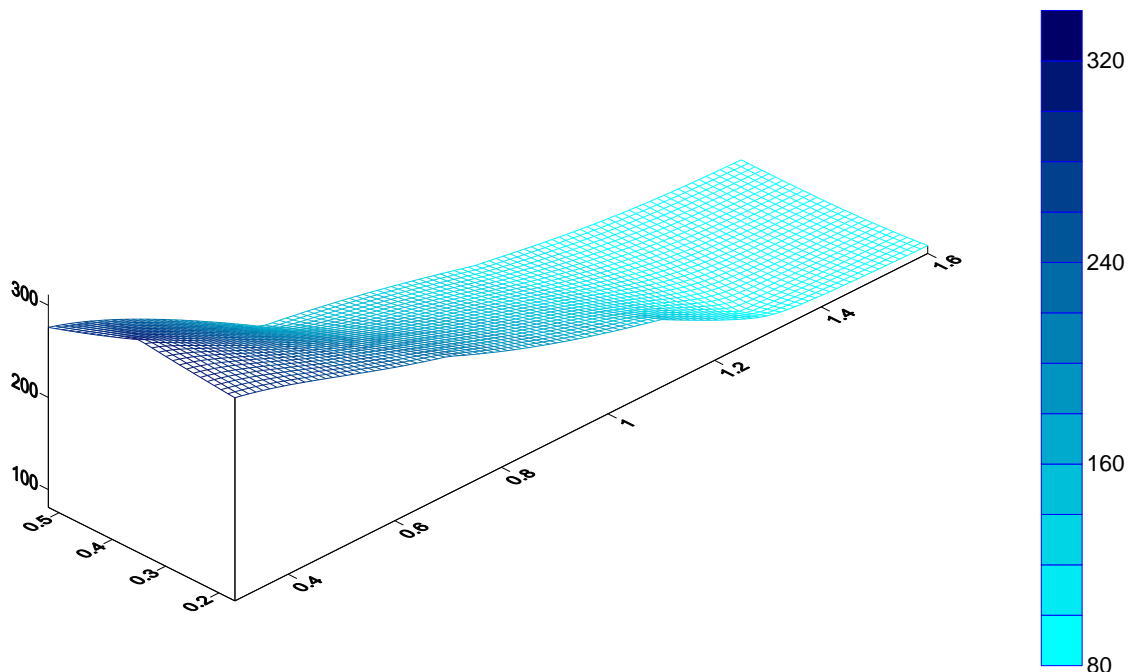


Figura 4.51 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 10$ h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.51 la homogeneidad en la movilidad del ión cloruro fue similar en los puntos P-1, -2, P-3, P-4, P-5, P-6 y P-7 y se observa cómo va decreciendo conforme avanza hacia la zona de salida.

En las Figuras 4.50 y 4.51 muestran la homogeneidad del desplazamiento desde el inicio del modelo experimental hasta la salida observándose una disminución en la concentración a la salida del modelo.

A una profundidad de 15 cm y un $t = 26$ horas

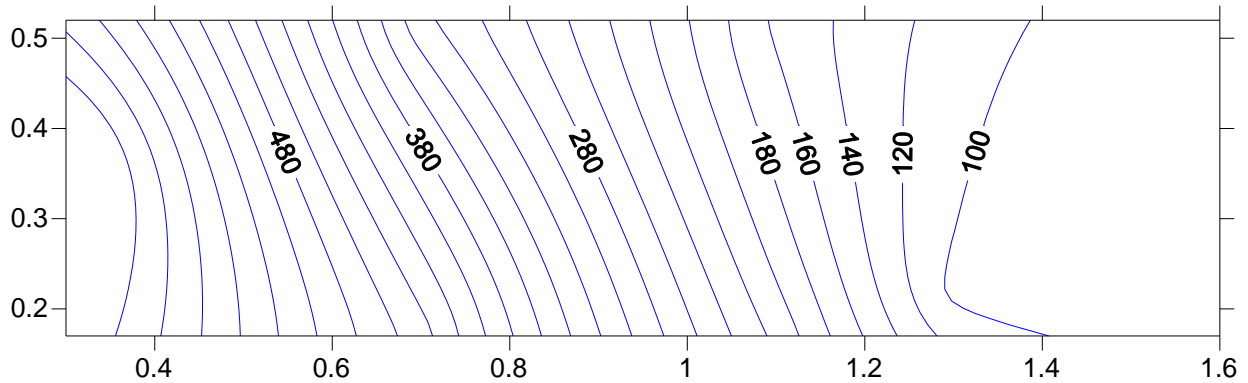


Figura 4.52 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 26$ h y una profundidad de 15 cm

La Figura 4.52 representa la distribución del contaminante sobre el modelo experimental a una profundidad de 15 cm, las isolíneas muestran la concentración del ión cloruro a lo largo del modelo mostrando la más alta de 600 mg/L y la más baja de 100 mg/L, la más alta representa el pozo 1 y la más baja representa los pozos P-6 y P-7. Como se puede apreciar, la dirección del ión cloruro es preferentemente horizontal.

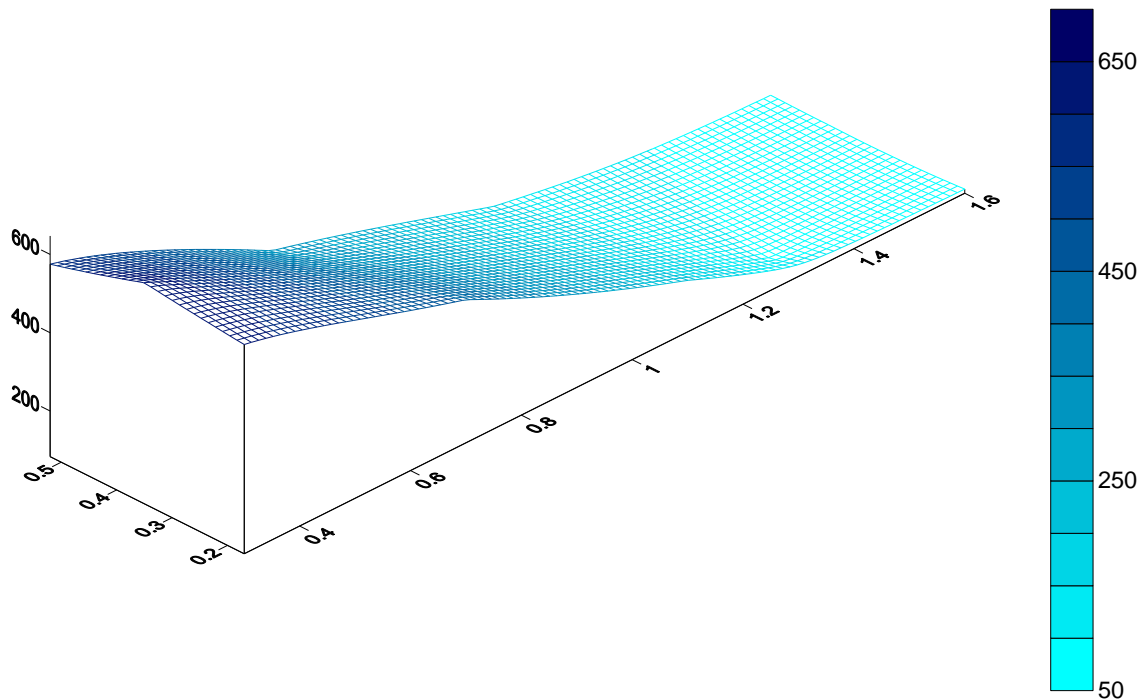


Figura 4.53 Gráficas de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 26$ h y una profundidad de 15 cm

El diagrama en 3-D representa la movilidad del ión a través del modelo a la profundidad de 15 cm a un tiempo de 26 horas, las concentraciones han ido aumentando en comparación con el diagrama del tiempo de 10 horas. Nótese que el declive que se observa es por la disminución de la concentración conforme avanza la distancia del punto de entrada al punto de salida.

A una profundidad de 15 cm y un $t = 32$ horas

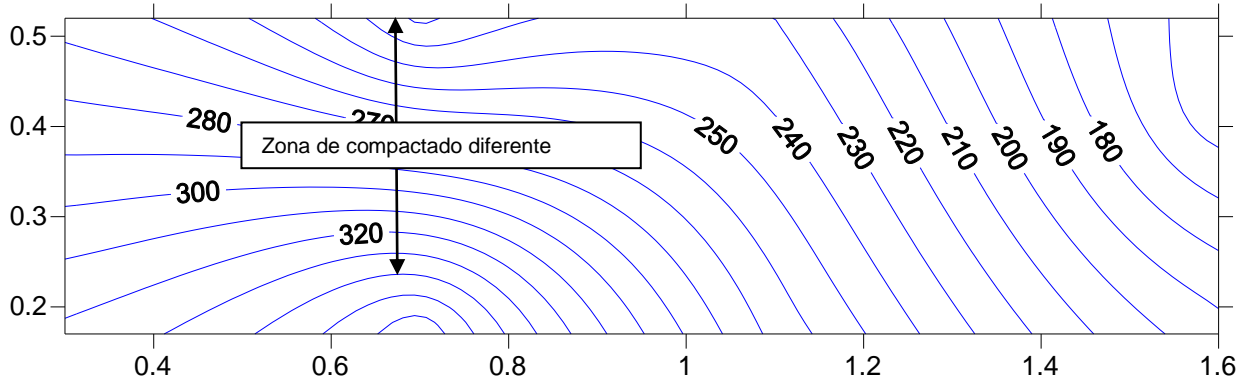


Figura 4.54 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 32$ h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.54 se observan dos zonas de compactación diferente al resto del modelo. En esta Figura se observa que la concentración más alta representada es de 320 mg/L y la concentración más baja es de 140 mg/L. La movilidad del ion es de forma horizontal así como la dirección del agua subterránea representada en el modelo.

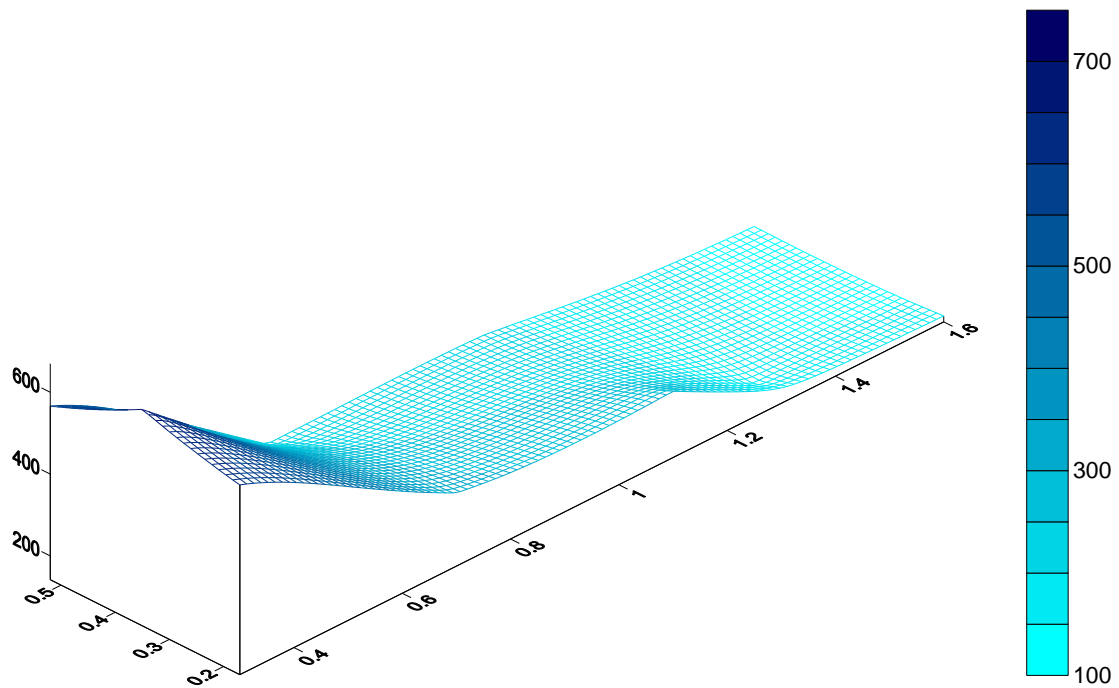
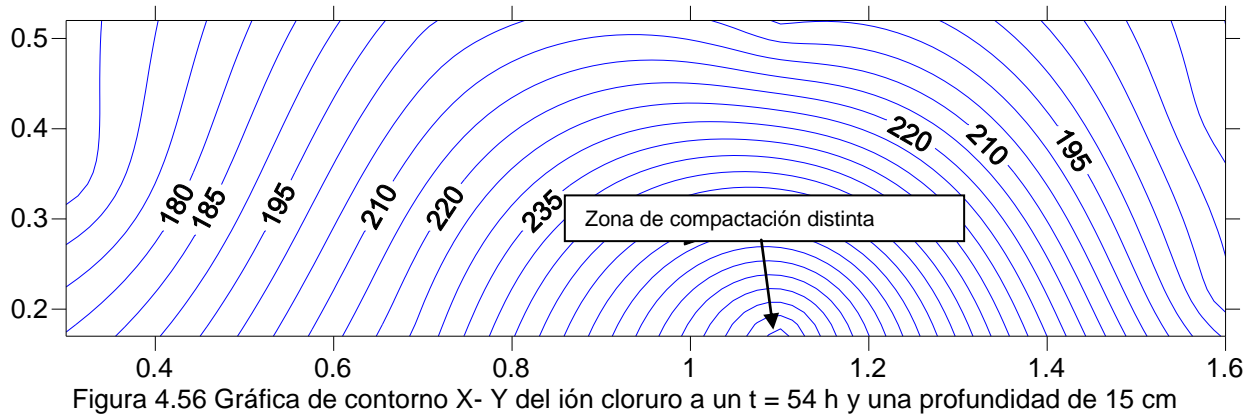


Figura 4.55 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 32$ h y una profundidad de 15 cm

El diagrama en 3-D se aprecia que la movilidad del ión de cloruro es de tipo horizontal aunque se presentaron dos depresiones, también se observa que las concentraciones bajas se localizan al final del modelo mientras que las altas se enfocan en la zona central y en el inicio del modelo experimental.

A una profundidad de 15 cm y un $t = 54$ horas



En la Figura 4.56 se observa que la dispersión del contaminante sigue siendo de forma horizontal aunque en una zona se puede observar una depresión lo que podría deberse a una compactación diferente que en el resto del modelo. La concentración más alta se presentó en la zona media, mientras que en la zona de entrada la concentración del ión disminuyó.

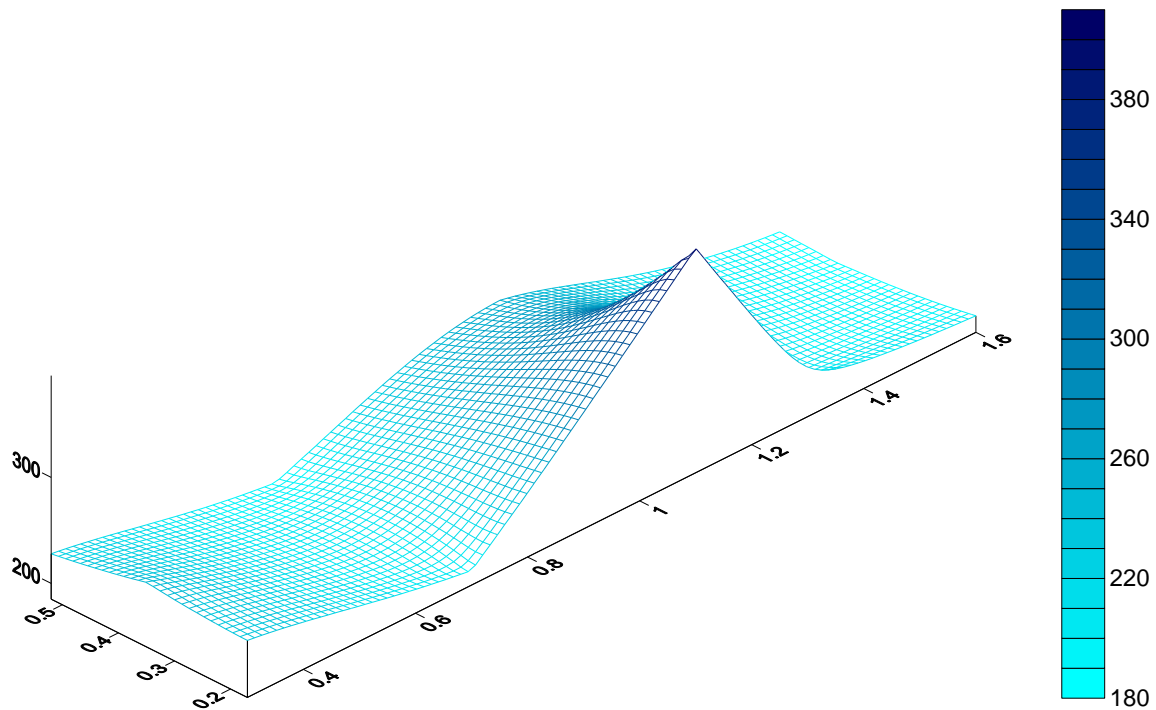


Figura 4.57 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 54$ h y una profundidad de 15 cm

A un tiempo de 54 horas y una profundidad de 15 cm que se observa en la Figura 4.57, la movilidad del ión cloruro es preferentemente horizontal, se presentó una zona de compactación diferente al resto del modelo experimental a una distancia de 1.2 m con concentración de 380 mg/L.

A una profundidad de 15 cm y un $t = 82$ horas

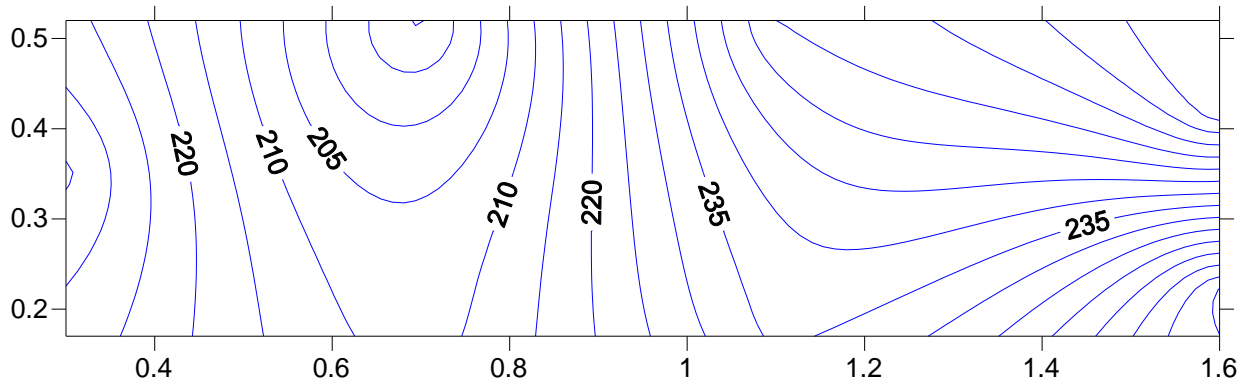


Figura 4.58 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 82$ h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.58 se observa una tendencia de homogeneidad en el modelo experimental. Aunque las concentraciones más altas fueron localizadas en la parte superior izquierda y esto es debido a la diferencia de compactación que se tuvo en el modelo.

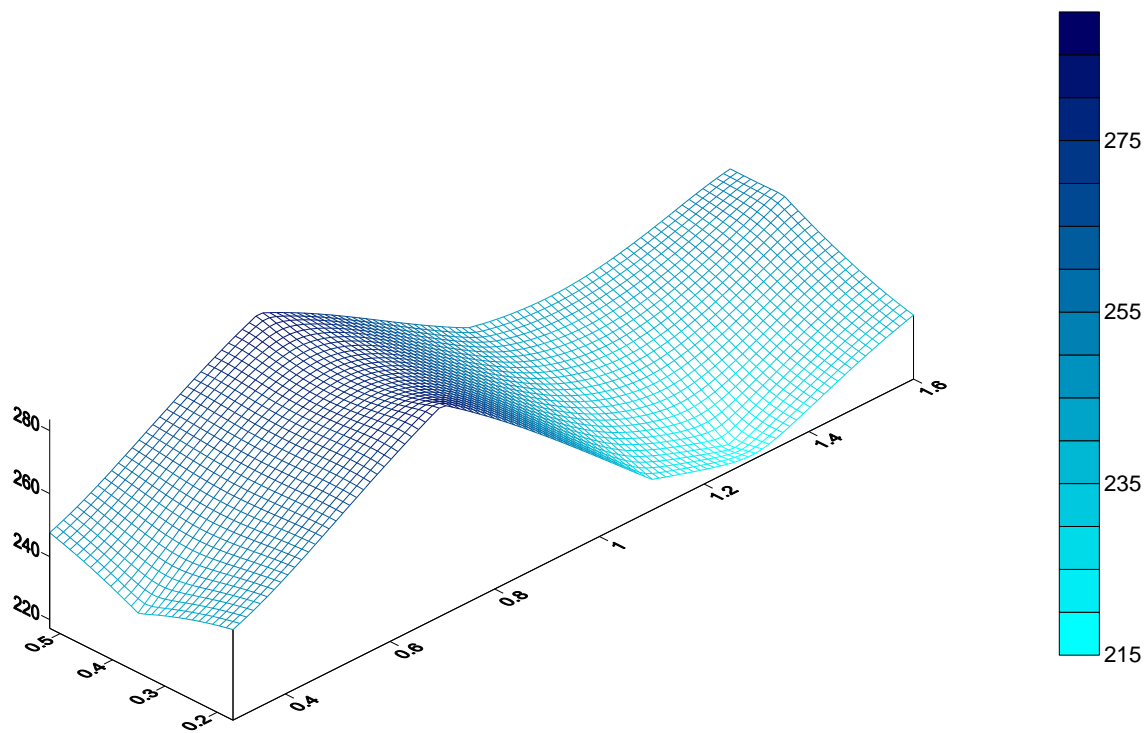


Figura 4.59 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 82$ h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.59 en 3D se visualiza la movilidad del ión cloruro presentándose homogénea, sin embargo se presenta una zona de compactación diferente en la distancia de 0.8 m en el piezómetro P-3 cuya concentración es superior a los 275 mg/L.

A una profundidad de 15 cm y un $t = 104$ horas

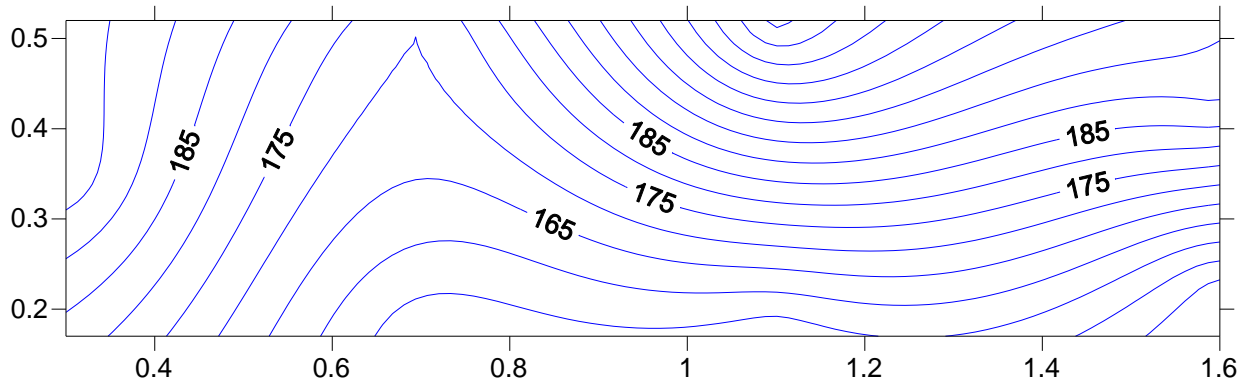


Figura 4.60 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 104$ h y una profundidad de 15 cm

En la Figura 4.60 la dispersión del contaminante fue similar que la Figura 4.58, aunque la concentración al tiempo de 104 horas disminuyó, probablemente debido a que se diluyó en el modelo.

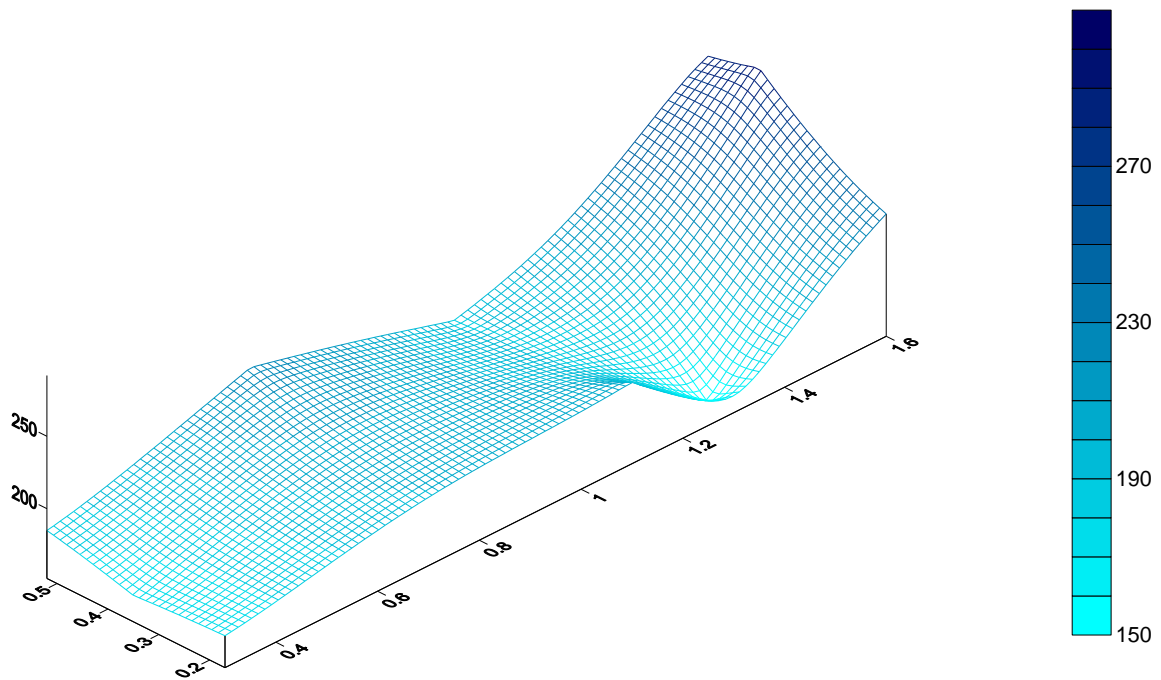


Figura 4.61 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 104$ h y una profundidad de 15 cm

A una profundidad de 15 cm el ión cloruro presentó una cierta homogeneidad en su desplazamiento a través del modelo durante todos los tiempos, excepto en aquellos donde existió una compactación diferente, con respecto al resto del modelo.

A una profundidad de 30 cm y un $t = 10$ horas

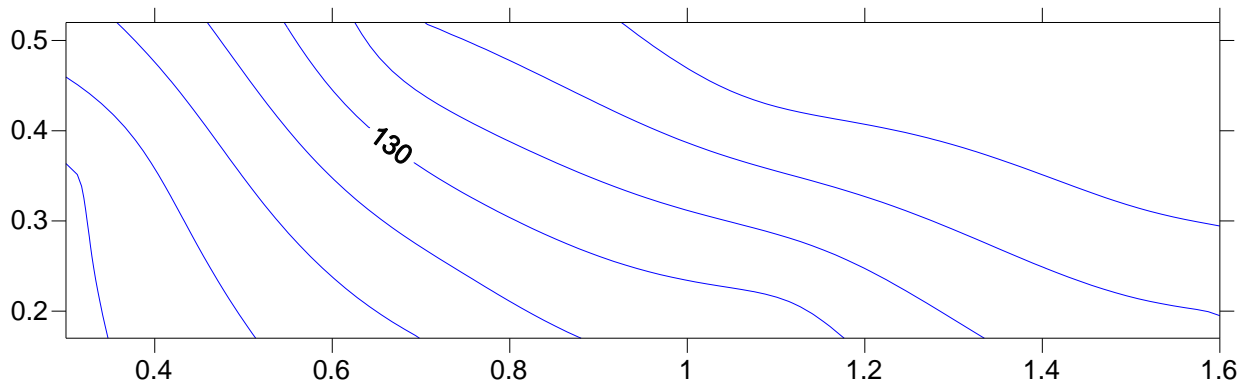


Figura 4.62 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 10$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.62 la concentración más elevada se encontró en la zona de entrada está fue de 213 mg/L, mientras que las concentraciones bajas se localizan en la zona de salida de 13 mg/L. La tendencia del desplazamiento del ión cloruro fue preferentemente horizontal y homogénea.

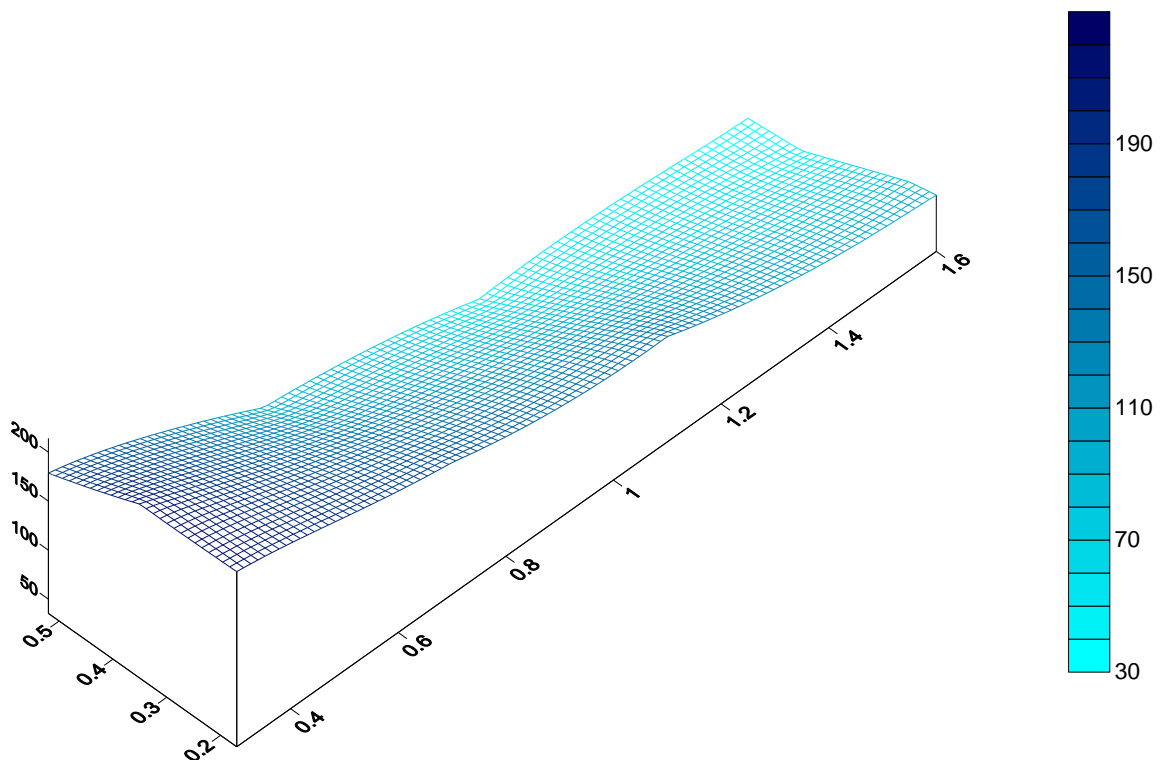


Figura 4.63 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 10$ h y una profundidad de 30 cm

La Figura 4.63 en 3-D representa la movilidad del ión a través del modelo a la profundidad de 30 cm a un tiempo de 10 horas, Nótese que el declive que se observa fue por la disminución de la concentración conforme avanza la distancia del punto de entrada al punto de salida.

A una profundidad de 30 cm $t = 26$ horas

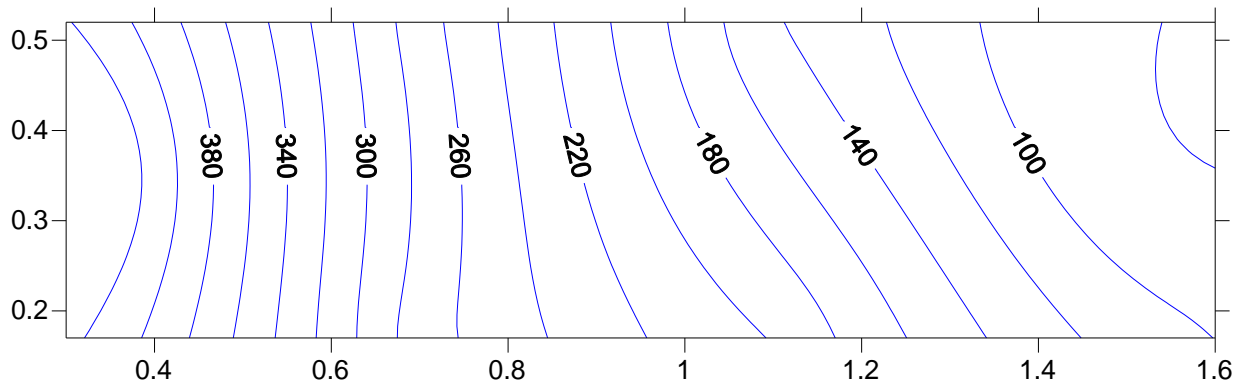


Figura 4.64 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 26$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.64 la concentración más elevada fue de 420 mg/L se localizó en la zona de entrada, mientras que la concentración más baja 80 mg/L fue localizan en la zona de salida. La movilidad del ión cloruro fue en dirección al flujo subterráneo.

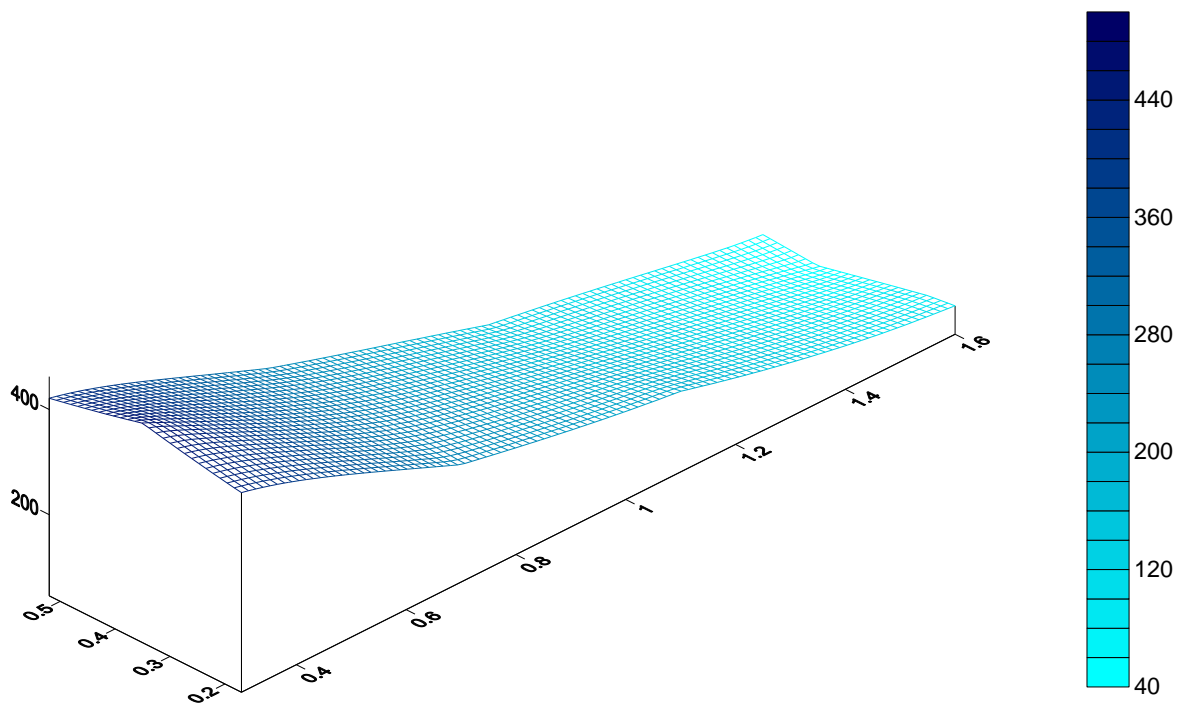


Figura 4.65 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 26$ h y una profundidad de 30 cm

Esta Figura 4.65 se muestra la forma en que va decreciendo la concentración del ión cloruro desde el piezómetro 1 hasta la sección de salida.

A una profundidad de 30 cm y un $t = 32$ horas

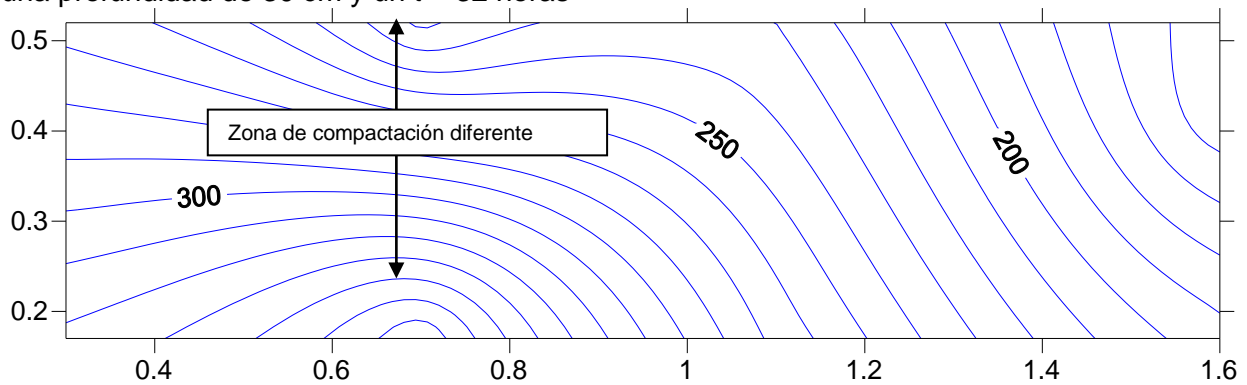


Figura 4.66 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 32$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.66 se aprecian dos zonas de compactación diferente donde es posible que sea retenido el ión cloruro o su movilidad sea más rápida que en el resto del modelo experimental. Y esto fue posiblemente por el acomodo de la arena en estas zonas.

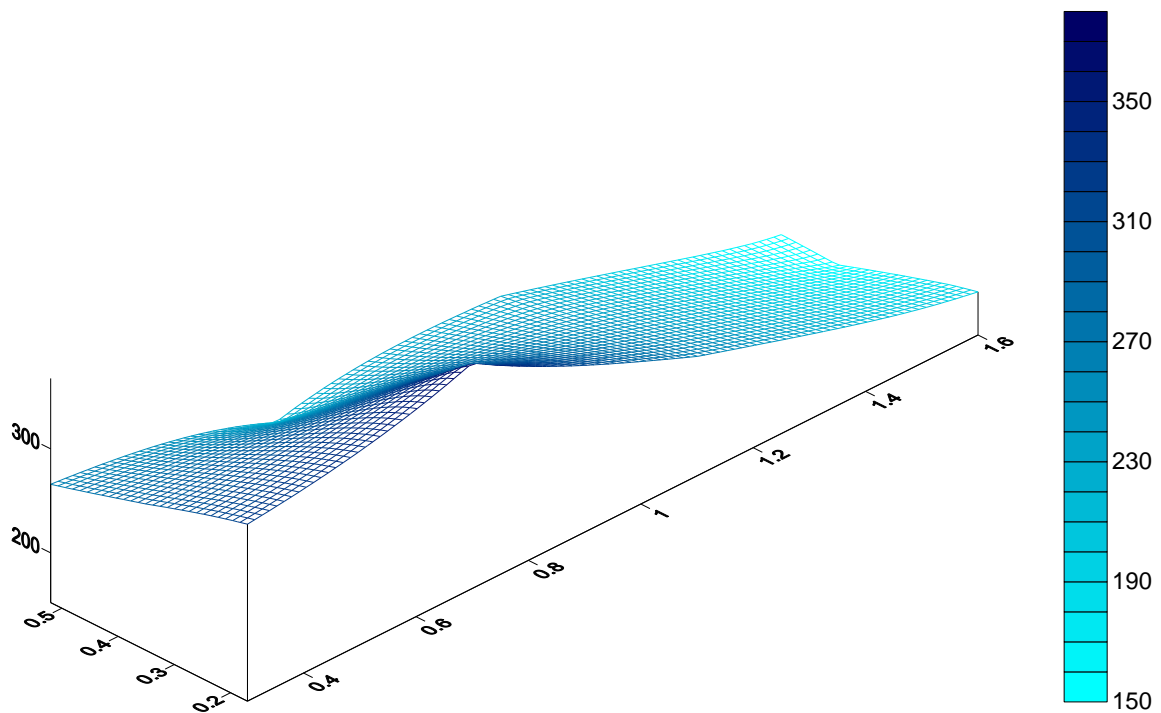
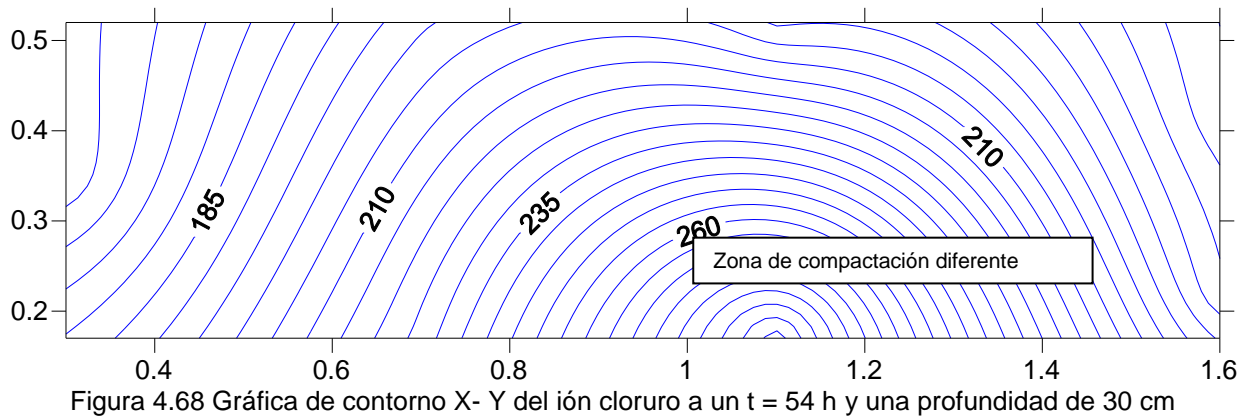


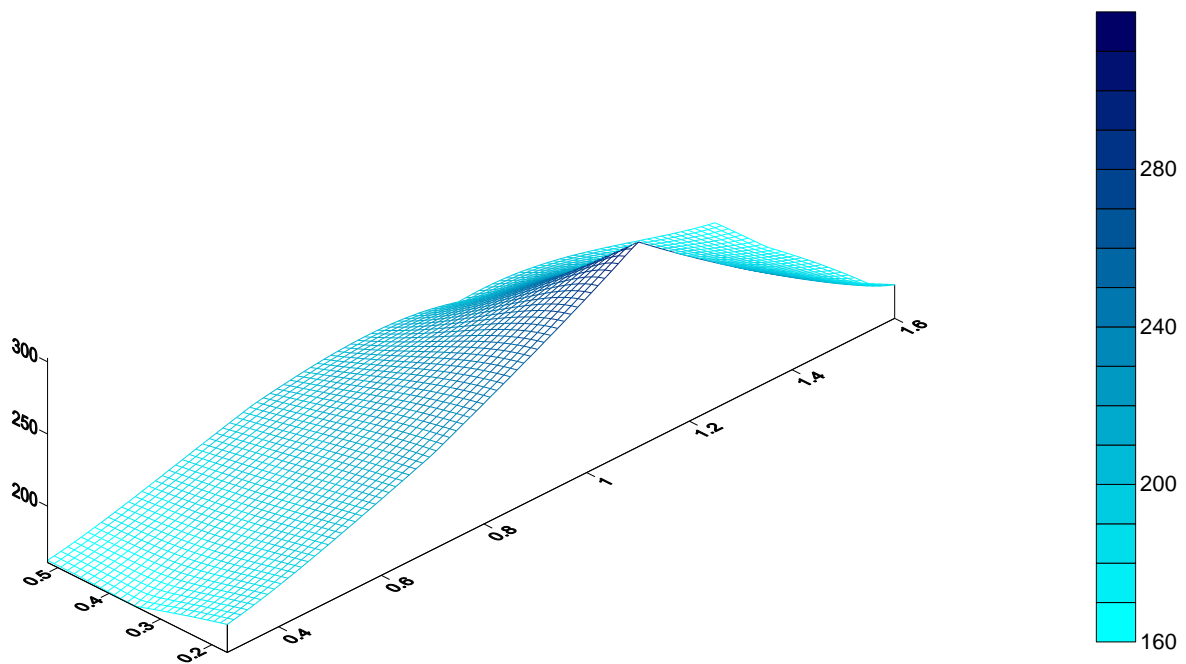
Figura 4.67 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 32$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.67 en 3D se aprecia de mejor manera la movilidad homogénea del ion cloruro, aunque también se observa una depresión en la parte superior izquierda y una elevación en la zona inferior izquierda, posiblemente por la diferencia de compactación del material en el modelo.

A una profundidad de 30 cm y un $t = 54$ horas

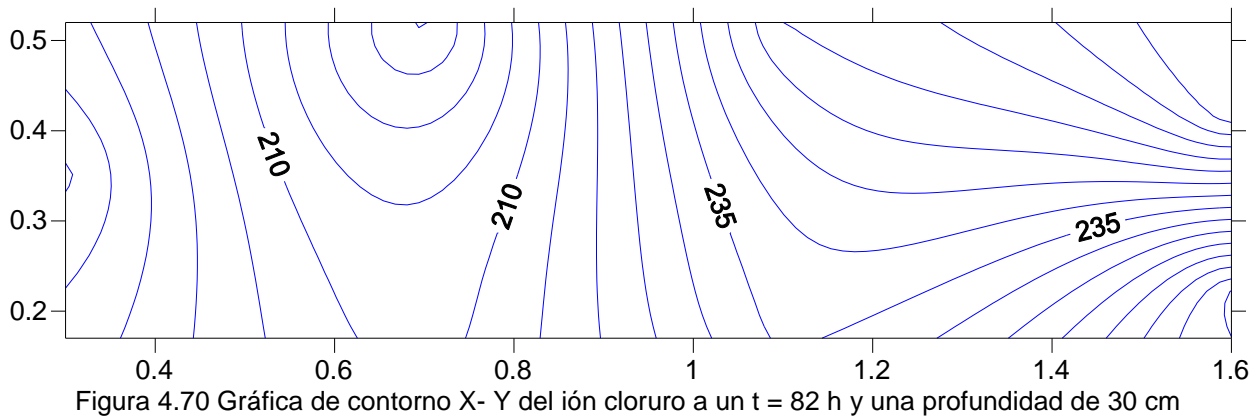


En la Figura 4.68 en la parte inferior derecha se presenta una zona de compactación distinta al resto del modelo, la concentración en esta zona fue la más elevada presentando más de 280 mg/L, posiblemente en esta región el ión cloruro es retenido debido a permeabilidad más baja.



En la Figura 4.69 el ión cloruro presentó una movilidad homogénea preferentemente en todo el modelo, a la distancia de 1.2 m se localizó una elevación en la concentración alcanzando más de 280 mg/L.

A una profundidad de 30 cm y un $t = 82$ horas



En la parte superior izquierda de la Figura 4.70 se puede observar una zona de compactación diferente donde contiene una concentración de del ión cloruro, en esta región la concentración es menor que en el resto del modelo posiblemente la permeabilidad es mayor.

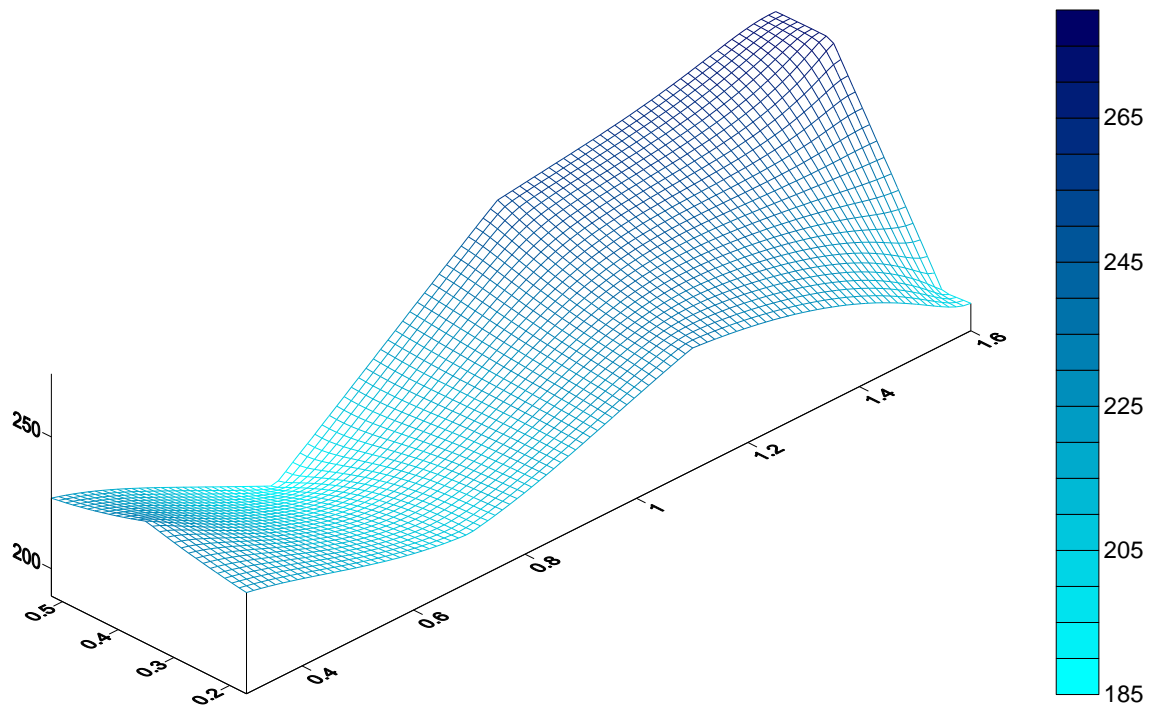


Figura 4.71 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 82$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.71 en 3D representa la movilidad del ión a través del modelo a la profundidad de 30 cm a un tiempo de 82 horas, Nótese que el declive que se observa fue por la disminución de la concentración en la zona de entrada del modelo mientras que en la zona de salida se observa un aumento considerable de la concentración del ión cloruro.

A una profundidad de 30 cm y un $t = 104$ horas

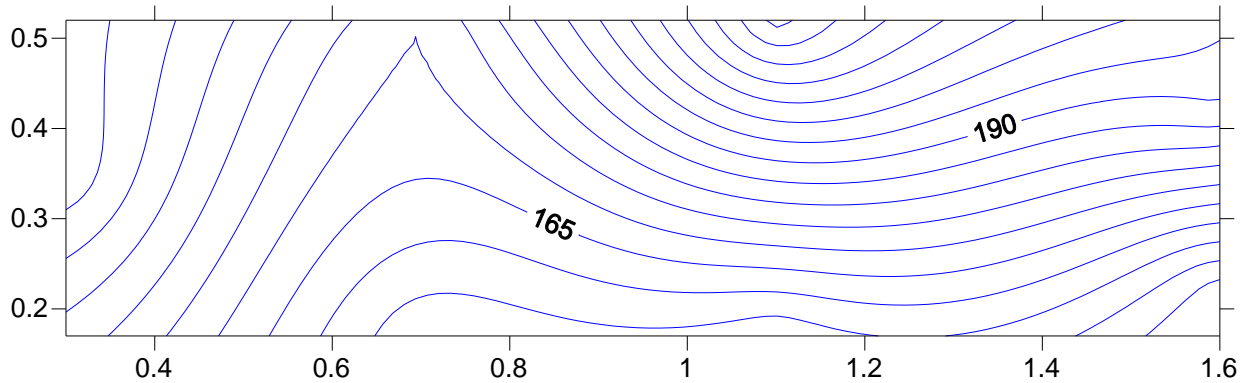


Figura 4.72 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 104$ h y una profundidad de 30 cm

A una profundidad de 30 cm y un tiempo de 104 horas cuya Figura es 4.72 se aprecian tres zonas de distinta compactación y la movilidad del ión cloruro fue en dirección del flujo subterráneo.

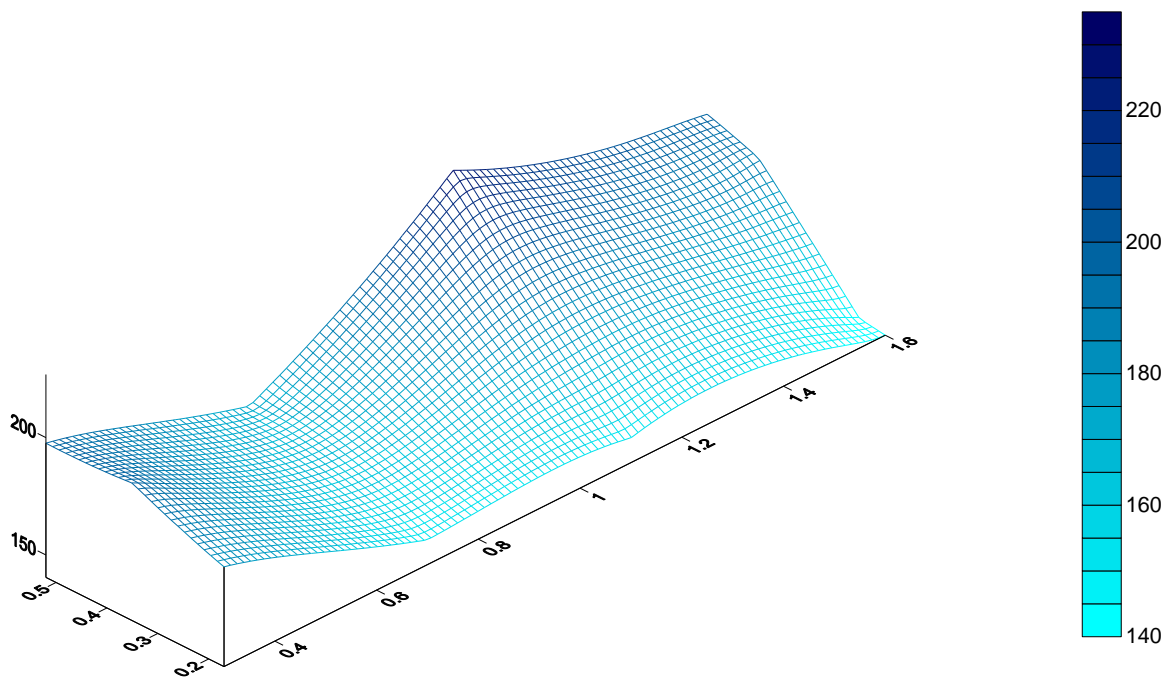


Figura 4.73 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 104$ h y una profundidad de 30 cm

En la Figura 4.73 en 3D se aprecia a una distancia de 0.8 m dos zonas de compactación distinta con 160 mg/L, en la distancia de 1.2 m se observa una zona de diferente compactación con 220 mg/L

A una profundidad de 45 cm y un $t = 10$ horas

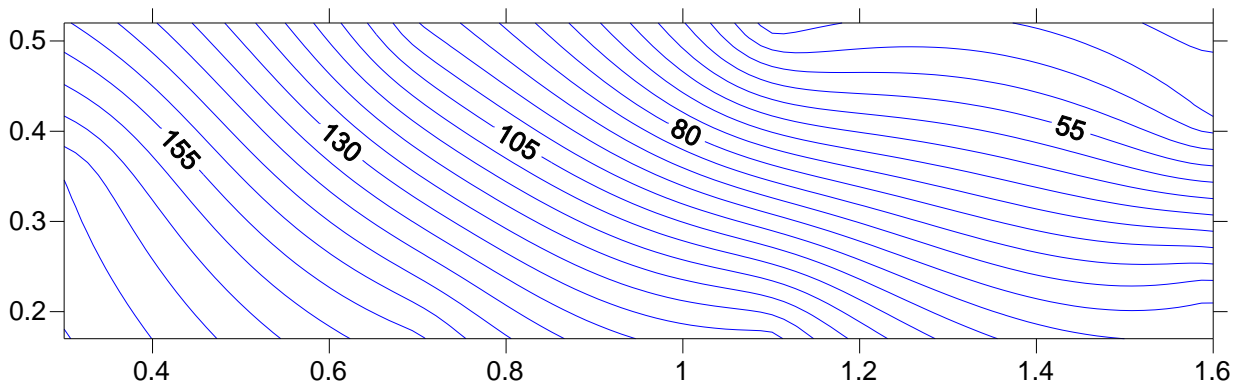


Figura 4.74 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 10$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.74 se presenta homogeneidad a la movilidad del ión cloruro en todo el modelo, la concentración más alta es de 175 mg/L y la más baja fue de 35 mg/L..

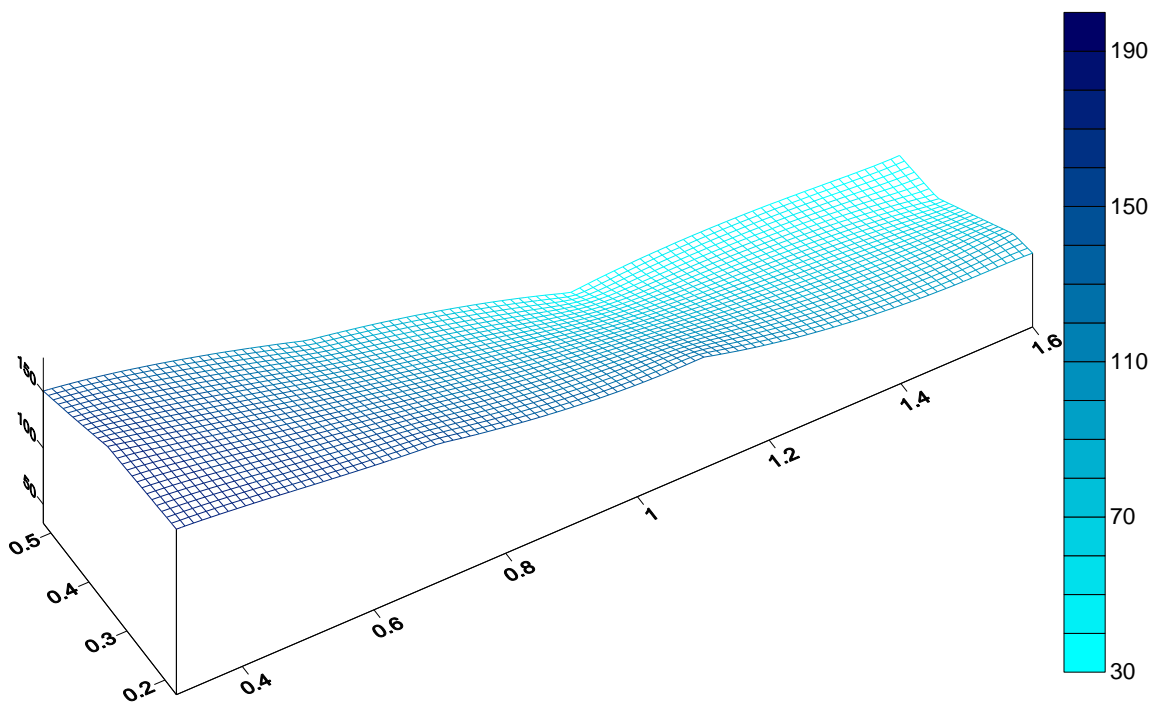


Figura 4.75 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 10$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.75 la homogeneidad en la movilidad del ión cloruro fue similar en los puntos P-1, -2, P-3, P-4, P-5, P-6 y P-7 y se observa cómo va decreciendo conforme avanza hacia la zona de salida.

A una profundidad de 45 cm y un $t = 26$ horas

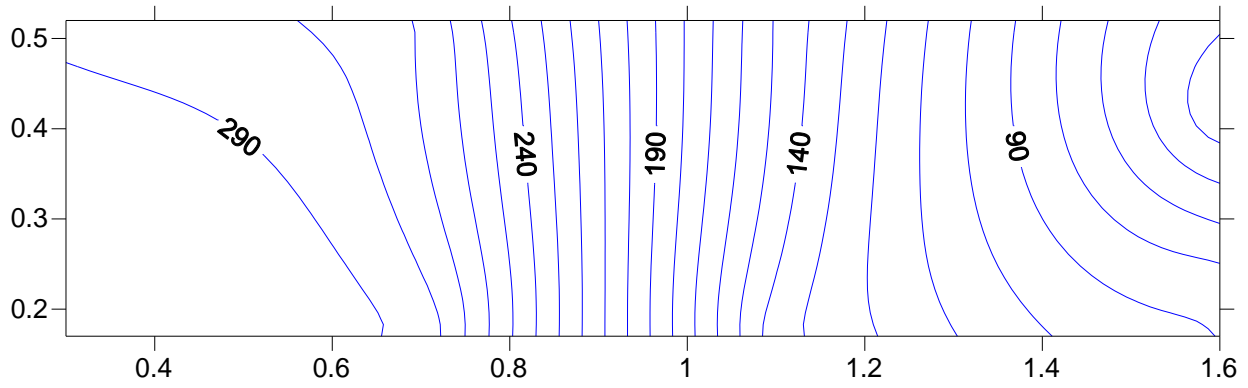


Figura 4.76 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 26$ h y una profundidad de 45 cm

A una profundidad de 45 cm y un tiempo de 26 horas presentada en la Figura 4.76 la dirección de la movilidad del ión cloruro es horizontal, la concentración más alta fue de 290 mg/L al inicio del modelo experimental mientras que la más baja es de 70 mg/L en la sección de salida.

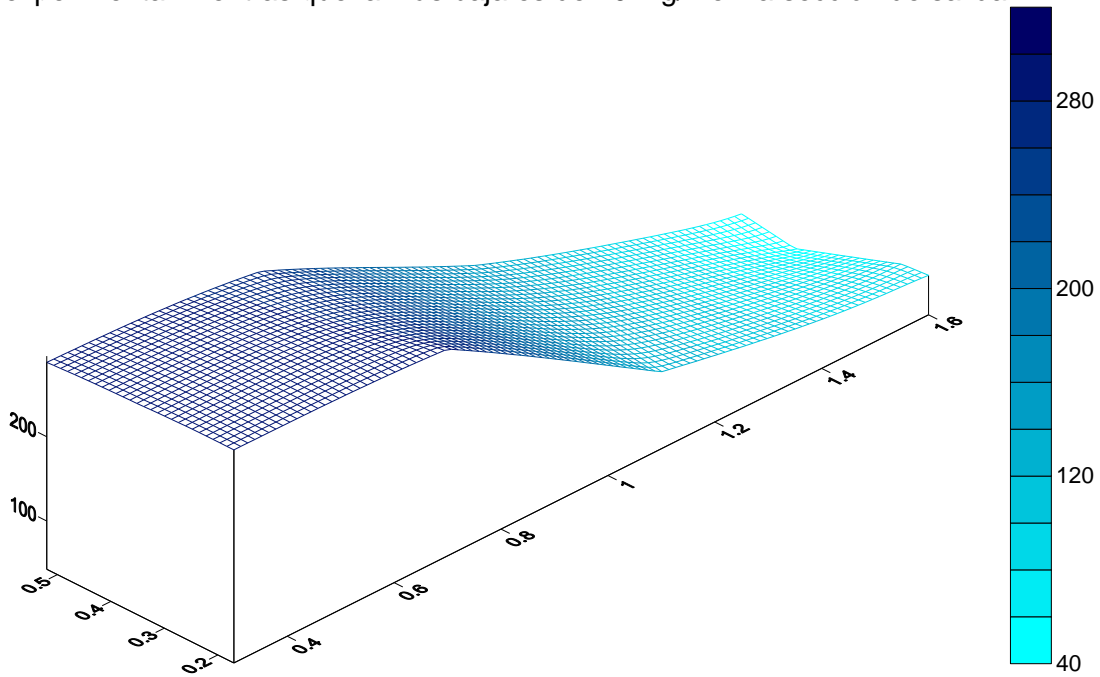


Figura 4.77 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 26$ h y una profundidad de 45 cm

A una profundidad de 45 cm y un $t = 32$ horas

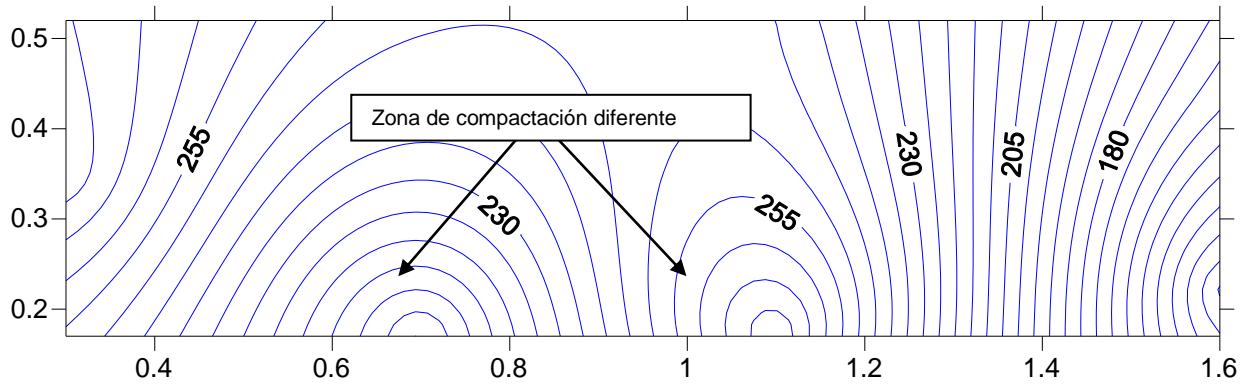


Figura 4.78 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 32$ h y una profundidad de 45 cm

En este mapa se presenta dos depresiones en la zona inferior del modelo, estas depresiones se han presentado en todas los demás mapas lo cual se podría considerar notablemente que en esta zona se podría tener un empaçado diferente.

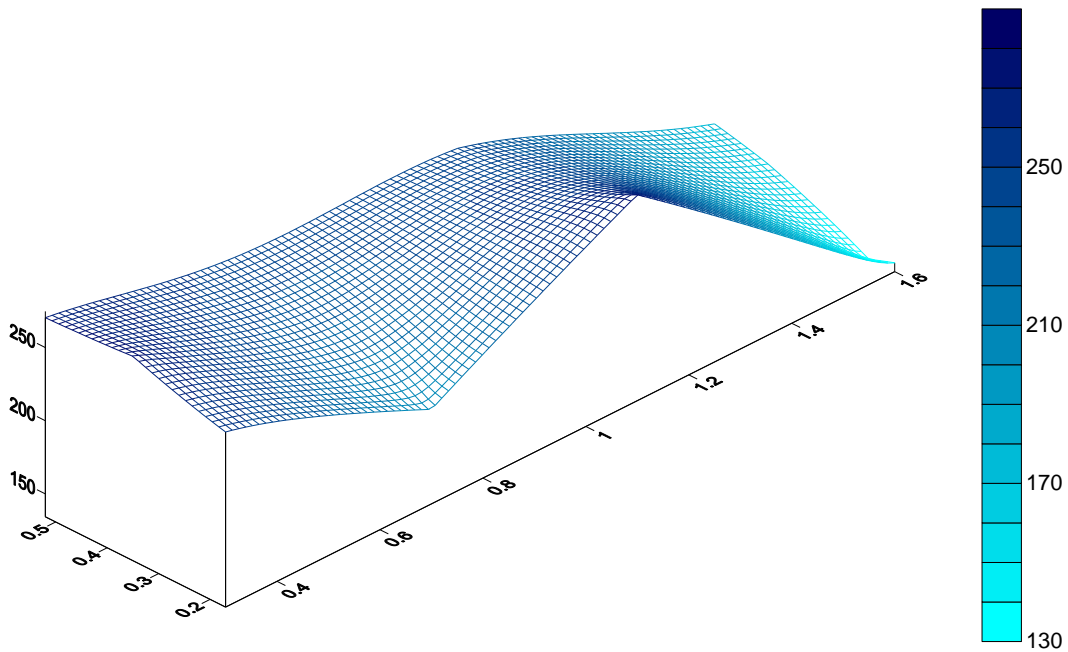
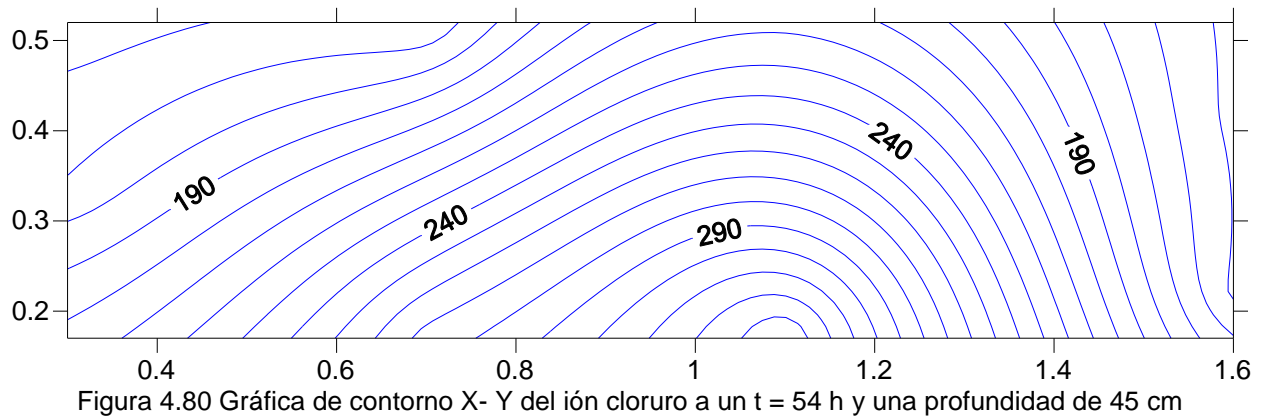
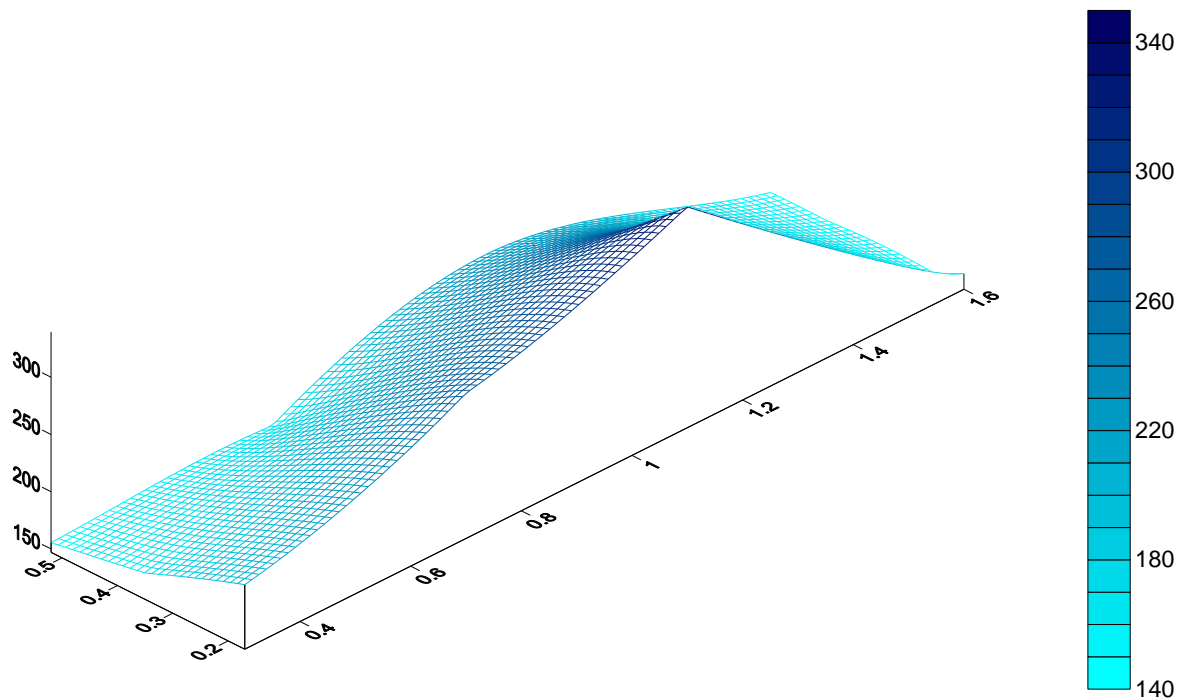


Figura 4.79 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 32$ h y una profundidad de 45 cm

A una profundidad de 45 cm y un $t = 54$ horas

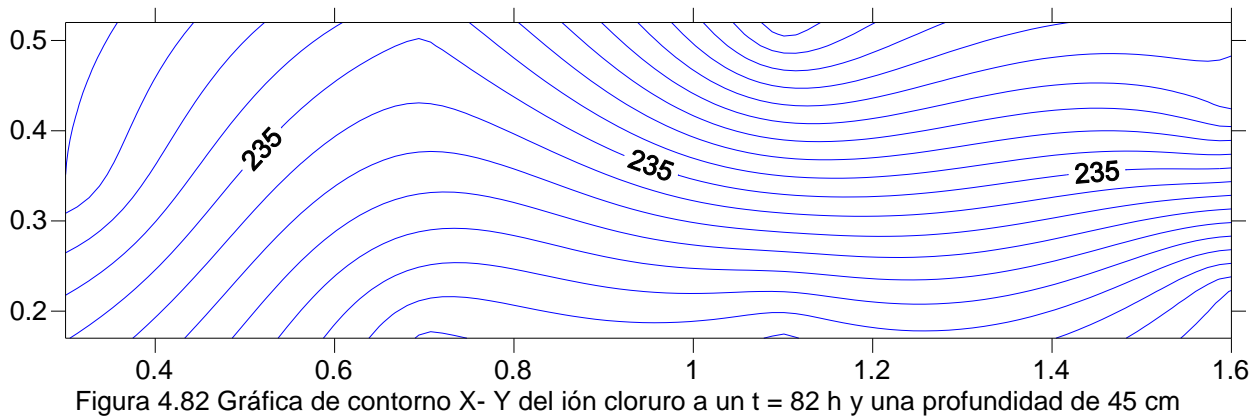


En la Figura 4.80 se presenta zona de elevación en la zona inferior derecha, la misma que se presenta en el mismo punto en las diferentes profundidades en el mismo tiempo en Figuras anteriores.



En la Figura 4.81 en 3D se aprecia de mejor manera la movilidad homogénea del ion cloruro, aunque también se observa una depresión en la parte superior izquierda y una elevación en la zona inferior derecha, posiblemente por la diferencia de compactación en el modelo.

A una profundidad de 45 cm y un $t = 82$ horas



En la parte superior izquierda de la Figura 4.82 se puede observar una zona de compactación diferente donde contiene una concentración de del ión cloruro, en esta región la concentración es menor que en el resto del modelo posiblemente la permeabilidad es mayor.

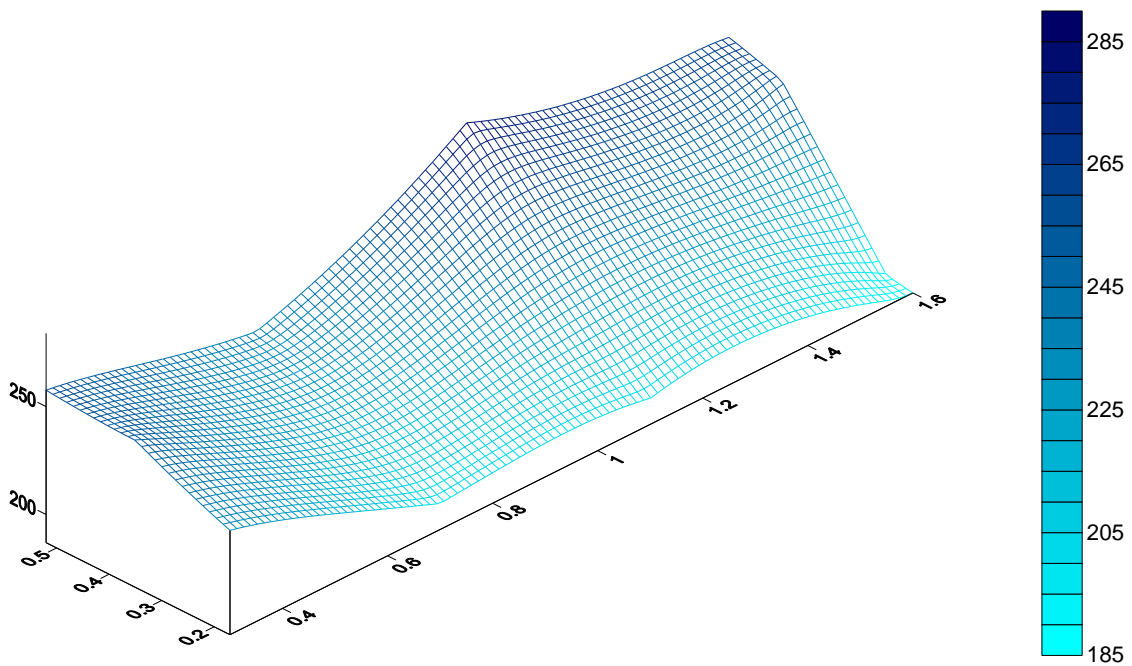


Figura 4.83 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 82$ h y una profundidad de 45 cm

El diagrama en 3-D se aprecia que la movilidad del ión cloruro fue de tipo horizontal aunque se presentó una elevación, también se observa que las concentraciones bajas se localizan al inicio del modelo mientras que las altas se enfocan en la zona central y en la final.

A una profundidad de 45 cm y un $t = 104$ horas

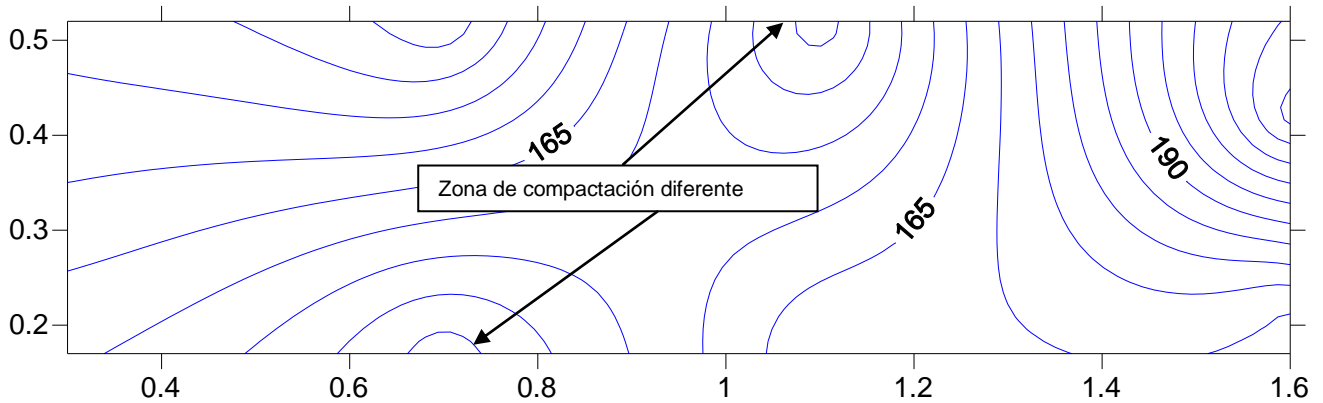


Figura 4.84 Gráfica de contorno X- Y del ión cloruro a un $t = 104$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.84 se observan zonas de compactación diferente, aunque se puede apreciar que la movilidad continua siendo laminar.

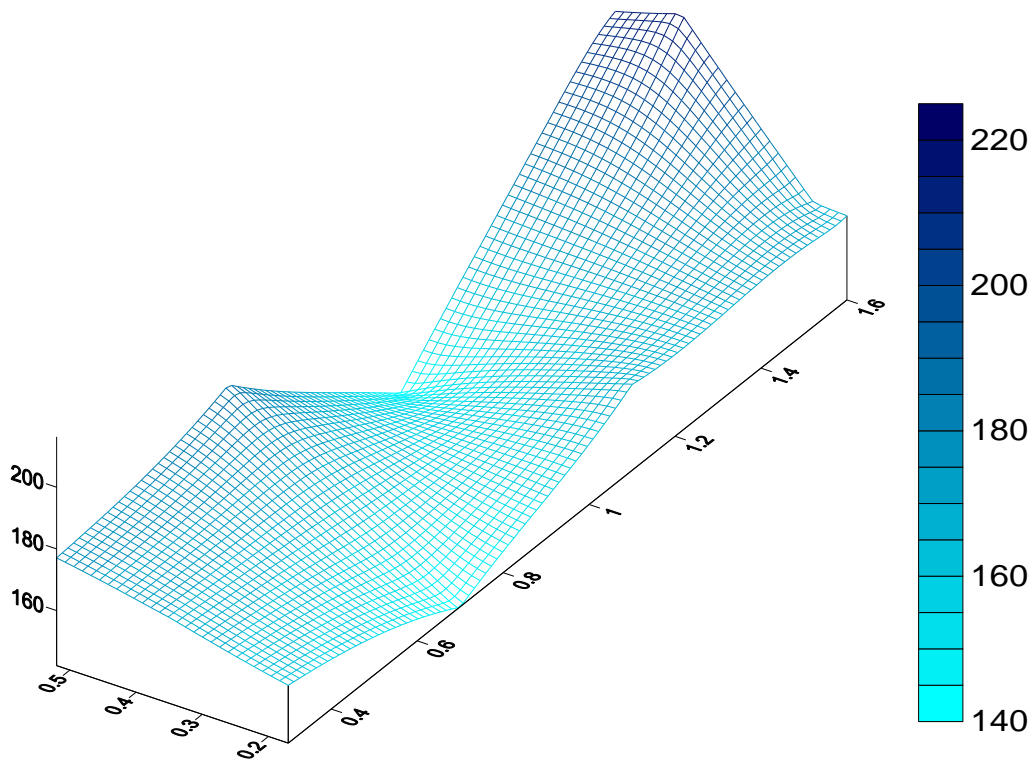


Figura 4.85 Gráfica de X- Y-Z del ión cloruro a un $t = 104$ h y una profundidad de 45 cm

En la Figura 4.85 en 3D representa la movilidad del ión cloruro a través del modelo a la profundidad de 45 cm a un tiempo de 104 horas, Nótese que el declive que se observa fue por la disminución de la concentración en la zona del centro del modelo mientras que en la zona de salida se observa un aumento considerable de la concentración del ión cloruro.

4.5. Determinación del tipo de flujo en el modelo experimental

El número de Reynolds es un número adimensional utilizado en mecánica de fluidos, diseño de reactores y fenómenos de transporte para caracterizar el flujo y con ello poder definir el carácter turbulento o laminar. Si el número de Reynolds es menor a 2000, corresponde a un flujo laminar y si es mayor a 4000 el flujo será turbulento, si se encuentra entre 2000 y 4000 se conoce como flujo transitorio y su comportamiento no puede ser modelado.

8.4.1 Para calcular el número de Reynolds se utiliza la siguiente ecuación:

$$Re = \frac{vd\rho}{\mu}$$

Donde:

v = velocidad del flujo (cm/seg)

d = diámetro medio de las partículas (d50)

ρ = densidad del fluido (g/cm³)

μ = viscosidad dinámica (dinas)

Se aplican los valores reales que se tienen en el modelo como sigue:

v = 3.188 m/d

d = 0.149 mm

ρ = 998.1015 kg/m³

μ = 1x10⁻³ Pa.s

Con ello obtuve un valor de Re = 0.005487, por lo tanto, el tipo de flujo en el modelo experimental bajo las condiciones de operación empleadas corresponde a un flujo **laminar**.

4.6. Determinación del factor de retardo

El factor de retardo de un medio está dado por la siguiente ecuación:

$$\text{Factor de retardo} = 1 + (\rho/n) kd$$

Donde:

ρ = densidad de la arena silica

n = porosidad

kd = Adsorción

Se aplican los valores reales que se tienen en el modelo como sigue:

ρ = 2.1 g/cm³

n = 0.42

kd = 1 x 10⁻⁵ L/g

Con ello se obtuvo un factor de retardo de 1.00 adim

Es decir, no hay retardo porque el trazador viaja a la misma velocidad que el agua. Si el factor de retardo fuera mayor a uno se tendría un compuesto que se adsorbe lo que implica que hay un retardo de la velocidad del compuesto con respecto a la velocidad del agua.

4.7. Determinación de la transmisividad

La capacidad de un acuífero de transmitir el agua, está dada por la siguiente ecuación:

$$T = Kb$$

donde:

K = conductividad hidráulica

b = altura del nivel de empacado

se aplican los valores reales como sigue:

$$K = 3.69 \times 10^{-5} \text{ m/s} = 3.188 \text{ m/d}$$

$$b = 0.5 \text{ m}$$

Por lo tanto la trasmisividad del medio empacado fue de $T = (3.188 \text{ m/d}) \times (0.5 \text{ m}) = 0.79704 \text{ m}^2/\text{d}$

4.8. Determinación de la advección

Se refiere al transporte del soluto a una velocidad equivalente a la del movimiento del agua subterránea y está dada por la siguiente ecuación

$$v = K/n (\Delta H/\Delta Z)$$

Donde:

v = velocidad lineal del agua subterránea

K = conductividad hidráulica

n = porosidad

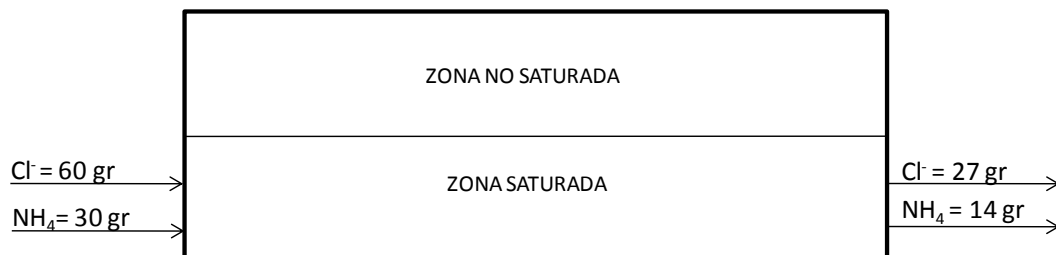
i = gradiente hidráulico

Por lo tanto, bajo las condiciones empleadas la advección es de $v = [(3.188 \text{ m/d}) / (0.42)] \times 0.78 = 5.92 \text{ m/d}$

4.9. Balance de masa

Del ión cloruro se tienen 60 g a la entrada del sistema y 27 g en la salida, por lo que se retuvieron 33 g, correspondiente al 55% de lo aplicado.

En el caso del ión amonio, se tienen 30 g a la entrada y 14 g en la salida en la salida, los 16 g restantes, que representa el 53% de lo aplicado se quedó en el sistema.



Se presume que las concentraciones que se quedaron en el interior, se encuentra en forma disuelta, ya que previo a la alimentación se disolvió el cloruro de amonio adicionado.



5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Los parámetros fundamentales del material de empaque fueron determinados por medios experimentales: la porosidad del material de empaque fue de 0.42 determinado a partir de la densidad aparente y la densidad real, la permeabilidad fue de 3.188 m/d obtenido por el método de permeámetro de altura variable, el flujo (Q) de $1.1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{min}$ fue determinado con el principio de Darcy, el gradiente hidráulico alrededor de 1 y el tamaño específico de 0.149 mm fue establecido por medio de granulometría; dichos parámetros fueron importantes para el funcionamiento del modelo experimental.
- El sistema hidráulico del modelo experimental favorece condiciones del flujo predominante en una sola dirección. De acuerdo al número de Reynolds fue posible definir el tipo de flujo, dando como resultado 0.005487 representando el flujo laminar.
- Debido a que es la concentración de 1800 mg/L más alta para los cloruros que está reportada como componente de los lixiviados. Se decidió utilizar una concentración de cloruro de amonio de 1800 mg /L, resultando 90,000 mg de NH_4Cl . La dilución se hizo en 50 L para evitar una saturación de cloruro de amonio en la zona saturada. Obteniéndose por estequiometría 30 g de NH_4^+ y 60 g de Cl^- inyectados en el modelo experimental
- El muestreo fue realizado en 7 pozos de monitoreo, a tres profundidades diferentes 15, 30 y 45 cm, así como en la zona de entrada y en la zona de salida. Las muestras fueron tomadas de manera manual realizándose el primer muestreo diez horas después de haberse inyectado la solución contaminante, el siguiente muestreo fue realizado 26 horas, el tercer muestreo 32 horas, el cuarto muestro fue efectuado 54 horas el quinto se llevo acabo a las 82 horas y el ultimo muestreo se realizó a las 104 horas de haberse inyectado el trazador. Se obtuvo que a las 104 horas el trazador había efectuado un recorrido total en todo el modelo experimental.
- La determinación del ión amonio se realizó mediante el método de azul de indofenol. La movilidad del ión amonio en las primeras treinta y dos horas de haberse inyectado se pudo observar por medio de configuraciones preferentemente homogéneas de las profundidades de 15, 30 y 45 cm. En las siguientes horas la movilidad se presento de forma dispersa, esto es debido a que se presentaron zonas de permeabilidad distinta. Las zonas que se consideraron de diferente permeabilidad representan casos reales que existen en el subsuelo.
- A los 15 centímetros la concentración del ión amonio fue muy variable, esto se debe posiblemente a que es la zona de menor profundidad, mientras que en la de 30 centímetros y en la de 45 centímetros, la distribución del amonio fue más homogénea. Posiblemente a diferencias en la compactación del material.
- Los diagramas en 3-D representa la movilidad del ión amonio a través del modelo experimental tipo caja empacada a las diferentes profundidades y a los distintos tiempos, las concentraciones fueron aumentando paulatinamente del punto de entrada al punto de salida del mismo.

- La determinación del ión cloruro se realizó conforme a la norma NMX-AA-073-SCFI-2001, la cual se basa en una valoración con nitrato de plata utilizando como indicador cromato de potasio.
- Como se pudo observar a los 15 centímetros la concentración fue muy variante y esto se debe posiblemente a que es la zona de menor profundidad, mientras que en la zona de 30 centímetros y en la de 45 centímetros la distribución del contaminante fue de forma más homogénea en los tiempos medidos, y esto fue posiblemente a que el modelo se encontró más compactado. La profundidad que representa más homogeneidad en su movilidad fue la de 30 centímetros de profundidad.
- A las 10 horas la dispersión fue de forma homogénea con concentraciones muy bajas y similares. Después de transcurridas 26 horas la concentración más alta representada fue en la profundidad de los 15 cm y esto puede deberse a la baja compactación con respecto a las profundidades más altas. La concentración más alta de 650 mg/L presentada en este arreglo se localizó en la profundidad de 15 cm en el pozo 1, esto coincide con el arreglo anterior debido a que el P-1 se consideró para los dos arreglos. Conforme avanzó el contaminante por el modelo, la concentración fue disminuyendo en las tres profundidades simultáneamente. A las 54 horas la movilidad del ión cloruro presentó diversos picos a las distintas distancias y esto puede deberse a la diferencia de permeabilidad que se presentó en el modelo experimental.
- Los iones de amonio y los iones de cloruro se distribuyen de manera similar en todo el modelo aunque en concentraciones totalmente diferentes. En las primeras horas se presentó una concentración baja en los dos iones mientras que transcurrían las horas la concentración fue aumentando hasta alcanzar la concentración más alta para el ion amonio de 477 mg/L en el punto de muestreo 1 a una distancia de 15 cm mientras que para el ión cloruro la concentración fue de 671 mg/L.
- Las diferentes zonas de compactación que se presentaron en la prueba experimental mostraron un posible problema de casos reales en la contaminación de agua subterránea.

RECOMENDACIONES

- Los paneles transversales en lugar de ponerles una bolsa de nylon solamente con una tela de nylon fijada con silicón queda mejor; debido a que no es posible cubrir el panel transversal ya que la bolsa de nylon se rompe.
- El tanque primario puede ser cubierto con acrílico y sellados los orificios del panel transversal para no tener pérdidas de presión el momento de introducirse al modelo experimental.
- El muestreo se debe de realizar con una bomba de canales múltiples debido a que de forma manual se presentan muchas variaciones y se realiza el muestreo a tiempos diferentes.
- Para próximos estudios se propone aumentar la cantidad de piezómetros y un sistema de muestreo en la zona de salida a las mismas profundidades que las de los piezómetros para tener un mayor control de la movilidad de los contaminantes.
- Hacer pruebas con el modelo experimental con diferentes materiales de empackado, así como tratar de poner algunos aspectos geológicos como fallas, fracturas o discordancias.
- Dar más tiempo para el estudio de fenómenos de contaminación tanto de suelo como de agua subterránea para poder obtener resultados satisfactorios.

6 REFERENCIAS

- Agudelo R. A. 1996, Tratamiento de lixiviados producidos en el relleno sanitario Curve de Rodas de la ciudad de Medellín utilizando reactores UASB y filtros anaerobios FAFA”, IV Seminario-Taller Latinoamericano sobre tratamiento anaerobio de aguas residuales, Bucalamanga, Colombia.
- Álvarez E. G., 2005. “Desarrollo de un modelo experimental a nivel laboratorio para estudios de contaminación y remediación del suelo”, Tesis de Maestría. Posgrado de Maestría y Doctorado en Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería - UNAM. 97 p.
- Álvarez A. A., 1997. “Saneamiento de acuíferos profundos por derrame de hidrocarburos”. Primera Reunión Nacional de la Asociación Geohidrológica Mexicana. Mérida Yucatán.
- Auge M. 2004. Agua subterránea; deterioro de calidad y reserva. Universidad de Buenos Aires.
- Ayllon T. T. and Chavez J. F., 1994. México: sus recursos naturales y su población. Segunda Edición. Limusa. México.
- Bidleman T. F.; Castleberry A. A., Foreman W. T.; Zaransk M.T. and Wall D.W. 1990. *Petroleum Hydrocarbons in the Surface Water of Two Studies in the Southeastern United States*. Est. Coast Shelf Science. 30:91-109.
- Blarasin M., Cabrera, A., 2001. Escenarios e indicadores de contaminación urbana en medio anaerobio y aerobio en el acuífero freático, Rio Cuarto, Córdoba, Argentina. En: Medina y Carrera (eds.). Las caras del agua subterránea, 83- 89.
- Boulding R., 1995. Practical handbook of soil, Vadose zone, and groundwater contamination. Assessment, prevention and remediation. Lewis, 948.
- Bouwer E.J. and Zehnder A. J. B., 1993. Bioremediation of organic compounds-putting microbial metabolism to work. Trends Biotechnol. 11: 360-367.
- Chappin R. G. and Summerlin L. R., 1988. Química. Publicaciones Cultural. México.
- Custodio E. and Llamas R., 1983. Hidrología subterránea. Vol I y II. Omega, 2350.
- Daughton C.G. 2001. Pharmaceuticals in the environment: Overarching issues and overview, in Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Scientific and Regulatory Issues. American Chemical Society: Washington, D.C., 2001, pp. 2-38.
- Dearlove J., 1993, Geochemical interaction processes between landfill clay liner materials and organo-metallic leachate. Waste Disposal by Landfill, Balkema, Rotterdam.
- Eweis J.B., 1998. Bioremediation Principles. McGraw-Hill International Editions. 296.
- Fetter C., 1999. Contaminant Hydrology. Prentice Hall, 500.
- Fetter C., (2001). Applied Hydrogeology. Ed. Bell and Howell Comp. 488 p. Columbus.
- Freeze R. A. and Cherry J.A., 1987. Groundwater. Englewood Cliffs, N.J. Prentice Hall.

- Gode L., 1998. Sectores industriales implicados en la polución del agua. Jornada Técnica: Vertidos de aguas residuales industriales en redes de saneamiento, Zaragoza, España.
- Jiménez C. B. E. 2001. La contaminación ambiental en México causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa, México.
- Jury W. A., 1989. Chemical Movement through Soil. Vadose Zone Modeling of Organic Pollutants. Stephen C. Hern, Susan M. Melancon. Lewis Publishers Inc. USA.
- Kreiner I., 2002. Tecnologías para el tratamiento de residuos peligrosos. En: Cortinas, C. y C. Mosler (eds.). Gestión de residuos peligrosos. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Kruseman G.P., and De Ridder N.A., 1994, Analysis and evaluation of pump test data: Netherlands, International Institute for Land Reclamation and Improvement, 377 p.
- LaGrega M.D., Buckingham P. L. and Evans J.C., 2001. Environmental Resources Management (2001). Hazardous waste management. McGraw-Hill.
- Lesser J. M., 1995. Prospección de contaminación de acuíferos por hidrocarburos. Geólogos. 1(6):5-8.
- Lewis W. J., Foster S. S. D and Drasar B., 1982. The risk of contaminants in groundwater at a landfill: A case study, 6. groundwater pollution by on-site sanitation in developing countries. WHO-PAHO/HPE-CEPIS Technical Manual. Lima, Perú.
- Méndez, R., 2002. Influencia del material de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario. Ingeniería 6-2 (2002) 7-12.
- Ney R., 1990. Fate and transport of organic chemicals in the environment. Govern. Inst. Maryland.
- Niininen M., Kalliokoski P. y Pärjälä E., 1993, Quality of landfill leachates and their effect on groundwater. Waste Disposal by Landfill, Balkema, Rotterdam.
- Office of Technology Assessment-OTA., 1984. Protecting the Nation's Groundwater from Contamination. Vols I and II. (OTA-0-233; OTA-0276). OTA Washington, DC.
- Padilla R. M. Y., 1989. Determinación de los Niveles de Hidrocarburos en Sedimentos Recientes del Río Calzadas en la Región del Bajo Río Coatzacoalcos, Veracruz. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Paillat T. E., Moreau P.O., and Touchard G., 2000. Electrokinetic phenomena in porous media applied to soil decontamination. IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation 7: 693-704.
- Pérez D., 2002. Manual para la interpretación de los ensayos de bombeo y programas de cálculo. Instituto Politécnico "José A. Echeverría" La Habana, Cuba.
- Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) 2002. Dirección General de Inspección de Fuentes de Contaminación, México. <http://www.profepa.gob.mx>
- Riser-Roberts, E. 1998. Remediation of petroleum contaminated soils. Lewis Publishers. 542 pp.

- Saval B. Lara F. Lesser M. y Nieto J. 1995. Acciones para la Remediación de Suelos en México. Segundo Minisimposio Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo. Instituto de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Saval B. S. 2004. Contaminación de acuíferos con hidrocarburos: causas, efectos, riesgos asociados y medidas de prevención. El Futuro del Agua en México. Academia Mexicana de Ingeniería. 233-249.
- Schnitzer M. and Khan S.U., 1978. Soil Organic Matter Developments in Soil Science 8. Elsevier.
- Sellers K., 1999. Fundamentals of hazardous waste site remediation. Lewis Publishers. 326.
- Semple K.T., Reid B.J. and Fermor T.R., 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. Environ. Pollution 112: 269-283.
- Trebouet D., Schlumpf J., Jaquen P. and Quemeneur F. 2001. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes, Elsevier Science Ltd, www.elsevier.com/locate/waters
- Van Deuren J., Wang Z. and Ledbetter J. 1997. Remediation technologies screening matrix and reference Guide. 3ª Ed. Technology Innovation Office, EPA.
- Wise L. D. and Trantolo D. J., 1994. Remediation of Hazardous waste contaminated soils. Wise and Trantolo Editors. Dekker.
- Yong R. N., 1992. Principles of contaminant transport in soils. Amsterdam. Elsevier.