

EVALUACIÓN NUMÉRICA DE UN SISTEMA DE REMEDIACIÓN DE AGUAS
SUBTERRÁNEAS ANTE EL DERRAME DE HIDROCARBUROS EN LA ZONA NO
SATURADA DE UN ACUÍFERO ALUVIAL COSTERO

JESÚS ALIRIO LEAL SIERRA
INGENIERO AMBIENTAL

UNIVERSIDAD ANTONIO NARIÑO
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
MAESTRÍA EN HIDROGEOLOGÍA AMBIENTAL
BOGOTÁ D.C.

2020

EVALUACIÓN NUMÉRICA DE UN SISTEMA DE REMEDIACIÓN DE AGUAS
SUBTERRÁNEAS ANTE EL DERRAME DE HIDROCARBUROS EN LA ZONA NO
SATURADA DE UN ACUÍFERO ALUVIAL COSTERO

JESÚS ALIRIO LEAL SIERRA
INGENIERO AMBIENTAL

Trabajo de Maestría

DIRECTOR DEL TRABAJO DE MAESTRÍA
Prof. ADRIANA PIÑA FULANO, Ph.D.

UNIVERSIDAD ANTONIO NARIÑO
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
MAESTRÍA EN HIDROGEOLOGÍA AMBIENTAL
BOGOTÁ D.C.

2020

Nota de aceptación:

El trabajo de maestría “Evaluación numérica de un sistema de remediación de aguas subterráneas ante el derrame de hidrocarburos en la zona no saturada de un acuífero aluvial” presentado por el estudiante Jesús Alirio Leal Sierra, para optar por el título de Magister en Hidrogeología Ambiental de la Universidad Antonio Nariño, cumple con todos los requisitos establecidos y recibe nota aprobatoria.

Firma del director del Trabajo de Maestría.

Adriana Piña Fulano

Adriana Patricia Piña Fulano

Firma del jurado 1

Leonardo Donado

Leonardo Donado

Firma del jurado 2

Carlos Gonzales

Carlos Gonzales

Bogotá D.C., 02 de diciembre de 2020

RESUMEN

En el proyecto construcción y operación del puerto marítimo Puerto Nuevo ubicado en el municipio de Ciénaga Magdalena se presenta una contingencia debido a la ruptura de un tubo ubicado a un (1) metro de profundidad que genera en el año 2018 el derrame de aproximadamente 25.000 galones de biodiesel durante 30 días en un acuífero aluvial costero. En este contexto, se desarrolla a partir de información secundaria un modelo hidrogeológico conceptual-MHC y numérico de flujo y transporte-MNFT. Este último, desarrolla en su etapa transitoria una técnica de remediación por extracción de agua subterránea y producto en fase libre que actúa como una medida física de confinamiento o contención.

Así las cosas, en esta investigación se desarrollan las principales ecuaciones de flujo y transporte de la zona no saturada-ZNS y saturada, y se explican los conceptos asociados a la intrusión salina. La definición de los parámetros de transporte como relación de las dispersividades se realiza a partir de un análisis de regresión de la línea de corriente del acuífero donde se presenta la contingencia, mientras que, para aquellos asociados a la ZNS, se utilizan las funciones de pedotransferencia a partir de la textura y densidad del suelo seco (Gupta and Larson (1979), ante la ausencia de análisis de laboratorio donde se determinen las curvas de retención de humedad para el análisis de la conductividad hidráulica de la ZNS (Gupta and Larson 1979). En este sentido y considerando que el objetivo de la presente investigación es evaluar una técnica de remediación de extracción de agua subterránea, se describe de forma general la extracción de agua subterránea, la cual debe ser acompañada de otra técnica de remediación enfocada a la ZNS que cumpla con el límite de referencia para la comparación de sitios impactados por hidrocarburos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible-MADS, (2008).

Este trabajo es desarrollado en 3 fases, las cuales se dividen en describir y recopilar información del caso de estudio con el objetivo de construir en la segunda fase el MHC y MNFT incluyendo el análisis de la técnica de remediación. De esta manera, la tercera fase consiste en analizar los resultados del modelo numérico de flujo y transporte en condiciones conservativas, esto significa que el soluto en el acuífero aluvial no presenta retardo, y no se considera la ZNS. Así las cosas, es importante resaltar que en la segunda fase se ajusta el MHC donde se definen las fronteras de flujo, se refina la geología, se caracteriza y calcula la recarga potencial y se analiza la dinámica del Rio Toribio como principal afluente del dominio del modelo. En cuanto a los parámetros hidrodinámicos se utiliza el software RETC para calcular a partir de funciones de pedotransferencia los parámetros de la ZNS, y los de la zona saturada a partir de pruebas de bombeo e información bibliografía de acuerdo al tipo de unidad hidrogeológica. Seguido de lo anterior, se finaliza el MHC con el cálculo de los parámetros de la isoterma de adsorción utilizando el modelo de Freundlich, a partir de ensayos de laboratorio en suelos con similar granulometría que la del área de estudio. Una vez construido el MHC se estructura un modelo numérico en el programa FEFLOW el cual es calibrado mediante el método de prueba y error y el algoritmo PEST incluido en el programa. Con el modelo numérico de flujo en estado transitorio se determina que la variable correspondiente a la isoterma de Freundlich es fundamental para definir el comportamiento del soluto, concluyendo que los valores propuestos por Seferou, (2013) son los adecuados para que la pluma de contaminación tenga una propagación similar a la definida en la relación de dispersividades y que no llegue a los pozos de monitoreo PZ-05 y PZ-06 un mes después de culminar el evento de contingencia.

Finalmente, se concluye que la técnica de remediación por extracción de agua subterránea logra disminuir la concentración de biodiesel en el acuífero aluvial a menos de 0.29 mg/l MADS (2008) y que la evaluación numérica de dispersión de contaminantes debe contemplar la ZNS y el retardo. Lo anterior debido a que los resultados con un soluto no conservativo muestran una disminución de la pluma de contaminación del 63 % en distancia y 90 % en concentración en comparación con los resultados del modelo numérico conservativo.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	12
2. OBJETIVOS	13
2.1. OBJETIVO GENERAL	13
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
2.3. ANTECEDENTES	13
2.4. ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO.	14
3. MARCO TEÓRICO	15
3.1. TRANSPORTE DE SOLUTOS.	15
3.1.1. Flujo en la Zona Saturada.....	15
3.1.2. Transporte en la Zona Saturada (advección, difusión, dispersión y retardo).	16
3.1.3. Flujo en la Zona No Saturada.....	22
3.1.4. Transporte de solutos no conservativos en la zona no saturada.	24
3.1.5. Numero de Péclet y Courant.	25
3.1.6. Intrusión Salina.	26
3.2. TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN.	28
3.2.1. Extracción de agua subterránea y producto en fase libre no acuosa.	29
3.2.2. Técnica de remediación en la zona no saturada.	29
3.2.3. Marco Normativo en Colombia para el Análisis de Riesgos en Sitios de Distribución de Hidrocarburos.....	30
4. MARCO METODOLÓGICO	32
4.1. FASE I. RECOPIACIÓN Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN SECUNDARIA. .	32
4.2. FASE II. MODELO HIDROGEOLOGÍCO.	33
4.2.1. Modelo Hidrogeológico Conceptual-MHC.....	33
4.2.2. Modelo Numérico de Flujo y Transporte-MNFT.....	34
5. CASO DE ESTUDIO (FASE I)	36
5.1. LOCALIZACIÓN DEL PROYECTO.	36
5.3.1. Recarga Potencial.....	39
5.4. GEOLOGÍA	40
5.4.1. Geología estructural.	41
5.5. HIDROGEOLOGÍA.	42
5.5.1. Oferta y demanda del acuífero de Ciénaga.....	43
5.5.2. Hidrogequímica y calidad del agua subterránea.....	44
6. MODELO HIDROGEOLOGÍCO (FASE II)	46
6.1 MODELO HIDROGEOLOGÍCO CONCEPTUAL-MHC.	46
6.1.1. Geología.	46
6.1.2. Hidrología.....	46
6.1.3. Dinámica del agua subterránea.....	49
6.1.4. Parámetros hidrodinámicos de flujo y transporte.....	53
6.2. MODELO NUMÉRICO DE FLUJO Y TRANSPORTE-MNFT.	60
6.2.1. Configuración del modelo numérico.....	61

6.2.2. Simulaciones.	66
7. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS	90
7.1. TÉCNICA DE REMEDIACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS.	90
7.2. EVALUACIÓN DEL BODIESEL EN EL ACUÍFERO ALUVIAL PARA CONDICIONES CONSERVATIVAS.	99
8. CONCLUSIONES.....	105
8.1. RECOMENDACIONES Y POSIBLES INVESTIGACIONES FUTURAS.....	106
9. BIBLIOGRAFÍA.....	108
10. ANEXO I-CURVAS DE RETENCIÓN POR CADA TIPO DE SUELO.	111

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Líneas de flujo en un medio poroso que causa dispersión hidrodinámica.	17
Figura 3.2. Relación de dispersividad en la propagación de la pluma contaminante. (Fetter, 1999).	19
Figura 3.3. Dispersividad longitudinal aparente de los estudios de campo y de laboratorio en función de la escala del estudio. (Fetter, 1999).	20
Figura 3.4. Patrones generales para diferentes isotermas de adsorción. (Alvarez Alvarado, 2003).	21
Figura 3.5. Curva del efluente para diferentes procesos. (Congreso latinoamericano de hidrogeología, 2012).	22
Figura 3.6. Tipos de entrada de un soluto al sistema. (Jury, 1990).	22
Figura 3.7. Parámetros asociados a las funciones de pedotransferencia evaluadas. (Gupta and Larson, 1979).	24
Figura 3.8. Equilibrio del agua dulce y salada de acuerdo con los supuestos básicos de Ghyben-Herzberg. (Custodio and Llamas, 1976).	27
Figura 3.9. Equilibrio del agua dulce y salada de acuerdo con los supuestos básicos de Ghyben-Herzberg modificado. (Custodio and Llamas, 1976).	28
Figura 3.10. Bombeo de agua y producto en fase libre no acuosa. Adaptado de: (Environmental Protection Agency (EPA)).	29
Figura 3.11. Sistema de inyección de aire y extracción de vapores en suelo (Environmental Protection Agency (EPA)).	30
Figura 3.12. Composición en porcentajes predeterminados de fracción de equivalentes de carbono en Gasolina y Diesel. (MADS, (2008)).	31
Figura 3.13. Límites de referencia para la comparación de sitios impactados por hidrocarburos. (MADS, (2008)).	31
Figura 4.1. Fases metodología de investigación.	32
Figura 4.2. Flujograma modelo hidrogeológico conceptual-MHC.	33
Figura 4.3. Flujograma modelo numérico de flujo y transporte-MNFT.	34
Figura 5.1. Zona de contingencia. Adaptado de: Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018.	36
Figura 5.2. Área de estudio modelo hidrogeológico conceptual, modelo numérico y zona donde ocurre la contingencia.	37
Figura 5.3. Evapotranspiración potencial estimada en mm (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).	38
Figura 5.4. Precipitación media mensual (1973-2016) en estaciones aeropuerto Simón Bolívar y la Ye (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).	38
Figura 5.5. Distribución de la infiltración en el área de modelación para el mes de septiembre. Adaptado de: Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019.	39
Figura 5.6. Distribución espacial de la infiltración en el área de modelación para el mes de octubre. Adaptado de: Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019.	40
Figura 5.7. Geología del área de estudio. Adaptado de: Servicio Geológico Colombino-SGC (1969), Plancha No. 18-Ciénaga.	41
Figura 5.8. Flujo del agua subterránea en el área de estudio (Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018).	43
Figura 5.9. Parámetros hidrogeológicos teóricos de los materiales en área de estudio (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).	43

Figura 5.10. Localización puntos de monitoreo de aguas subterráneas (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).	44
Figura 5.11. Diagrama Piper (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).	45
Figura 6.1. Geología del área de estudio ajustada.	47
Figura 6.2. Puntos de monitoreo de caudal y nivel en el Rio Toribio.	47
Figura 6.3. Nivel Rio Toribio en los puntos de monitoreo Desembocadura y Puente.	48
Figura 6.4. Distribución final de la recarga potencial para el mes de septiembre y octubre.	49
Figura 6.5. Ubicación de los piezómetros PM-01 al PM-07.	50
Figura 6.6. Ubicación de los piezómetros construidos en el marco de la contingencia (PZ-01 al PZ-10).	50
Figura 6.7. Comportamiento del nivel freático del año 2014 (septiembre) al 2019 (marzo).	51
Figura 6.8. Comportamiento del nivel freático del año 2018 al 2019 (marzo).	52
Figura 6.9. Direcciones de flujo del área de objeto de investigación elaboradas con apoyo del software Global Mapper Versión 13.	52
Figura 6.10. Condición de frontera tipo rio de carácter influente (acuífero tipo afluyente).	52
Figura 6.11. Ubicación piezómetros PZ-01 y PZ-03.	53
Figura 6.12. Ejemplo de curvas de succión y su relación con el contenido de humedad residual y saturada.	54
Figura 6.13. Análisis prueba de bombeo por el método de Theis.	55
Figura 6.14. Análisis prueba de bombeo por el método de Theis.	55
Figura 6.15. Modelo conceptual del evento de contingencia.	57
Figura 6.16. Cinética de adsorción del Diesel en el suelo adaptado al modelo lineal de la isoterma de Freundlich.	58
Figura 6.17. Ejemplo de la cinética de adsorción del biodiesel en el suelo adaptado al modelo lineal de la isoterma de Freundlich.	59
Figura 6.18. Bloque diagrama MHC.	60
Figura 6.19. Configuración de las 13 capas modelo 3D.	61
Figura 6.20. Vista en perfil configuración de las 13 capas (corte A-A').	62
Figura 6.21. Celdas activas e inactivas del modelo 3D.	62
Figura 6.22. Ángulos máximos de la malla del modelo.	63
Figura 6.23. Condiciones de frontera de flujo-Tipo I (Hydraulic Head BC y Salwater Head).	65
Figura 6.24. Condiciones de frontera de transporte-Tipo I (Mass Concentration BC y Constrain).	65
Figura 6.25. Resultados de conductividad hidráulica implementando FEPEST como método de calibración.	67
Figura 6.26. Cargas hidráulicas modelo numérico en estado estacionario.	69
Figura 6.27. Niveles observados versus los calculados para 16 puntos de monitoreo.	69
Figura 6.28. Direcciones de flujo, cargas hidráulicas y tabla de agua.	70
Figura 6.29. Corta A-A'. Direcciones de flujo, cargas hidráulicas y tabla de agua.	70
Figura 6.30. Cargas hidráulicas, intrusión salina y tabla de agua.	71
Figura 6.31. Concentración generada por la intrusión salida en los 16 puntos de monitoreo.	71
Figura 6.32. Balance hidrogeológico modelo numérico en estado estacionario.	72
Figura 6.33. Cambio de densidad debido al proceso de intrusión salina y direcciones de flujo.	72
Figura 6.34. Esferas que representan el balance de masas del rio Toribio (valores positivos en color rojo gana el acuífero).	73

Figura 6.35. Esferas que representan el balance de masas de la frontera de flujo con el Mar Caribe (valores positivos gana el acuífero).....	73
Figura 6.36. Bloque diagrama que resume el balance hidrogeológico del modelo numérico en estado estacionario.	74
Figura 6.37. Condiciones de flujo y transporte que varían en el tiempo.....	74
Figura 6.38. Malla ajustada en la zona de contingencia.....	75
Figura 6.39. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 60 días.	76
Figura 6.40. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 2 años.....	76
Figura 6.41. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 5 años.....	77
Figura 6.42. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 60 días, 2 años y 5 años.....	77
Figura 6.43. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 60 días.....	78
Figura 6.44. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 2 años.....	78
Figura 6.45. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 5 años.....	79
Figura 6.46. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 60 días, 2 años y 5 años.....	79
Figura 6.47. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Lens-Tiempo 60 días.....	80
Figura 6.48. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo de Seferou 2013-Lens-Tiempo 1.5 años.	80
Figura 6.49. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Lens-Tiempo 60 días y 1.5 años.....	81
Figura 6.50. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 60 días.	81
Figura 6.51. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 2 años.	82
Figura 6.52. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 5 años.	82
Figura 6.53. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 60 días, 2 años y 5 años.....	83
Figura 6.54. Vista 3D del comportamiento de la pluma de contaminación 30 días después de la contingencia.	83
Figura 6.55. Vista en perfil B_B' del comportamiento de la pluma de contaminación 30 días después del evento de contingencia.	84
Figura 6.56. Vista 3D del comportamiento de la pluma de contaminación a los 2 años.....	84
Figura 6.57. Vista en perfil B_B' del comportamiento de la pluma de contaminación a los 2 años.	85
Figura 6.58. Vista 3D del comportamiento de la pluma de contaminación a los 4 años.....	85
Figura 6.59. Vista en perfil B_B' del comportamiento de la pluma de contaminación a los 5 años.	86

Figura 6.60. Cargas hidráulicas modelo numérico en estado transitorio del piezómetro PZ-01 al PZ-10.	87
Figura 6.61. Distribución de la concentración del biodiesel de los piezómetros PZ-01 al PZ-10.....	87
Figura 6.62. Distribución de la concentración del biodiesel de los piezómetros PZ-05 y PZ-06.	88
Figura 6.63. Balance de masas en estado transitorio 60 días después del evento de contingencia (sin remediación).....	88
Figura 6.64. Balance de masas en estado transitorio 2 años después del evento de contingencia (sin remediación).....	88
Figura 6.65. Balance de masas en estado transitorio 5 años después del evento de contingencia (sin remediación).....	89
Figura 7.1. Vista 3D de los 4 pozos de bombeo ubicados en la capa 4 y 5.....	90
Figura 7.2. Vista en planta de los 4 pozos de bombeo ubicados en la capa 4.	91
Figura 7.3. Configuración de bombeo para los 4 pozos.	91
Figura 7.4. Concentración del biodiesel de los piezómetros PZ-01 al PZ-10 después ejecutar la técnica de remediación.	92
Figura 7.5. Concentración inferior a 0.29 mg/l de biodiesel después de 1590 día de los piezómetros PZ-01 al PZ-10 al ejecutar la técnica de remediación.....	92
Figura 7.6. Comportamiento de las cargas hidráulicas durante la ejecución de la técnica de remediación de los piezómetros PZ-01 al PZ-10.	93
Figura 7.7. Comportamiento de las cargas hidráulicas durante la ejecución de la técnica de remediación de los piezómetros PM-01, PM-02, PM-03, PM-04, PM-06 y PM-07.	93
Figura 7.8. Vista en planta de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 10 días después de ejecutar la técnica de remediación.....	94
Figura 7.9. Vista 3D de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 10 días después de ejecutar la técnica de remediación.	94
Figura 7.10. Vista en planta de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 270 días después de ejecutar la técnica de remediación.....	95
Figura 7.11. Vista 3D de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 270 días después de ejecutar la técnica de remediación.	95
Figura 7.12. Vista en planta de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 450 días después de ejecutar la técnica de remediación.....	96
Figura 7.13. Vista 3D de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 450 días después de ejecutar la técnica de remediación.	96
Figura 7.14. Balance de masas en estado transitorio 10 días después de ejecutar la técnica de remediación.	97
Figura 7.15. Balance de masas en estado transitorio 270 días después de ejecutar la técnica de remediación.....	97
Figura 7.16. Balance de masas en estado transitorio 450 días después de ejecutar la técnica de remediación.	98
Figura 7.17. Balance de masas en estado transitorio 1710 días después de ejecutar la técnica de remediación.	98
Figura 7.18. Balance de masas en estado transitorio del Rio Toribio, 10 días después de ejecutar la técnica de remediación con el máximo caudal de explotación.....	99
Figura 7.19. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 60 días.....	100
Figura 7.20. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 2 años.	100

Figura 7.21. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 5 años.	101
Figura 7.22. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 60 días, 2 años y 5 años.	101
Figura 7.23. Distribución de la concentración de un soluto conservativo en los piezómetros.....	102
Figura 7.24. Distribución de la concentración de un soluto conservativo en los piezómetros.....	102
Figura 7.25. Comportamiento de un soluto conservativo y no conservativo en el piezómetro PZ-01.	103
Figura 7.26. Comportamiento de un soluto conservativo y no conservativo en los piezómetros PZ-05 y PZ-06.....	103
Figura 7.27. Comparación para 60 días, 2 años y 5 años de la pluma de contaminación para un soluto conservativo y no conservativo.	104

LISTA DE TABLAS

Tabla 5.1. Parámetros morfométricos de la cuenca del río Toribio.	38
Tabla 6.1. Características de los piezómetros PM-01 al PM-07.	49
Tabla 6.2. Precipitación total anual registrada en la estación.....	51
Tabla 6.3. Parámetros del modelo de van Genuchten (1890) para la zona no saturada.	54
Tabla 6.4. Parámetros de flujo de las unidades hidrogeológicas que intervienen en el área de estudio obtenidos a partir de información primaria y secundaria.	56
Tabla 6.5. Conductividad eléctrica, cloruros y dureza registrados en el año 2018.	56
Tabla 6.6. Resultados de adsorción para la isoterma de Lagmuir transformados a escala logarítmica de acuerdo con el modelo lineal de Freundlich (Cardona, 2003).....	58
Tabla 6.6. Resultados de adsorción para la isoterma de Lagmuir transformados a escala logarítmica de acuerdo con el modelo lineal de Freundlich. Adaptado de Cardona (2003).	59
Tabla 6.4. Parámetros de transporte del modelo de Freundlich.	59
Tabla 6.9. Estadísticos de las pruebas realizadas con FEPEST	67
Tabla 6.10. Parámetros de flujo y transporte objeto de ajuste después de la calibración manual.	68
Tabla 6.11. Estadísticos de la calibración realizada por prueba y error	68
Tabla 6.12. Dimensiones de la pluma de contaminación para 3 escenarios.	87
Tabla 7.1. Dimensiones de la pluma de contaminación considerando	101

LISTA DE ANEXOS

Anexo I. Curvas de retención con los valores de presión y contenido de humedad por cada unidad de suelo.

GLOSARIO

Con el fin de dar claridad y una mayor comprensión del documento por parte del lector, a continuación, se desarrolla un listado de términos usados para el presente trabajo.

Zona no saturada: zona por encima del nivel freático donde la presión del agua es negativa.

Zona saturada: aquella en la que los poros están completamente llenos de agua.

Funciones de pedotransferencia: modelo empírico que permite estimar las propiedades hidráulicas de los suelos a partir de información de fácil acceso.

Soluto conservativo: aquel que no sufre ningún tipo de interacción química con otros solutos o con la matriz.

Soluto no conservativo: aquel objeto de procesos como advección, difusión, dispersión y retardo.

Coefficiente de retardo: relación entre la velocidad de filtración del agua subterránea y la velocidad media de migración del contaminante.

Isotermas de adsorción: relación de equilibrio entre la concentración del contaminante en la matriz y la fase acuosa.

Isoterma de Freundlich: modelo de adsorción no lineal, empírico y generalmente el más flexible para describir el equilibrio de sustancias hidrofóbicas entre el agua subterránea y los suelos.

Pulse-input: entrada de una concentración constante al sistema durante un periodo determinado de tiempo.

Step-input: entrada de una concentración variable en el tiempo.

Intrusión salina: efecto en el que el agua salada del mar empuja lentamente el agua subterránea tierra adentro y hacia la superficie.

Contaminación del agua: cambio químico, físico o biológico en la calidad del agua (acumulación de sustancias tóxicas y derrame de fluidos en un sistema hídrico) que tiene un efecto dañino en cualquier cosa viva que consuma esa agua.

Contaminación en suelo: la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) define la contaminación del suelo como una forma de degradación química que provoca la pérdida parcial o total de la productividad del suelo.

Técnica de remediación: actividades empleadas para prevenir o reducir significativamente la migración de los contaminantes orgánicos e inorgánicos en suelo y aguas subterráneas.

TPH DRO: fracciones que incluyen rangos de gasolina.

TPH GRO: fracciones que incluyen rangos de Diesel.

LGBR: límites de referencia para la comparación de sitios impactados por hidrocarburos.

Biodiesel: líquido conformado principalmente por productos obtenidos del petróleo y aceites vegetales como el etanol.

Modelo hidrogeológico conceptual-MHC: compilación e interpretación, en su conjunto, de los resultados generados a partir de la información oficial y los estudios previamente mencionados, los cuales aportan información diversa para comprender y conceptualizar el funcionamiento hidrogeológico del sistema a modelar.

Rio ganador: aquel que recibe caudal del sistema hidrogeológico.

Rio perdedor: aquel que aporta caudal al sistema hidrogeológico.

Recarga: entrada neta de agua en el terreno (infiltración menos evaporación menos escorrentía subsuperficial) que se transmite hasta los acuíferos. Se mide como una tasa (altura/tiempo o un caudal).

Modelo numérico de flujo-MNF: aquel que describe el flujo de agua mediante ecuaciones numéricas con valores específicos de condiciones de frontera que se resuelven computacionalmente.

Producto en fase libre-PFL: hidrocarburos líquidos en fase no acuosa cuya densidad es mayor a la del agua.

Limites genéricos basados en riesgo (LGBR): concentraciones reportadas por el laboratorio durante la evaluación ambiental que estén por encima de los límites establecidos en el Manual Técnico para la ejecución de análisis de riesgos para sitios de distribución de derivados hidrocarburos.

1. INTRODUCCIÓN

El mayor porcentaje de la contaminación en el subsuelo tiene su origen en los derrames de hidrocarburos derivados del petróleo; su amplio uso y almacenamiento los ha convertido en contaminantes ubicuos en el suelo y el agua subterránea (Alvarez Alvarado, 2003). Por este motivo las técnicas de remediación físicas juegan un papel importante, ya que pueden evitar que exista contaminación del recurso hídrico tanto superficial como subterráneo. Ahora bien, cuando se presenta una contingencia asociada a un problema de contaminación por hidrocarburos, generalmente no existe el tiempo necesario para caracterizar los procesos que se presentan tanto en la zona no saturada como en la zona saturada, lo cual dificulta la toma de decisiones sobre la técnica de recuperación tanto de agua como de suelo ocasionando gastos innecesarios y tiempos sobrestimados en la ejecución e implementación de la técnica de remediación.

Por lo anterior, en esta investigación se analiza a partir de información secundaria los procesos que se dan en la zona no saturada y saturada cuando un contaminante ingresa como un pulso (Pulse-Input) a un acuífero aluvial costero que presenta condiciones de contorno conformadas por el mar caribe, el río Toribio, la recarga potencial y la intrusión salina.

En este contexto, este trabajo busca desarrollar una metodología para la toma de decisiones en problemas de contaminación por hidrocarburos en un acuífero aluvial costero, donde se concluye cual es la configuración de la técnica de remediación más eficiente para la extracción de agua subterránea y producto en fase libre. Para esto, se desarrolla un modelo numérico que contempla los procesos de flujo y transporte que se dan en la zona no saturada y saturada, determinando de esta manera la importancia de caracterizar el contaminante como un soluto no conservativo donde se deben contemplar los procesos de advección, difusión, dispersión y retardo. Al desarrollar estos procesos en la estructura del modelo numérico, se realiza un análisis de sensibilidad en la etapa de calibración de las cargas hidráulicas y otro en la etapa transitoria para los parámetros de la isoterma de adsorción, concluyendo con la técnica de remediación y el comportamiento de un soluto conservativo.

Finalmente es importante resaltar que la técnica propuesta en la presente investigación debe ser integrada con otras técnicas de remediación que eliminen los lixiviados generados a partir de los fluidos líquidos no acuosos que se almacenan en la matriz de la zona no saturada y siguen contaminado el recurso hídrico subterráneo.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Analizar mediante un modelo numérico hidrogeológico si la técnica de remediación de ~~aguas subterráneas~~ por extracción de aguas subterráneas y producto en fase libre impide que un derrame de hidrocarburos en la zona no saturada de un acuífero aluvial costero ubicado en la cuenca baja del Río Toribio contamine el recurso hídrico superficial.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar los parámetros hidrodinámicos y de transporte de masa de la zona no saturada y saturada del acuífero asociado a un depósito aluvial costero ubicado en la cuenca baja del Río Toribio.
- Desarrollar un modelo numérico de flujo y transporte de masa en estado estacionario y transitorio.
- Evaluar la técnica de remediación por bombeo de aguas subterráneas que sea eficiente para evitar que la pluma de contaminación generada a partir de un evento de contingencia llegue al recurso hídrico superficial.
- Evaluar el impacto de la zona no saturada y retardo en el desarrollo de un modelo numérico de transporte de solutos no conservativos.

2.3. ANTECEDENTES

De acuerdo con la Secretaria Distrital de Ambiente-SDA, en Bogotá por lo menos existen 8 sitios con plan de remediación aprobado bajo resolución, seguido por un aproximado de 55 puntos que sobrepasan los límites de referencia para la comparación de sitios impactados por actividades contaminantes (industrias y estaciones de servicio) y finalmente un aproximado de 1150 sitios con sospecha de contaminación al recurso hídrico subterráneo. En este contexto, se destacan principalmente el derrame por fugas de hidrocarburos ocurrido en estaciones de servicio de gasolina, donde se estima que los tanques pueden tener filtraciones que son muy difíciles de detectar, por las que escapan pequeñas cantidades de líquido que se acumula durante años, hasta que su presencia es detectada en cauces naturales o en pozos de agua subterránea.

A nivel latinoamericano, Brasil es el país que más restricciones tiene en esta materia, y aunque no existe una legislación específica, es posible encontrar normativas en el ámbito federal, estatal y municipal, que cautelan las aguas subterráneas, con claras reglas para el que contamina, que incluyen la reclusión hasta 5 años. La restricción sobre ubicación de estaciones de servicios a no menos de 150 m de lugares públicos está expresamente regulada, y sitúa en 30.000 litros la capacidad máxima de los tanques de almacenamiento subterránea, medidas que sin duda apuntan a reducir el impacto de la contaminación de suelo y acuíferos por derrames o fugas de combustibles (Larenas, 2009).

Por lo anterior, se desarrollan técnicas de remediación tanto para suelos contaminados como para aguas subterráneas que definen un conjunto de operaciones realizadas con el objetivo de controlar, disminuir o eliminar los contaminantes presentes. Estas medidas de manejo generalmente son orientadas a la zona saturada ya que en la zona no saturada los costos aumentan considerablemente dependiendo de la técnica,

y más si la contaminación es generada a partir de un evento de contingencia. Por este motivo para controlar y remediar un sitio contaminado que involucre la zona no saturada y saturada es necesario implementar una técnica de remediación que actúe diluyendo el producto en fase libre y los vapores de la zona no saturada, así como los disueltos en el agua subterránea de forma paralela. Un ejemplo de lo anterior es el área de estudio donde se desarrolla la presente investigación (acuífero costero de Ciénaga, Magdalena), ya que en enero de 2018 se presenta la contingencia y a noviembre de 2020 persiste el hidrocarburo en los pozos de monitoreo (Radicado en la ANLA No. 2020139708-2-000 del 26 de agosto de 2020).

Finalmente es relevante mencionar que al momento la normatividad en Colombia no exige cómo abordar desde el modelo hidrogeológico conceptual y numérico un problema relacionado con sitios contaminados, permitiendo que no exista una metodología donde se consideren como mínimo la zona no saturada y la adsorción como principales procesos en la naturaleza.

2.4. ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO.

Este documento se divide en ocho capítulos. El primer y segundo capítulo presenta las generalidades concernientes a un evento de contaminación y la importancia de las técnicas de remediación. El tercer capítulo presenta el marco teórico asociado a la investigación de la zona saturada, zona no saturada, transporte no conservativo, técnicas de remediación y normatividad en Colombia. El cuarto capítulo incluye la metodología de trabajo para elaborar el modelo hidrogeológico conceptual y numérico de transporte. El capítulo cinco contiene el caso de estudio donde se da un contexto general del evento de contingencia y la hidrogeología del área de estudio. El sexto capítulo contiene el desarrollo del modelo hidrogeológico conceptual y numérico de transporte.

El séptimo capítulo se basa en el análisis de los resultados, donde se evalúa la técnica de remediación y el comportamiento del soluto en condiciones no conservativas antes de desarrollar la técnica de remediación. El octavo capítulo contiene las conclusiones obtenidas con el desarrollo de esta investigación y se presentan recomendaciones para trabajos futuros.

Para finalizar, en el anexo I, se presentan los resultados de las curvas de retención con los valores de presión y contenido de humedad por cada unidad de suelo.

3. MARCO TEÓRICO

Este capítulo presenta una introducción al cálculo de los parámetros hidrodinámicos para el flujo y transporte de solutos en la zona no saturada y saturada. Posteriormente y teniendo en cuenta que el área de estudio se encuentra ubicada en una zona costera se presenta la solución numérica para definir el comportamiento de la intrusión salina. Por último, se describen las técnicas de remediación de agua subterránea ante un derrame de hidrocarburos y algunos aspectos normativos en Colombia.

3.1. TRANSPORTE DE SOLUTOS.

Los solutos se refieren a los componentes tanto orgánicos como inorgánicos de la fase fluida que pueden ser disueltos en la fase acuosa como iones, complejos o compuestos eléctricamente neutros, o como grandes agregados moleculares, como los coloides. Los diferentes solutos de la fase fluida pueden interactuar o no entre ellos o con la matriz sólida, modificando o no sus propiedades físicas y químicas. Pueden sufrir también transformaciones bióticas y abióticas dando lugar a productos de transformación que, en el caso de algunos contaminantes, pueden ser incluso más tóxicos que los compuestos originales (Piña Fulano, 2010).

Un contaminante químico es una sustancia o producto químico que no integra naturalmente los ecosistemas o que se encuentra en una determinada concentración y que está biodisponible siendo capaz de producir efectos adversos a corto y/o largo plazo para los seres vivos expuestos. Sus características principales están asociadas son la concentración, persistencia, y la duración de la exposición (Lenoir, Tornari, y Campos, 2004).

3.1.1. Flujo en la Zona Saturada.

La zona saturada de un acuífero es aquella en la que los poros están completamente llenos de agua. En esta zona, la presión del agua es superior a la de la atmósfera. Por este motivo las ecuaciones matemáticas que describen el flujo de la zona saturada a través de un medio poroso se basan principalmente en la ley de Darcy (Ecuación 3.1) y la ecuación de continuidad. Según la ley de Darcy, la descarga específica o velocidad de flujo promedio es proporcional al gradiente por la conductividad hidráulica (Fetter, 1999). Esta última depende tanto del medio poroso como de las propiedades del fluido:

Ecuación 3.1.

$$q = -K \frac{\partial h}{\partial l},$$

donde q es la descarga específica que se define como el flujo por unidad de área de sección transversal del medio poroso, K es la conductividad hidráulica y h es la carga hidráulica. Sustituyendo Darcy en la ecuación de continuidad se obtiene la

Ecuación 3.2 que describe el balance y cantidad de movimiento.

Ecuación 3.2.

$$\nabla \cdot (K \nabla h) \pm W = Ss \frac{\partial h}{\partial t},$$

donde, ∇ es el operador Nabla o vector dirección, Ss es la capacidad de almacenamiento específica para acuíferos confinados, W representa el término fuente/sumidero y, t es el tiempo.

En condiciones estables, no hay cambios en la carga hidráulica, por lo que el tiempo es una variable dependiente. Si el medio es homogéneo e isotrópico, y el flujo es permanente la Ecuación 3.2 se reduce a la ecuación de la Laplace (Ecuación 3.3).

Ecuación 3.3.

$$\nabla^2 h \pm W = 0.$$

Podemos entonces definir el coeficiente de almacenamiento S (adimensional) para un acuífero confinado como el volumen de agua que sale de un acuífero por unidad de área horizontal. De esta manera, el almacenamiento se expresa como $S = S_s \times b$ cuando el acuífero está confinado, el espesor saturado y la transmisividad ($T = Kb$, donde b es el espesor saturado) permanece constante.

También se puede definir un coeficiente de almacenamiento para un acuífero libre, el cual es llamado rendimiento específico o porosidad efectiva, S_y , donde el volumen de agua almacenada está limitado por el nivel freático. Si como resultado de un bombeo, sale más agua de la que está entrando al acuífero, el nivel freático descenderá. Puede definirse entonces el coeficiente de almacenamiento de un acuífero libre de la misma manera que para uno confinado, excepto que la caída de carga hidráulica es la del nivel freático (Vélez Otálvaro, 2004).

3.1.2. Transporte en la Zona Saturada (advección, difusión, dispersión y retardo).

Para conocer los procesos que se dan en la contaminación de aguas subterráneas es necesario conocer la teoría básica del movimiento de un soluto en ellas. Los procesos por los cuales se mueven estas sustancias en el medio poroso son complejos y se producen reacciones químicas y bioquímicas (Vélez Otálvaro, 2004). Por este motivo, los solutos que no sufren ningún tipo de interacción con la matriz sólida, como procesos de adsorción o de cambio iónico, se llaman solutos conservativos (Piña Fulano, 2010). Por otra parte, si se producen diversos procesos son solutos no conservativos los cuales se caracterizan por:

- i. La concentración está controlada por el movimiento en la dirección del flujo (advección).
- ii. Los fenómenos de mezcla longitudinal y transversal (dispersión) dan lugar al aumento del tamaño de la zona contaminada y la disminución de las concentraciones máximas.
- iii. Debido a los procesos de absorción el soluto por interacción con el medio provoca un retardo que ralentiza la velocidad de transporte.

Es por ello, que a continuación se describen los principales procesos que se analizan en el presente trabajo de investigación para un soluto no conservativo (advección, difusión, dispersión y retardo). Es relevante indicar que en este trabajo los procesos de no equilibrio debido a una transformación química no se analizan.

A partir del principio de conservación de masa se obtiene la siguiente ecuación:

Ecuación 3.4.

$$-\nabla \cdot F = \frac{\partial n_e C_i}{\partial t},$$

donde F es el vector de flujo masivo, n_e es la porosidad, C_i es la concentración del soluto y t el tiempo. El vector de flujo se puede descomponer en:

Ecuación 3.5.

$$F = F_a + F_m + F_d,$$

siendo F_a el flujo advectivo, F_m el flujo debido a la dispersión mecánica y F_d el flujo debido a la **difusión molecular**, que se obtiene a partir de la Ley de Fick como:

Ecuación 3.6.

$$F_d = -D_m \frac{\partial C}{\partial x'}$$

donde D_m es el coeficiente de difusión en medio continuo y $\partial C/\partial x$ es el gradiente de concentración.

El transporte por **advección**, F_a , describe cómo los sólidos disueltos son llevados por el flujo de agua subterránea, y viene dado por el producto entre la cantidad de agua que fluye y la concentración de sólidos disueltos:

Ecuación 3.7.

$$F_a = V_x n_e C.$$

La **dispersión mecánica** a escala macroscópica (Figura 3.1), es decir sobre un dominio que incluye un volumen suficiente en el cual los efectos de poros individuales pueden ser promediados (Bear, 1972), es causada por:

- i. El movimiento heterogéneo del flujo en los poros, siendo mayor en el centro que en los bordes.
- ii. Los caminos preferenciales de algunas partículas del fluido son más largos que otros para recorrer la misma distancia lineal.
- iii. La heterogeneidad en el tamaño de los poros permite que el fluido en poros más grandes se mueva más rápido (Figura 3.1).

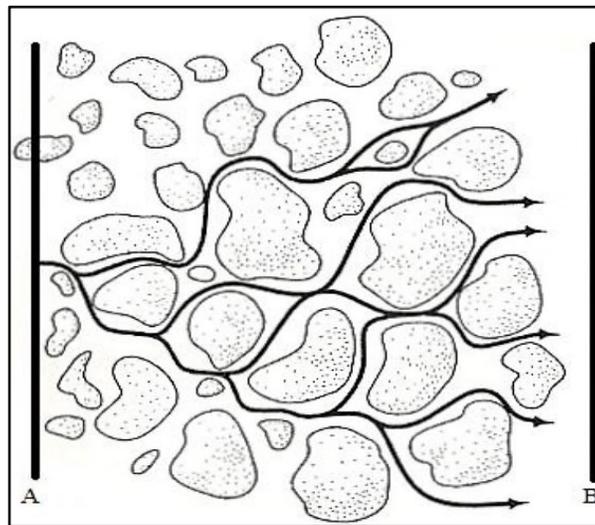


Figura 3.1. Líneas de flujo en un medio poroso que causa dispersión hidrodinámica.
Adaptado de: Fetter, 1994.

De acuerdo con lo anterior, la diferencia de velocidades que se genera en el medio produce procesos de mezcla a lo largo del flujo de agua. Este proceso es conocido como dispersión mecánica y es descrito como:

Ecuación 3.8.

$$F_m = n_e D_i \frac{\partial C}{\partial i} dA,$$

siendo D_i el tensor de dispersión mecánica, cuyas direcciones principales son paralelas y perpendiculares al flujo, y sus valores principales son los coeficientes de dispersión hidrodinámica longitudinal (D_L) y dispersión hidrodinámica transversal (D_T) que son proporcionales a la velocidad, de forma que:

Ecuación 3.9.

$$D_L = \alpha_L v_i + D^*,$$

Ecuación 3.10.

$$D_T = \alpha_T v_i + D^*,$$

donde D^* es el coeficiente de difusión molecular o efectiva; α_L y α_T son las dispersividades longitudinal y transversal, respectivamente, que tienen dimensiones de longitud y son parámetros característicos del medio.

En conclusión, la ecuación diferencial que describe el transporte en un medio saturado homogéneo de porosidad constante se obtiene reemplazando la Ecuación 3.6. Ecuación 3.7. Ecuación 3.8. en la Ecuación 3.11. y se puede escribir como:

Ecuación 3.11.

$$\left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] - \left[\frac{\partial}{\partial x} (V_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (V_y C) + \frac{\partial}{\partial z} (V_z C) \right] = \frac{\partial C}{\partial t}$$

La Ecuación 3.11 es la ecuación tridimensional en estado transitorio del transporte de masa para un soluto conservativo, es decir, uno que no interactúa con el medio poroso ni sufre descomposición biológica, química o radiactiva. Por practicidad, bajo la mayoría de condiciones de flujo de agua subterránea, la difusión es tan insignificante que no es tomada en cuenta (Fetter, 1999).

En un medio homogéneo, D_x , D_y y D_z no varían en el espacio. Sin embargo, debido a que el coeficiente de dispersión hidrodinámica es una función de la dirección del flujo, incluso en un medio isotrópico, homogéneo, $D_x \neq D_y \neq D_z$. Para aquellos dominios donde la velocidad lineal promedio (V_x), es uniforme en el espacio, la Ecuación 3.12. de segundo orden para flujo unidimensional en un medio poroso isotrópico homogéneo es:

Ecuación 3.12.

$$D_T \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial^2 C}{\partial t^2}$$

a. Efectos de dispersión transversal y análisis de la relación entre la dispersividad longitudinal aparente y la escala de campo.

La relación de dispersividad longitudinal y transversal (D_L/D_T) en un acuífero describen la forma de una pluma contaminante en el transporte de masa (Fetter, 1999). Por este motivo cuanto más baja sea la relación, más amplia será la forma de la pluma resultante (Figura 3.2).

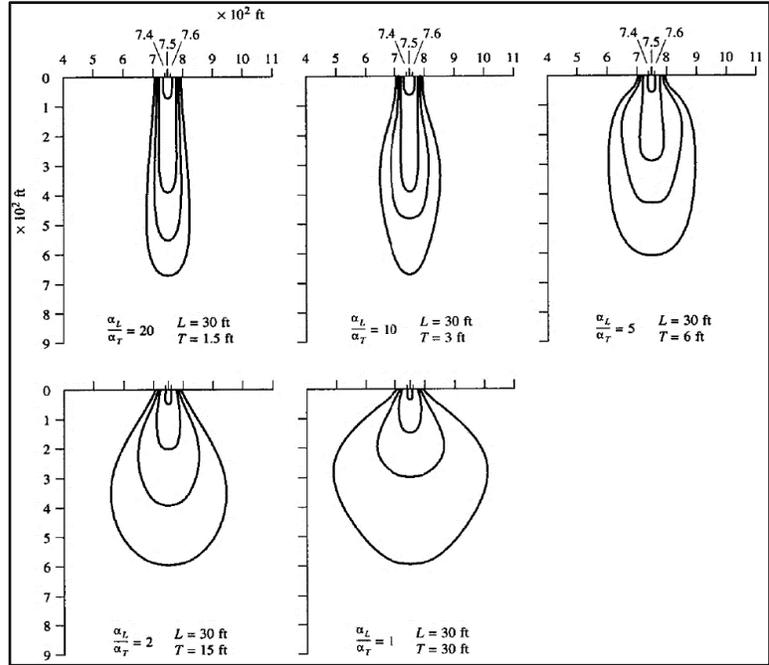


Figura 3.2. Relación de dispersividad en la propagación de la pluma contaminante. (Fetter, 1999).

En este contexto, se han elaborado diversas relaciones entre la dispersividad dinámica y la longitud recorrida por el fluido que ha provocado la dispersión, una de ellas es la desarrollada por Neuman (1990), la cual a partir de un análisis fractal obtiene la Ecuación 3.13.

Ecuación 3.13.

$$\alpha_m = 0.0175L_s^{1.46},$$

donde L_s es longitud de la línea de corriente.

La Ecuación 3.13. es desarrollada a partir de la Figura 3.3, la cual representa el logaritmo de la dispersividad longitudinal aparente medida en estudios de campo y de laboratorio por varios autores, donde α_m , es función de la distancia de recorrido o dispersividad longitudinal y L_s es la escala de longitud aparente. El análisis de regresión mostró que, aunque los datos están ampliamente dispersos, se pudo obtener la línea de mejor ajuste con bandas de confianza del 95% (Fetter, 1999).

a. Factor de Retardo.

El factor de retardo se define como la relación entre la velocidad de filtración del agua subterránea y la velocidad medida de migración del contaminante. Si se asume un equilibrio lineal local para la sorción, el factor de retardo se expresa mediante la Ecuación 3.14

Ecuación 3.14.

$$R_f = 1 + \frac{B_d}{\theta} K_d,$$

donde B_d es la densidad del material del acuífero, K_d es el coeficiente de distribución (p.e., el coeficiente de partición entre el agua subterránea y material de acuífero) y θ es la porosidad total.

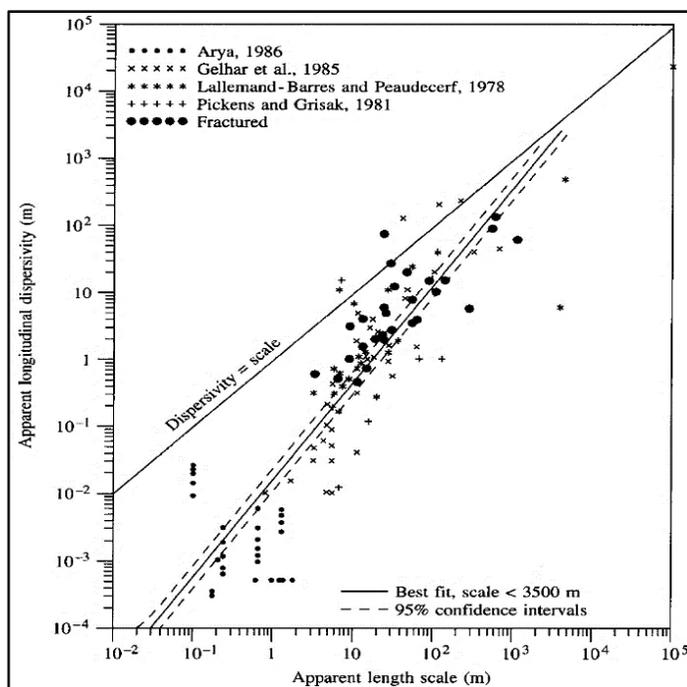


Figura 3.3. Dispersividad longitudinal aparente de los estudios de campo y de laboratorio en función de la escala del estudio. (Fetter, 1999).

Así las cosas, la Ecuación 3.12 puede modificarse para incluir el factor de retardo o la adsorción de la siguiente forma:

Ecuación 3.15.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t}$$

Los procesos de adsorción incluyen principalmente quimisorción y adsorción física o fisorción. La quimisorción ocurre cuando el soluto se incorpora en un sedimento, suelo o superficie por una reacción química. En cambio, en el proceso de fisorción el soluto se ingresa en la monocapa conservando su identidad y siendo este reversible. En este orden de ideas los parámetros de adsorción para los contaminantes de interés se determinan mediante pruebas de laboratorio. Para sustancias orgánicas, la prueba solubilidad determina la relación entre la concentración acuosa y la concentración adsorbida a una temperatura particular. La relación de equilibrio entre la concentración del contaminante en el suelo y la fase acuosa se conoce como la isoterma de adsorción. Hay diferentes tipos de isotermas de adsorción (Figura 3.4); la más comúnmente utilizada en problemas de contaminación hidrogeológica asume una relación lineal entre la concentración acuosa y adsorbida:

Ecuación 3.16.

$$C_{sorbido} = K_d C_{disuelto},$$

donde $C_{sorbido}$ es la concentración del contaminante sorbido en la matriz del acuífero, $C_{disuelto}$ es la concentración del contaminante en el agua subterránea, y K_d es el coeficiente de distribución lineal.

Las isotermas de Freundlich y Langmuir son dos modelos de adsorción no lineales de uso menos frecuente para sistemas de acuíferos debido a que aumenta el número de variables. El modelo de

Freundlich es empírico y generalmente es más flexible para describir el equilibrio de sustancias hidrofóbicas entre el agua subterránea y los suelos (Alvarez Alvarado, 2003):

Ecuación 3.17.

$$C_{sorbido} = K_d C_{disuelto}^f$$

Ecuación 3.18.

$$\log C = \log K_d + f \log C,$$

donde K_d es el coeficiente de adsorción de Freundlich y f es un coeficiente empírico constante y tiene un valor positivo.

La relación entre la concentración sorbida y acuosa es no lineal para todos los valores de $f \neq 1$. Cuando $f > 1$ la afinidad del contaminante por el material adsorbido es alto y se incrementa con la concentración acuosa, resultando un modelo parabólico. De otro lado, cuando $0 < f < 1$, la afinidad del contaminante por el material adsorbido es bajo, en relación con la afinidad del contaminante a permanecer en la solución y decrece con el incremento de la concentración acuosa resultante siguiendo una tendencia cóncava. Cuando $f = 1$, la isoterma de Freundlich se hace lineal.

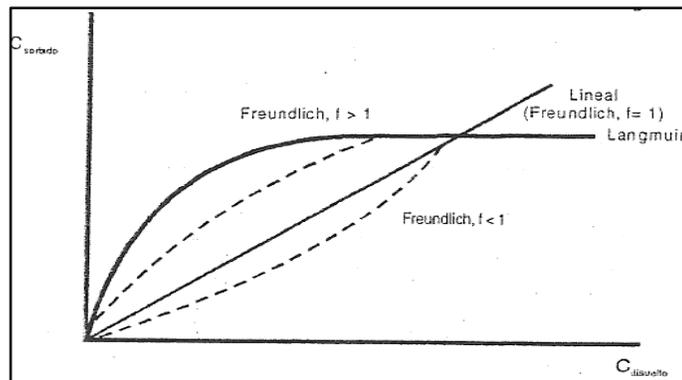


Figura 3.4. Patrones generales para diferentes isotermas de adsorción. (Alvarez Alvarado, 2003).

La isoterma de Lagmuir, por otro lado, se basa en principios cinéticos y describe la saturación de la superficie del adsorbente por una monocapa del contaminante:

Ecuación 3.19.

$$C_{sorbido} = \frac{M_s K_d C_{disuelto}}{(1 + K_d C_{disuelto})}$$

donde el termino M_s es la máxima masa del contaminante que se puede adsorber en una capa que cubra al material adsorbente del acuífero. La isoterma exhibe el efecto de alta afinidad del contaminante por el material adsorbido a baja concentración acuosa.

En síntesis, las isotermas de adsorción generan efectos de retraso en la dispersión del soluto, donde las zonas de resección son menores en la isoterma lineal. En la Figura 3.5 se puede observar el comportamiento en el espacio de un soluto para cada uno de los procesos descritos con anterioridad.

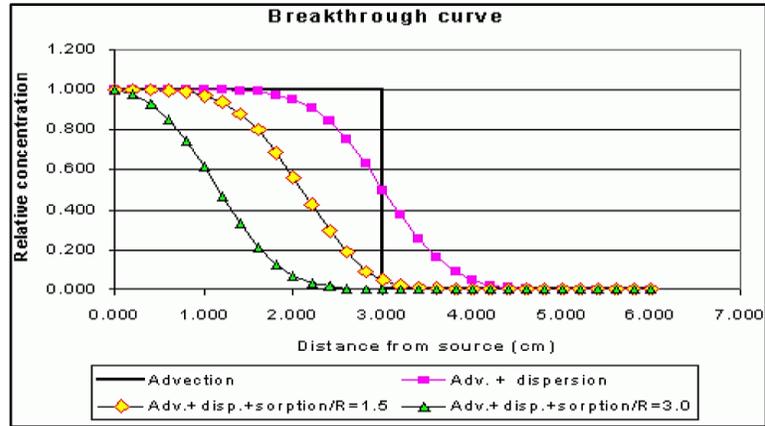


Figura 3.5. Curva del efluente para diferentes procesos. (Congreso latinoamericano de hidrogeología, 2012).

Por último, es importante mencionar que la forma en la que ingresa un soluto al medio puede ser como un pulso (Pulse-Input), de forma continua (Step-Input) o con diferentes concentraciones en el tiempo, motivo por el cual el tipo de entrada del soluto al acuífero determina como es el comportamiento de la curva del efluente y por ende características como profundidad, velocidad y distancia de la pluma (Figura 3.6).

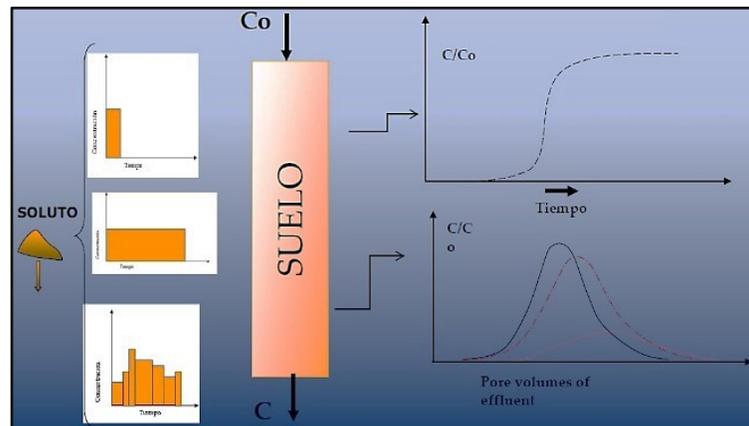


Figura 3.6. Tipos de entrada de un soluto al sistema. (Jury, 1990).

3.1.3. Flujo en la Zona No Saturada.

El flujo en la zona no saturada está definido como la zona donde la presión del agua es negativa. En esta zona las propiedades del suelo (conductividad hidráulica y succión) se ven alteradas por la variación del contenido de humedad, lo que introduce complicaciones importantes en los métodos de solución numérica que están asociadas a condiciones de no linealidad de las ecuaciones.

El movimiento del agua en el suelo combina la Ley de Darcy y el principio de continuidad (Ley de la conservación de la masa), obteniendo como resultado la ecuación de Richards:

Ecuación 3.20.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla \cdot (K(\theta) \nabla h(\theta)) - \frac{\partial K(\theta)}{\partial z},$$

donde θ es el contenido de humedad, $K(\theta)$ es la conductividad hidráulica en función del contenido de humedad y $h(\theta)$ es la presión de succión.

Esta expresión corresponde a la ecuación de flujo para la zona no saturada y es válida para el caso de fluidos con densidad constante y en régimen laminar. Cabe mencionar que esta expresión es de primer orden en el tiempo y de segundo orden en el espacio, de modo que requiere una condición inicial y dos condiciones de borde para su solución. Las funciones $K(\theta)$ y $h(\theta)$ varían rápidamente según el contenido de humedad, lo que hace que la ecuación de Richards sea altamente no lineal (Alfredo y Almarza, 2008).

Las curvas de retención de humedad indican la cantidad de humedad que un determinado suelo puede retener a diferentes presiones o tensiones. Los valores de presión h muestran la facilidad o dificultad con la cual el agua puede moverse del suelo, de esta forma mediante ensayos de laboratorio se mide la succión y el contenido de humedad asociado, donde se pueden construir curvas de succión para distintos tipos de suelos. Diversos autores han estudiado el comportamiento de los suelos ante los cambios en su contenido de humedad y han propuesto expresiones como la de van Genuchten (1890) para calcular el grado de saturación como:

Ecuación 3.21.

$$S_e = \frac{1}{[1+(\alpha|h)^n]^m}$$

donde α corresponde al inverso de la presión de entrada de aire ($\alpha = 1/h_b$) y n y m son parámetros de ajuste del modelo, donde la relación entre n y m es del tipo $m = 1-1/n$.

De esta manera es importante mencionar que la ecuación planteada por van Genuchten para calcular el grado de saturación puede ser implementada para cualquier tipo de suelo, condición que no cumple la expresión propuesta por Brooks y Corey (1964), la cual es implementada específicamente para suelos con una matriz arenosa.

Para el caso de la curva (función) de conductividad hidráulica de la zona no saturada, se establece que esta no depende de la presión de succión, sino directamente del contenido de humedad y de las características del fluido: viscosidad y peso específico. Esta función es altamente no lineal con el contenido de humedad por lo que, junto a las curvas de succión, introduce grandes complicaciones a la solución de la ecuación de Richards (Quintero, González-Murillo and Guzmán, 2011). Así las cosas, van Genuchten (1980) propuso la siguiente expresión:

Ecuación 3.22.

$$K(S_e) = K_0 S_e^{0.5} \left(1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right)^2,$$

donde K_0 es el valor de la conductividad en saturación.

La Ecuación 3.22 corresponde al caso en que $m=1-1/n$, donde para la mayoría de suelos según Maulem (1976) es de 1.0, de acuerdo con Alfredo y Almarza (2008).

Según lo anterior, es relevante mencionar que el costo asociado con la medición directa de las propiedades de un suelo, ya sea en terreno o laboratorio, es alto y generalmente toma mucho tiempo, sumado a que estas características tienen una importante variación espacial, de modo que el costo monetario y sobre todo en tiempo en la entrega de los resultados puede incrementarse aún más (Alfredo y Almarza 2008). Es por esto que para obtener los parámetros α , m , n y h expuestos en la Ecuación 3.21 y Ecuación 3.22 donde los procesos son altamente no lineales es necesario implementar un modelo

empírico que permita estimar el contenido de humedad y la conductividad hidráulica a partir de información de fácil acceso como por ejemplo el tipo de suelo y densidad aparente, a esto Bouma (1989) lo llamo funciones de pedotransferencia (PTF, del inglés “pedotransfer Functions), de acuerdo con Alfredo y Almarza (2008).

De esta manera Gupta y Larson (1979) proponen obtener los parámetros del modelo de curva de retención y conductividad hidráulica de la zona no saturada usando la textura y densidad del suelo seco como predictor, obteniendo como resultado la siguiente ecuación:

Ecuación 3.23.

$$\theta = a * sand(\%) + b * silt(\%) + c * clay(\%) + d * organic\ matter(\%) + e * \rho b \left(\frac{g}{cm^3}\right)$$

donde ρb es la densidad aparente y a, b, c y d son parámetros asociados a el tipo de suelo.

En la Figura 3.7 se muestran los valores a diferentes tensiones.

Función de pedotransferencia	Tensión (kPa)	Intercepto	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Materia orgánica (%)	Densidad aparente (g cm ⁻³)	θ_{33} (cm ³ cm ⁻³)	θ_{33} (cm ³ cm ⁻³)	R ²
		<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>	<i>e</i>	<i>f</i>	<i>g</i>	<i>i</i>	
Gupta y Larson (1979)	10		0,005018	0,008548	0,008833	0,004966	-0,24230			0,92
	33		0,003075	0,005886	0,008039	0,002208	-0,14340			0,92
	60		0,002181	0,004557	0,007557	0,002191	-0,09276			0,92
	100		0,001563	0,003620	0,007154	0,002388	-0,05759			0,94

Figura 3.7. Parámetros asociados a las funciones de pedotransferencia evaluadas. (Gupta and Larson, 1979).

3.1.4. Transporte de solutos no conservativos en la zona no saturada.

El movimiento de solutos a través del suelo es gobernado por dos tipos de procesos conceptualmente diferentes que se describen en tres componentes: Transporte de masa o transporte advectivo, transporte por difusión y transporte por dispersión. La ecuación para el transporte por advección es la misma de la zona saturada (Ecuación 3.7); en cambio el **transporte difusivo** (J_D) que resulta del movimiento térmico natural de los iones disueltos y las moléculas involucra el contenido de humedad. Este puede ser descrito con la ley de difusión de Fick así:

Ecuación 3.24.

$$J_D = -\theta D_m \frac{\partial C}{\partial z},$$

donde z es la distancia (D_m , es siempre más pequeño que el coeficiente de difusión en agua por la naturaleza tortuosa del medio poroso).

Por último, la **dispersión mecánica** de la zona no saturada se describe como:

Ecuación 3.25.

$$J_h = -\theta D_h \frac{\partial C}{\partial z},$$

donde J_h es el transporte dispersivo y D_h es el coeficiente mecánico de dispersión.

Combinando la Ecuación 3.7, Ecuación 3.24, Ecuación 3.25, se llega a la siguiente expresión:

Ecuación 3.26.

$$Js = -\theta D_m \frac{\partial C}{\partial z} + qC.$$

Acoplado la ecuación de continuidad queda:

Ecuación 3.27.

$$\frac{\partial Js}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} (\theta C + \rho b S)$$

donde S , es la concentración adsorbida.

De esta manera, combinado la Ecuación 3.26 y Ecuación 3.27 bajo condiciones de flujo contante ($Jw/\theta=v$) se obtiene:

Ecuación 3.28.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z}.$$

Al igual que en la zona saturada, los procesos de adsorción disminuyen la velocidad de transporte de un soluto. Este factor conoce como retardo y se expresa como:

Ecuación 3.29.

$$R = 1 + \frac{B_d K_d}{\theta}.$$

En términos de velocidad real de poros y teniendo en cuenta los efectos de la adsorción se obtiene como resultado la ecuación de balance de masas Convección – Dispersión (CDE) que describe el flujo de solutos adsorbidos en el suelo con una isoterma lineal de la siguiente forma:

Ecuación 3.30.

$$\frac{\partial C}{\partial t} \left(1 + \frac{B_d}{\theta} K_d \right) = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v_z \frac{\partial C}{\partial z}.$$

Para la isoterma de Freundlich la ecuación es la siguiente:

Ecuación 3.31.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v_z \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial (KC^N)}{\partial t}.$$

Por último, la CDE con una isoterma de tipo Lagmuir se describe así:

Ecuación 3.32.

$$\frac{\partial C}{\partial t} \left[1 + \frac{B_d}{\theta} \left(\frac{\alpha \beta}{1 + \alpha C^2} \right) \right] = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v_z \frac{\partial C}{\partial z}.$$

3.1.5. Numero de Péclet y Courant.

El número de Péclet describe la contribución relativa de la dispersión mecánica en el transporte de solutos, ya que relaciona la efectividad del transporte de masa debido a la advección con la efectividad del transporte ya sea a la dispersión o a la difusión. Este número adimensional se expresa como:

Ecuación 3.33.

$$P_e = \frac{v_v d}{D_d} \text{ o } P_e = \frac{v_v L}{D_L},$$

donde v_v es la velocidad advectiva, d y L son las longitudes características de flujo, D_d es el coeficiente de difusión molecular y D_L el coeficiente de difusión hidrodinámico.

Si $P_e < 0.02$ Difusión domina.

Si $0.02 < P_e < 6$ hay difusión y dispersión.

De forma general el número de Péclet es utilizado en problemas de transporte como referencia para el tamaño del elemento en mallas de elementos finitos.

Por otra parte, el número de Courant considera la estabilidad del método numérico que está influenciado por la discretización del tiempo y el espacio, de modo que el transporte de una partícula se calcula dentro de al menos un intervalo de tiempo por celda (Merkel and Planer-Friedrich, 2002).

Ecuación 3.34.

$$C_0 = q \frac{\Delta_t}{\Delta_x} \leq 1$$

En síntesis, el número de Courant, es la relación entre la velocidad de transferencia de la información numérica y la velocidad del flujo.

3.1.6. Intrusión Salina.

La intrusión salina es un caso de flujo de densidad variable y ocurre cuando el agua salada de la costa empuja lentamente el agua subterránea tierra adentro y hacia la superficie, como resultado se obtiene la cuña salina característica, al fondo del acuífero. Este fenómeno puede ser causado por motivos naturales (aumento del nivel del mar) o inducido por el ser humano (bombeo de agua dulce en pozos costeros). La entrada del agua de mar hacia el continente, provoca la contaminación del agua subterránea, la inutilización de tierras y el abandono de campos de producción (Acosta, 2015).

La conexión entre el mar y el acuífero y la diferencia de densidades, causa la formación de una zona de mezcla. Ésta puede ser abrupta, con una pequeña zona de transición o puede tener un espesor significativo, desarrollando un gradiente de densidad estable. El proceso de intrusión salina en acuíferos costeros se caracteriza por la penetración de la cuña salina, la extensión de la zona de mezcla y el flujo de entrada de agua salada, los cuales dependen de la dispersión longitudinal y transversal y la conductividad hidráulica horizontal. La forma y extensión de la dispersión dependerán de varios factores: geometría del acuífero, propiedades hidráulicas, recarga del acuífero, tasa de descarga al mar y los parámetros de dispersión del acuífero (Acosta, 2015).

Así las cosas, la primera aproximación a los problemas de intrusión salina es comúnmente realizada a través de la estimación de la posición de la interfaz entre el agua dulce y salada. Esta se calcula a través de diferentes formulaciones empíricas, ampliamente usadas. Dichas aproximaciones como las de Ghyben-Herzberg y Ghyben-Herzberg modificado asumen una interfaz abrupta, donde el agua dulce y el agua salada son inmiscibles y no existe la zona de mezcla, suposición que permiten soluciones simples y ágiles al problema de intrusión salina (Acosta, 2015).

La fórmula de Ghyben-Herzberg supone (i) flujo de agua dulce horizontal, (ii) no existe flujo de agua salada, (iii) no existe zona de mezcla. Bajo estas condiciones las presiones de agua dulce y de mar deben equilibrarse, dando lugar a la formación de una cuña en estado de equilibrio. Esta aproximación es válida tanto para acuíferos libres como confinados, en estos últimos se deben considerar los niveles piezométricos en vez de niveles freáticos (Custodio and Llamas, 1976). La expresión relaciona las densidades de los dos fluidos y la altura piezométrica del agua dulce, medida desde el nivel del mar.

En la Figura 3.8 se presenta la forma general de la cuña según las hipótesis básicas admitidas.

Ecuación 3.35.

$$z = \frac{h}{\beta}$$

Siendo:

Ecuación 3.36.

$$\beta = \frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_f},$$

donde ρ_f es la densidad del agua dulce, ρ_s es la densidad del agua salada, h es la cota sobre el nivel del mar de la línea piezométrica del agua dulce en determinado punto y z es la profundidad de la interfaz bajo el nivel del mar (Custodio and Llamas, 1976).

Custodio et. al. (1996) presenta una modificación a la relación de Ghyben Herzberg en la que incluye el flujo de Darcy en su planteamiento. En ésta, se introduce un caudal por profundidad unitaria de costa, expresado como:

Ecuación 3.37.

$$q = Kb \frac{\partial h}{\partial x}$$

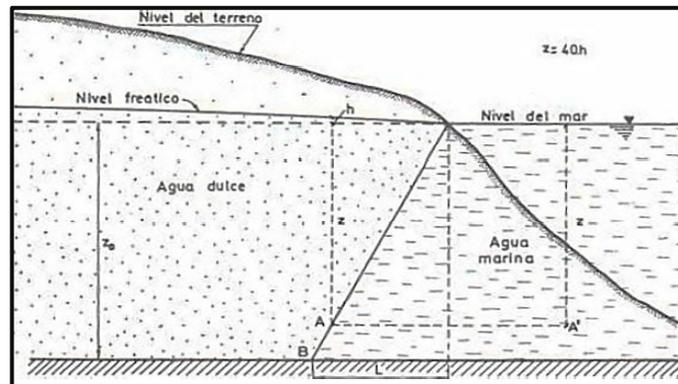


Figura 3.8. Equilibrio del agua dulce y salada de acuerdo con los supuestos básicos de Ghyben-Herzberg. (Custodio and Llamas, 1976).

Teniendo en cuenta que, en la zona con cuña salina, la interfaz se sitúa a una profundidad $z=h/\beta$ y la sección por la que debe circular el agua dulce es $b=(h/\beta)-a$, donde a es el espesor de la capa confinante, resulta la ecuación de la superficie piezométrica z sobre la cuña salina, la cual es parabólica.

Ecuación 3.38.

$$z$$

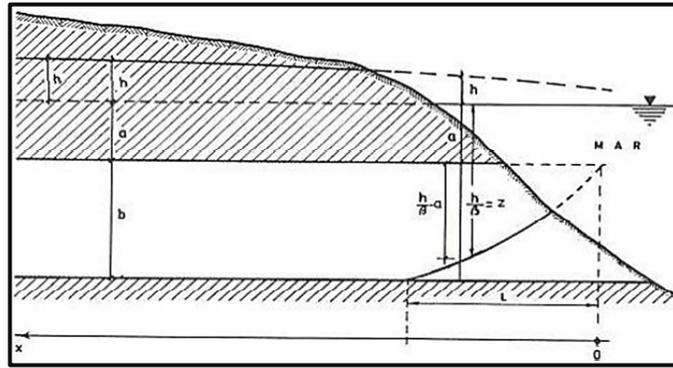


Figura 3.9. Equilibrio del agua dulce y salada de acuerdo con los supuestos básicos de Ghyben-Herzberg modificado. (Custodio and Llamas, 1976).

La Ecuación 3.38 representa la interfaz agua dulce agua salada más precisa en su posición para acuíferos de porosidad primaria.

De acuerdo con lo anterior, el problema de intrusión salina en acuíferos costeros puede ser formulado en términos de dos ecuaciones diferenciales parciales (Dentz, Sa, and Abarca, 2007; Younes and Fahs, 2014), donde la Ecuación 3.39 describe el flujo del fluido de densidad variable (mezcla del agua dulce y salada) y la Ecuación 3.40 incorpora el transporte de la sal disuelta. En este orden de ideas el resultado de la conservación de masa y la ley de Darcy en términos de carga hidráulica de agua dulce equivalente es:

Ecuación 3.39.

$$\rho S \frac{\partial h}{\partial t} + n_e \frac{\partial \rho}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} + \rho \nabla \cdot q = 0,$$

Ecuación 3.40.

$$q = -K \left(\nabla h + \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} \nabla_z \right),$$

donde ρ es la densidad del fluido, ρ_f es la densidad del agua dulce, h es la carga hidráulica equivalente de agua dulce y C es la concentración de sal.

Por practicidad la conductividad hidráulica se asume constante, lo que implica que μ es constante e igual al valor de viscosidad del agua dulce (μ_f). El transporte de solutos es gobernado por la Ecuación 3.12 de advección dispersión.

3.2. TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN.

Un porcentaje importante de contaminación en el subsuelo tiene su origen en el derrame de hidrocarburos derivados del petróleo, por este motivo a lo largo de los años se han desarrollado distintas técnicas para el tratamiento de áreas contaminadas con el objetivo de proteger a los seres humanos y al medio ambiente. De esta manera las técnicas de remediación según su objetivo se pueden agrupar en 3 grandes categorías: técnicas de contención y anulación, técnicas de confinamiento y técnicas de descontaminación (Alvarez Alvarado, 2003).

Según lo anterior el tipo de técnica que se aborda en el presente trabajo de investigación es de descontaminación, ya que busca remover los contaminantes del agua subterránea para prevenir su migración al recurso hídrico.

3.2.1. Extracción de agua subterránea y producto en fase libre no acuosa.

Antes de iniciar con la descripción de la técnica es importante describir que sucede cuando un contaminante se disuelve en el agua subterránea esparciéndose de forma natural desde la fuente o punto de origen y fluye con el agua subterránea. La forma que toma la masa del contaminante en el agua subterránea se denomina pluma de contaminación, y cuando el sistema es homogéneo e isotrópico la forma de la pluma vista en planta es generalmente ovoide o elipsoidal (Alvarez Alvarado, 2003).

De esta manera es fundamental mencionar que las heterogeneidades físicas del suelo, como lentes de arcilla y estratificación múltiple de diferentes materiales frecuentemente ocasionan irregularidades en la forma de la pluma. La presencia de líquidos en fase no acuosa o producto en fase libre-PFL, tal como aceites, gasolina o disolventes industriales también incrementa el nivel de complejidad debido a que los contaminantes puede migrar como una fase líquida separada, fase disuelta y fase vapor (Alvarez Alvarado, 2003). En síntesis, el producto en fase libre forma finas películas sobre la superficie de las partículas no haciendo parte de los vapores ni disueltos.

En general la extracción de agua subterránea y PFL es principalmente una técnica de descontaminación que también actúa como una medida física de confinamiento o contención para reducir la concentración de los disueltos y movilidad del contaminante mediante la instalación de pozos en frente y a lo largo de la pluma, tomando en cuenta las condiciones del gradiente hidráulico en el acuífero. La distribución de los pozos debe sobrepasar y alcanzar el nivel freático (Figura 3.10), donde el bombeo de agua subterránea funciona como una barrera hidráulica para evitar la migración fuera del sitio.

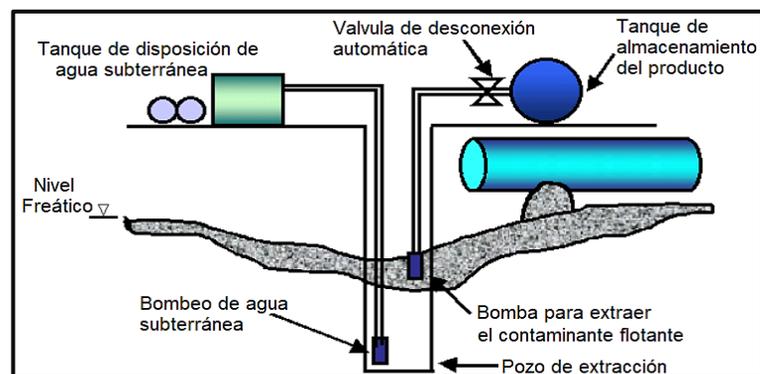


Figura 3.10. Bombeo de agua y producto en fase libre no acuosa. Adaptado de: (Environmental Protection Agency (EPA)).

Es importante destacar que un componente fundamental de cualquier sistema de extracción de agua subterránea es un programa de monitoreo para verificar su efectividad, ya que permite al operador hacer ajustes iterativos al sistema en respuesta a los cambios en las condiciones del subsuelo causados por la remediación (Environmental Protection Agency (EPA)).

Como complemento a la anterior técnica, en unidades hidrogeológicas con presencia de zona no saturada es necesario complementar con otra técnica de remediación como se expone a continuación:

3.2.2. Técnica de remediación en la zona no saturada.

Las técnicas de descontaminación de suelos son un complemento del bombeo de aguas subterráneas, ya que la matriz del suelo después del derrame de hidrocarburos está conformada por gases mezclados con el aire del suelo (ZNS), fluidos líquidos no acuosos (FLNA-NAPL) que forman finas películas sobre la superficie y nuevos compuestos que forman disueltos.

Una opción de remediación es el arrastre de vapores por inyección de aire (air sparging) y arrastre de vapores, el cual favorece la evaporación del contaminante y es adecuado para combustibles ligeros como el biodiesel. Esta técnica inyecta aire caliente con el objetivo de romper la fase libre no acuosa y generar arrastre de vapores favoreciendo de esta manera la volatilización (Figura 3.11).

Para tener éxito en esta técnica es de vital importancia tener en cuenta los siguientes aspectos:

- i. Identificar qué tan fácil el compuesto se volatiliza (solubilidad de gases).
- ii. Impermeabilizar el suelo con geomembranas para aumentar los rendimientos de la técnica y de esta manera mejorar la circulación del flujo de aire logrando mayores distancias.

En síntesis, la presente investigación desarrolla el bombeo de agua subterránea como una técnica de remediación debido a la contaminación de la zona saturada, sin embargo, esta técnica debe ser integrada con una medida de manejo en la zona no saturada. Esta última, no es posible simular debido a que no existe un software que integre todas las variables (inyección de vapor, extracción de aire, flujo, transporte, etc).

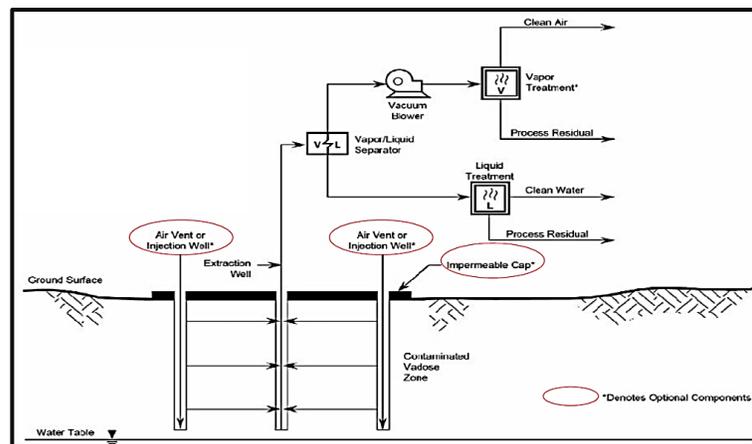


Figura 3.11. Sistema de inyección de aire y extracción de vapores en suelo (Environmental Protection Agency (EPA)).

3.2.3. Marco Normativo en Colombia para el Análisis de Riesgos en Sitios de Distribución de Hidrocarburos.

Los límites genéricos basados en riesgo (LGBR), son apoyados en los principios de análisis de riesgos asociados con la salud humana. Por este motivo para desarrollar los LGBR para los hidrocarburos totales de petróleo-TPH en Colombia, se revisaron las ecuaciones y valores predeterminados utilizados por numerosas agencias reguladoras (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible-MADS, 2008). En este contexto las fracciones de los TPH incluyen rango de gasolina (GRO), rango de Diesel (DRO), y aceites a base de hidrocarburos y otros orgánicos de gamma extendida (ERO).

Los resultados analíticos para cada uno de estos rangos se comparan con los LGBR desarrollados para los mismos. Los LGBRs para GRO/DRO/ERO están basados en fórmulas teóricas para combustibles de

Gasolina y Diesel “degradados”. En este sentido, las fórmulas asumen las fracciones de cadenas de Carbono alifáticas y aromáticas para Gasolina y Diesel presentados en la Figura 3.12.

Componente	Porcentaje de cada componente en la Gasolina	Porcentaje de cada componente en Diesel
<i>Alifáticas</i>		
EC 5-6	23	0.06
EC > 6-8	22	0.31
EC > 8-10	9	1.02
EC > 10-12	3	4.18
EC > 12-16	0	30
EC > 16-21	0	42.6
EC > 21-36	0	0
<i>Aromáticas</i>		
EC > 8-10	41	0.94
EC > 10-12	2	3.53
EC > 12-16	0	9.68
EC > 16-21	0	7.61
EC > 21-36	0	0.07
Total	100	100

Fuente: IDEM, 2006
Nota: Numero Equivalente de Carbono (EC)

Figura 3.12. Composición en porcentajes predeterminados de fracción de equivalentes de carbono en Gasolina y Diesel. (MADS, (2008)).

Los valores predeterminados de LGBRs para los TPH son límites para la protección de la salud humana contra efectos no cancerígenos, a través del contacto directo y migración del agua subterránea. La Figura 3.13 detalla los LGBRs para GRO y DRO calculados para Colombia.

CDI de Petróleo	Exposición a Suelo Residencial/Agrícola			Exposición a Agua Subterránea/Superficial Potable		
	Saturación de Suelo (mg/Kg)	Contacto Directo (mg/Kg)	Migración a Agua Subterránea (mg/Kg)	Solubilidad (mg/L)	MCL (mg/L)	Uso Como Agua Potable (mg/L)
<i>TPH</i>						
GRO		5.9 E+02	2.5 E+01			3.2 E-01
DRO/ERO		2.6 E+03	7.9 E+01			2.9 E-01
<i>BTEX</i>						
Benceno	5.9E+02	7.5 E-01 c	3.4 E-02** c	1.8E+03	5.0E-03	1.0 E-02 c**
Tolueno	3.1E+02	8.8E+03	1.2 E+01**	5.3E+02	1.0E+00	9.3E-01
Etilbenceno	1.6E+02	4.6E+03	1.3 E+01**	1.7E+02	7.0E-01	1.6E+00
Xilenos (mezclados)	1.7E+02	6.9E+02	2.1 E+02**	1.6E+02	1.0E+01	2.7E-01
<i>PAHs Cancerígenos</i>						
Benzo(a)antraceno		5.0 E+00 c	1.1 E+02 c	9.4E-03		7.0 E-03c***
Benzo(a)pireno		5.0 E-01 c	2.9 E+01 c	1.6E-03	2.0E-04	7.0 E-04c***
Benzo(b)fluoranteno		5.0 E+00 c	3.4 E+02 c	1.5E-03		7.0 E-03 c***
Benzo(k)fluoranteno		5.0 E-01 c	3.4 E+03 c	8.0E-04		7.0 E-02 c***
Criseno		5.0 E+02 c	1.1 E+04 c	1.6E-03		7.0 E-01 c***
Dibenz(a,h)antraceno		5.0 E-01 c	1.1 E+02 c	2.5E-03		7.0 E-04 c***
Indeno(1,2,3-cd)pireno		5.0 E+00 c	9.7 E+02 c	2.2E-05		7.0 E-03 c***
<i>PAHs No Cancerígenos</i>						
Naftaleno		3.2E+03	6.1E+01	3.1E+01		7.3E-01
<i>Aditivos de Combustible</i>						
Plomo		4.0 E+02 a	3.0 E+01 a		1.5 E-02 a	1.5 E-02 a

Fuente: IDEM, 2006, Tabla 4.1-1 Modificada
Notas:
c = cancerígeno
MCL = Nivel Máximo de Contaminante
mg/Kg = miligramos por kilogramo
mg/L = miligramos por litro
a = revisa el texto para una explicación del desarrollo de los LGBRs para plomo
*Los valores de agua no potable se usaron para calcular migración a agua subterránea en áreas clasificadas como comercial/industrial.
**Los MCL (cuando disponible) publicados por la USEPA se usaron para calcular migración a agua subterránea en áreas clasificadas como residencial/agrícola
***Estos valores se tomaron directamente de la Organización Mundial de la Salud. Estos valores se utilizan por defecto como el LGBR de ese compuesto.

Figura 3.13. Límites de referencia para la comparación de sitios impactados por hidrocarburos. (MADS, (2008)).

4. MARCO METODOLÓGICO.

En este trabajo de investigación se evalúa una metodología de remediación por extracción de agua subterránea debido al derrame de biodiesel en un acuífero aluvial costero. La metodología se divide 3 fases (Figura 4.1). La primera se basa en la revisión del caso de estudio que consiste en recopilar y analizar la información, la segunda fase en elaborar el modelo hidrogeológico conceptual y numérico, y la tercera en el análisis de los resultados.

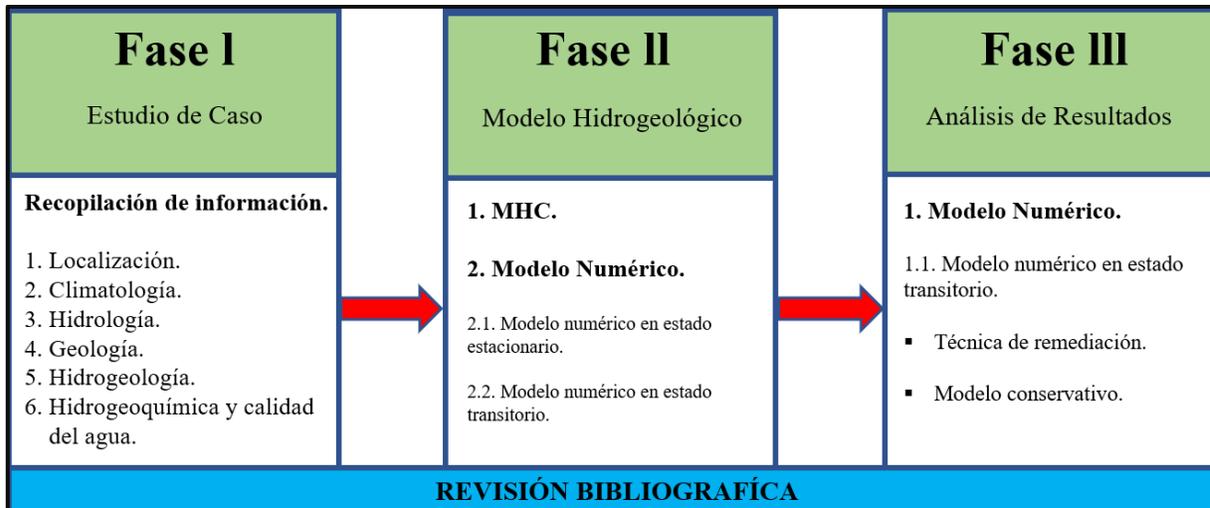


Figura 4.1. Fases metodología de investigación.

De acuerdo con lo anterior, a continuación, se hace una descripción de cada una de las fases.

4.1. FASE I. RECOPIACIÓN Y ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN SECUNDARIA.

La recopilación de información se refiere a la consulta de bases de datos de distintos organismos públicos nacionales e internacionales (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales-ANLA, Servicio Geológico Colombiano-SGC, Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales-IDEAM, Corporación Autónoma Regional del Magdalena-CORPAMAG y Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), revisión de estudios previos y antecedentes propios.

De acuerdo con lo anterior, la información bibliográfica es necesaria específicamente para describir el estudio de caso, sin embargo, es relevante mencionar que con esta información se actualiza y analiza la geología, se define el comportamiento del nivel freático, la calidad del agua, la hidrogeoquímica y se obtienen los parámetros hidrodinámicos de cada unidad hidrogeológica. De igual forma se calculan las condiciones de frontera como la recarga potencial y la dinámica del río Toribio. En relación con el transporte se cuantifica la concentración del soluto y los piezómetros que no son afectados por el contaminante, así como el contexto de la intrusión salina en el acuífero aluvial, los parámetros de dispersividad en función de la escala del área de estudio y los valores más adecuados de adsorción para la isoterma de Freundlich de acuerdo con el comportamiento del soluto.

4.2. FASE II. MODELO HIDROGEOLÓGICO.

4.2.1. Modelo Hidrogeológico Conceptual-MHC.

El modelo conceptual es la compilación e interpretación, en su conjunto, de los resultados generados a partir de la información oficial y los estudios previamente mencionados, los cuales aportan información diversa para comprender y conceptualizar el funcionamiento hidrogeológico del sistema a modelar. Ahora bien, el flujograma para construir el modelo hidrogeológico conceptual-MHC es el siguiente:

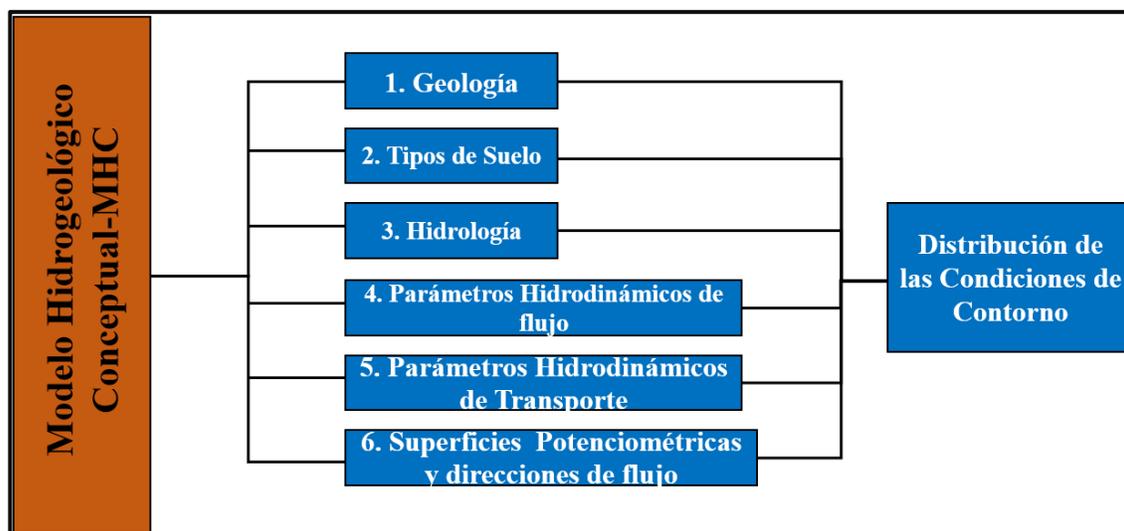


Figura 4.2. Flujograma modelo hidrogeológico conceptual-MHC.

Para efectos de esta investigación, la geología del área de estudio se obtiene a partir del radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019, la cual se ajustada teniendo en cuenta 17 perforaciones construidas con el objetivo de instalar piezómetros para el monitoreo del recurso hídrico subterráneo; estas perforaciones son ejecutadas en el año 2013 y 2018 a una profundidad de máximo 27 m. De igual forma se configuran las estructuras que intervienen el área de estudio, las cuales tienen un papel fundamental en el MHC. Ahora bien, para definir el tipo de suelo se utiliza como base la geología, la cual es complementada con información bibliográfica como la descrita por (Vasquez Polo, 2009) en el estudio “Caracterización de la variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas en los suelos de la granja experimental de la Universidad del Magdalena”.

Por otra parte la hidrología del área de estudio está definida por las condiciones de flujo del río Toribio, la climatología y la recarga potencial, donde variables del sistema como caudales, niveles, precipitación y evapotranspiración son obtenidas a partir del radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019. Esta información es analizada para definir las condiciones en estado estable y transitorio del modelo numérico de flujo y transporte.

Los parámetros hidrodinámicos de flujo de la zona saturada son adquiridos a partir de información bibliográfica y ajustada con pruebas de bombeo ejecutadas en 2 piezómetros ubicados en el área del MHC (Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018). Por otra parte, los parámetros hidrodinámicos de la zona no saturada son calculados en la presente investigación con el Software RETC implementando funciones de pedotransferencia a partir del tipo de suelo.

Ahora bien, los parámetros de transporte para el área de estudio permiten el análisis de dos aspectos, el primero está asociado a la intrusión salina y el segundo al movimiento del soluto en el acuífero. Para

definir su comportamiento son necesarias las características físico-químicas del agua subterránea registrada en los piezómetros, la dispersividad longitudinal y transversal calculada teniendo en cuenta la Figura 3.3 y Figura 3.2, y por último los parámetros del modelo de adsorción de Freundlich para un biodiesel que se dispersa en un acuífero arenoso. Para esto, se implementa la información reportada en ensayos de laboratorio por Cardona (2003) e información bibliográfica donde se presentan varios parámetros del modelo como lo describe Seferou et al. (2013).

Por último, las direcciones de flujo son calculadas a partir de información secundaria, donde el registro del nivel freático con una temporalidad mensual es registrado a partir de septiembre del año 2014 a diciembre de 2018 de acuerdo con los datos reportados en el radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019.

Finalmente, las anteriores variables convergen en la distribución y asignación de las condiciones de frontera que se implementan en el modelo numérico de flujo y transporte; estas condiciones de contorno son adaptadas al MHC mediante un bloque diagrama que describe de la dinámica hídrica del área de estudio.

4.2.2. Modelo Numérico de Flujo y Transporte-MNFT.

La metodología para evaluar mediante un modelo numérico de flujo y transporte el comportamiento del recurso hídrico tanto subterráneo como superficial debido al derrame de hidrocarburos es la siguiente:

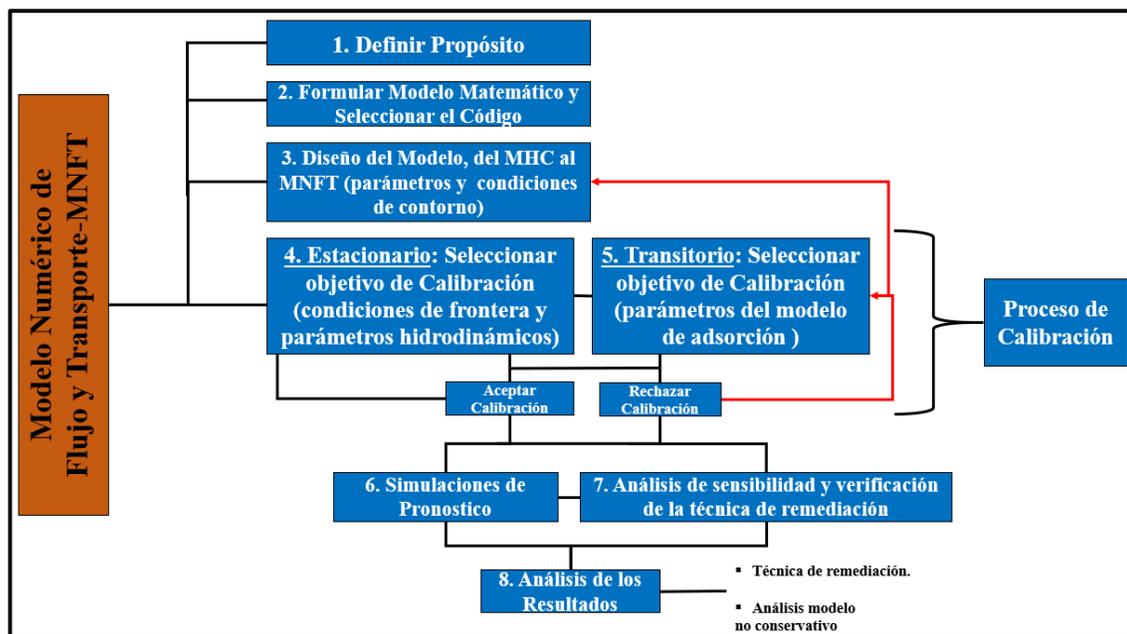


Figura 4.3. Flujograma modelo numérico de flujo y transporte-MNFT.

A modo general, el primer paso para estructurar el MNFT consiste en seleccionar el código a implementar teniendo en cuenta la necesidad de representar la mayor cantidad de procesos en un problema de contaminación por hidrocarburos que se presenta en la zona no saturada de un acuífero aluvial costero. Posteriormente se diseña la malla teniendo en cuenta aspectos como su distribución (criterios de violación de Delaunay) y máximo ángulo al interior de los triángulos; con la estructura del modelo se incluyen las condiciones de frontera y los parámetros hidrodinámicos tanto de flujo como de masa.

Con las entradas al modelo numérico inicia la etapa estacionaria, donde se calibran los parámetros hidrodinámicos a partir de las cargas hidráulicas registradas en los piezómetros de forma automática y, por prueba y error. Es importante destacar que en esta etapa existe un análisis de sensibilidad asociado a la conductividad hidráulica. Consecuente con lo anterior, inicia la etapa transitoria, donde variables como los niveles del río Toribio, la recarga y el soluto que ingresa al sistema varían en el tiempo; sin embargo y teniendo en cuenta el comportamiento de la pluma de contaminación, se puede ajustar la malla y se calibra por ensayo y error los parámetros de la isoterma de adsorción culminando con un análisis de sensibilidad. Estos parámetros también son objeto de un análisis de sensibilidad (K_d y n).

Finalmente, se ejecuta la técnica de remediación por extracción de agua, la cual es sujeta a una verificación teniendo en cuenta la distribución del contaminante en los pozos de monitoreo. De igual forma se realiza el análisis de los resultados obtenidos con la técnica de remediación y, por último, se evalúa cómo reacciona en el medio el soluto sin retardo y sin la zona no saturada (conservativo), antes de iniciar un proceso de remediación.

5. CASO DE ESTUDIO (FASE I)

El proyecto “Construcción y Operación del Puerto Marítimo Puerto Nuevo” consiste en la llegada del tren y descargue del carbón, el cual se realiza en un patio de almacenamiento. Por otra parte, existe una zona de tanques donde se almacena el combustible que abastece por medio de una isla de surtidores las locomotoras que transportan el carbón (Figura 5.1). A partir de esta actividad, en enero de 2018 se presenta una contingencia debido a la ruptura de un tubo ubicado a un (1) metro de profundidad, generando el derrame de aproximadamente 25.000 galones de biodiesel durante 30 días.

Por lo anterior y como se observa en la siguiente figura se construyen 10 piezómetros para identificar el comportamiento de la pluma de contaminación, iniciando un mes después del evento de contingencia el bombeo de hidrocarburo en los piezómetros PZ-01, PZ-02, PZ-03 y PZ-07.

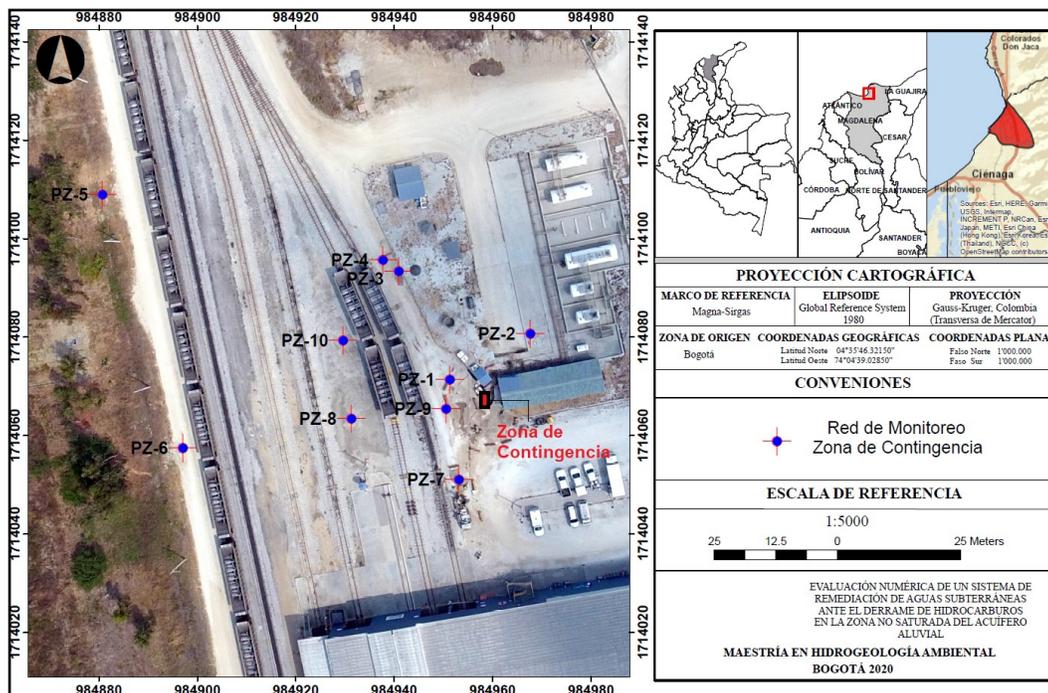


Figura 5.1. Zona de contingencia. Adaptado de: Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018.

5.1. LOCALIZACIÓN DEL PROYECTO.

El proyecto Puerto Carbonífero de Puerto Nuevo se localiza en la costa norte de Colombia en el municipio de Ciénaga, departamento del Magdalena, sobre un tramo de la línea costera comprendida entre el río Toribio y la quebrada El Doctor, situado entre Puerto Drummond y Sociedad Portuaria Río Córdoba, cuya topografía se eleva desde el nivel del mar hasta una cota de 30 metros. Su ubicación geográfica se limita al cuadrante de coordenadas 11°07'25" N, 74°15'25" W, como límite al Norte y 11°02'15" N, 74°17'15" W, como límite al Sur (Figura 5.2).

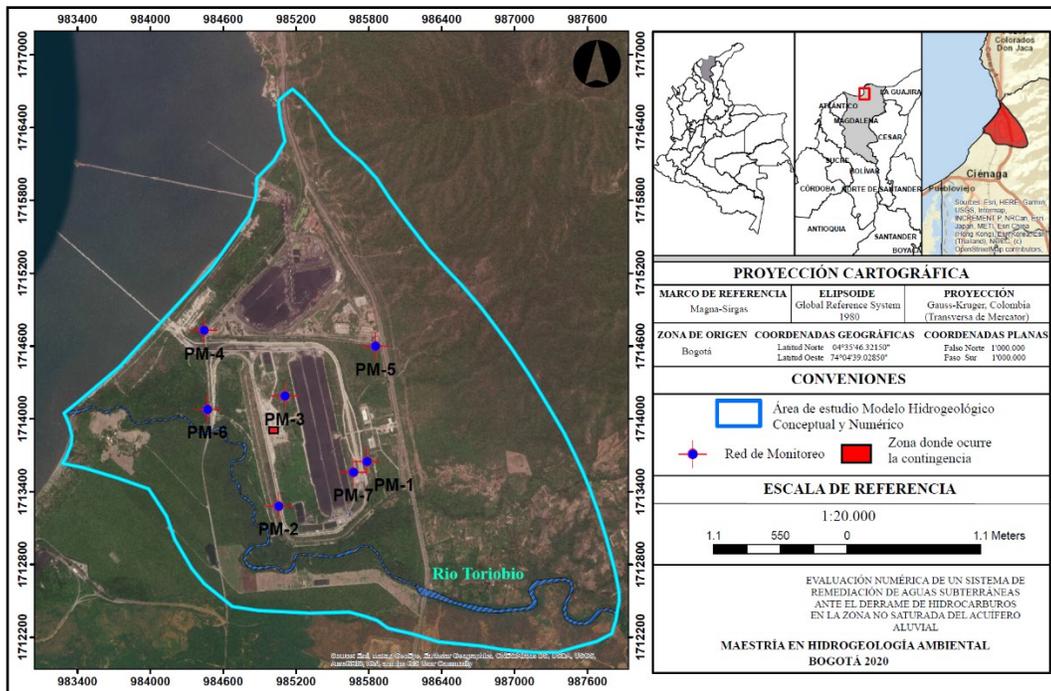


Figura 5.2. Área de estudio modelo hidrogeológico conceptual, modelo numérico y zona donde ocurre la contingencia.

5.2. CLIMATOLOGÍA.

Las estaciones meteorológicas disponibles cerca al área de estudio son el Aeropuerto Simón Bolívar y la Ye, estas presentan un periodo de registro variable, sin embargo, se observó una ventana de tiempo común (y el menor número de datos faltantes) que corresponde al periodo 1973-2016, equivalente a 44 años de registro mensual. En las estaciones con meses de registro faltantes, se empleó la metodología del inverso de la distancia al cuadrado para realizar la complementación de dichos registros y así tener una serie de tiempo continua (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

De acuerdo con lo anterior, la precipitación media mensual multianual presenta un comportamiento con un régimen monomodal, con un periodo de altas precipitaciones en los meses de agosto a noviembre. Las estaciones aeropuerto Simón Bolívar y La Ye que se encuentran entre los 4.0 y 20 msnm registran una precipitación media mensual de 45.1 y 53.3 mm (Figura 5.4).

Por otra parte, la evaporación promedio multianual en las estaciones varían entre 582.2 y 1904.2 mm/año, en cambio la humedad relativa media anual en las estaciones varía entre 74.9 y 91.6%, con valores mensuales entre 70,7% y 92,7%. Los menores valores se presentan durante los meses secos de diciembre a marzo y los mayores desde septiembre hasta noviembre, en los meses más lluviosos y comienzo de época seca.

La evapotranspiración en la Estación La Ye a una elevación de 4 msnm es la siguiente.

Estación	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Annual
San Lorenzo	36	33	37	38	40	44	48	46	43	37	29	34	465,7
Vista Nieves	138	141	162	146	131	125	123	121	118	109	100	120	1533,2
La Ye	131	128	151	150	135	121	129	124	106	106	102	112	1495
Simón Bolívar	138	141	151	137	131	125	123	125	118	112	103	120	1523

Figura 5.3. Evapotranspiración potencial estimada en mm (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

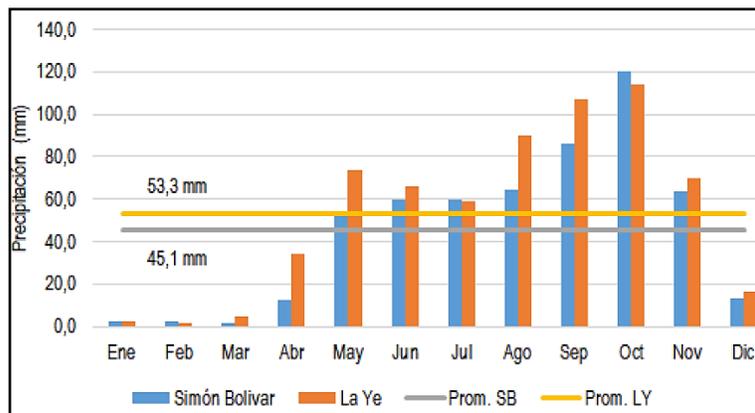


Figura 5.4. Precipitación media mensual (1973-2016) en estaciones aeropuerto Simón Bolívar y la Ye (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

En conclusión, la precipitación media sobre la cuenca varía entre 742,4 mm/año en la cuenca baja y 2.698,7 mm/año en la cuenca alta, la evapotranspiración real se encuentra entre 507.6 mm/año y 799.5 mm/año, los valores de escorrentía fluctúan entre 141,08 mm/año en la cuenca baja y 1.942.3 mm/año en las zonas altas, la temperatura media anual esta entre los 13,5°C en la parte más alta de la cuenca y los 28,4°C en la parte baja. Los valores de evaporación se encuentran entre 564.7 y 1838.7 mm/año, mientras que la humedad relativa varía entre 75,1% y 92.0%. El comportamiento de cada una de las variables está estrechamente relacionado con el relieve de la cuenca, ya que las condiciones en la parte alta son completamente diferentes a las establecidas en la cuenca baja, lo cual obedece a la teoría de pisos térmicos que se presenta sobre todo en regiones tropicales donde la influencia del relieve es determinante (CORPAMAG, 2016).

5.3. HIDROLOGÍA.

La cuenca del río Toribio se encuentra ubicada en la vertiente occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta. El río nace en la estrella hídrica de San Lorenzo, a una altura aproximada de 2.400 msnm y desemboca en el Mar Caribe a la altura de la Hacienda Papare. Al este limita con la cuenca hidrográfica del río Guachaca, al oeste con el Mar Caribe, al norte con la cuenca del río Gaira y al sur con la cuenca hidrográfica del río Córdoba. En la actualidad el río Toribio se ha convertido en una fuente secundaria de agua para la ciudad de Santa Marta, ya que debido a las largas temporadas de sequía que afronta la región, las fuentes primarias han disminuido considerablemente sus caudales (CORPAMAG, 2016). Los parámetros morfométricos y red de drenaje son los siguientes:

Tabla 5.1. Parámetros morfométricos de la cuenca del río Toribio.

Parámetros	Valor
Área (Km ²)	107.84
Perímetro (Km)	56.60
Cota mayor cuenca (msnm)	2840

Cota menor cuenca (msnm)	0.00
Cota mayor cauce principal (msnm)	2400
Cota mayor cauce principal (msnm)	0.00
Longitud del cauce principal (km)	33.43
Pendiente del cauce principal (m/m)	0.07
Pendiente media de la cuenca (%)	39.24
Altura media cuenca (msnm)	861.98
Factor de forma de Horton (Hf)	0.09
Densidad de drenaje (Dd) (Km/Km ²)	1.82

Fuente: (CORPAMAG, 2016).

El río Toribio en el área de estudio tiene como efluentes la Quebrada Marinca, Guayabo y el Caño Nirvana, los cuales son canalizados antes de ingresar al puerto. El Río Toribio de acuerdo con CORPAMAG (2016) tiene un caudal promedio de 4160 l/s, el cual es calculado a partir de un balance hídrico, ya que no cuenta con una estación limnimétrica que permita conocer los caudales en el cauce principal.

5.3.1. Recarga Potencial.

De acuerdo con el radicado en la radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019, la recarga potencial es calculada a una escala mensual con el método de Schosinsky (2000), obteniendo como resultado que los meses con menor precipitación presentan un déficit de agua para satisfacer las necesidades de evaporación, es decir la evapotranspiración mensual media multianual supera la precipitación, por lo que los meses de diciembre a agosto no presentan recarga. En síntesis, en los meses de septiembre y octubre donde la precipitación es mayor se presentan valores de recarga que llegan a máximo 51.6 mm/mes en las zonas más altas del área de estudio. Los resultados obtenidos se presentan en las siguientes figuras (Figura 5.5 y Figura 5.6).

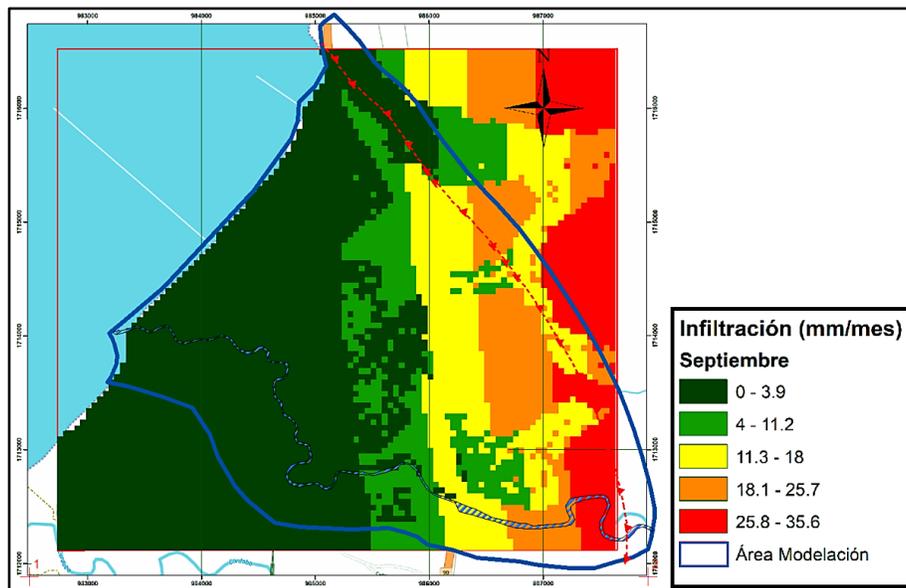


Figura 5.5. Distribución de la infiltración en el área de modelación para el mes de septiembre. Adaptado de: Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019.

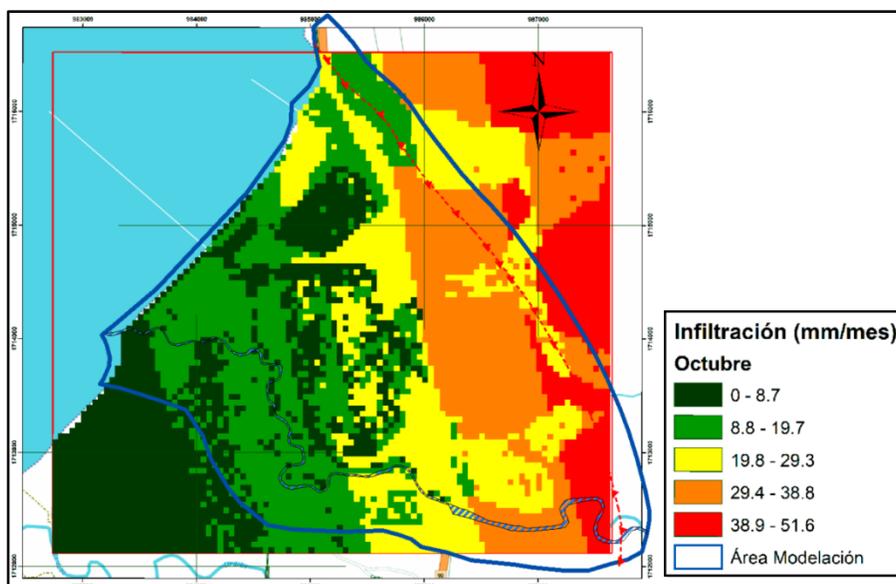


Figura 5.6. Distribución espacial de la infiltración en el área de modelación para el mes de octubre.

Adaptado de: Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019.

5.4. GEOLOGÍA.

En el área de estudio se desarrolla un acuífero costero, con particularidades litológicas y estructurales que lo diferencian de los otros acuíferos, en efecto uno de sus contornos es una masa de agua salada, que migra al área continental. Este proceso está bloqueado por el acuífero de agua dulce cuya recarga se encuentra en la zona montañosa. En este sentido a continuación se describen las unidades geológicas como base fundamental para estructurar el modelo hidrogeológico conceptual (Figura 5.7).

- a) **Batolito de Santa Marta (EcdSM).** Se trata de un cuerpo plutónico granítico con variaciones transicionales a granodioríticas y aumento gradual de segregaciones hornblendicas puntuales, de grano grueso a veces orientado localmente. Adicional es importante mencionar que aparecen diques pegmatíticos que van desde unos pocos centímetros hasta dimensiones métricas de espesor. Estos cuerpos planares tienen una tendencia predominantemente noreste y buzamientos en ambos flancos de su rumbo (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019). Debido al alto grado de fracturamiento es común la presencia en superficie de perfiles de meteorización de máximo 10 m de espesor en el área de estudio, donde se pasa a tener la roca en un estado óptimo de preservación (fresca).
- b) **Depósito Aluvial (Qal).** Conformado por materiales cuyo origen está relacionado con la dinámica fluvial, ya sea de corrientes permanentes como el Río Toribio o estacionales como la quebrada Guayabo. Dentro de estos depósitos aluviales se identifican dos morfologías: terrazas y llanuras. Estos materiales en general presentan una composición homogénea, con predominio de arenas medias a finas, mal seleccionadas y sucias; intercaladas con lentes de gravas arenosas y limos. Esta secuencia aluvial, según lo indica la exploración geofísica ejecutada tiene espesores de hasta 140 m en la zona más cercana a la (línea de costa). Frecuentemente se observa un aumento en el grado de consolidación de estos materiales con la profundidad. La composición, distribución, granulometría y variación lateral de esta secuencia aluvial está estrechamente relacionada con la evolución tectónica del borde occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

- c) **Depósitos Coluvio-Aluviales (Qca).** Estos depósitos están constituidos predominantemente por bloques de roca, angulosos, de hasta 5.0 m de diámetro, los cuales en general corresponden a cuarzodioritas, granitos y dioritas del Batolito de Santa Marta. La matriz es arenosa, permeable y suelta, correspondiente a los mismos minerales de la roca ígnea, pero con bajo grado de meteorización química (dado el clima semiárido de la región). Estos depósitos reposan sobre el Batolito de Santa Marta y la secuencia aluvial inferior, con espesores que no superan los 10.0 m (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).
- d) **Depósitos de Playa (Qpl).** Corresponden a las franjas de terreno aledañas al mar Caribe, con amplitudes inferiores a los 50.0 m de color gris claro oscuro, formados por arenas de grano fino, constituidas por feldespato, cuarzo y minerales oscuros como hornblendas y minerales pesados (magnetita) que dan la tonalidad grisácea a estas arenas de playa evidenciando que fueron generadas a partir de la erosión de rocas ígneas del Batolito de Santa Marta (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).
- e) **Llenos Antrópicos (Qant).** Depósitos asociados a los procesos de intervención de la zona con obras de infraestructura, especialmente los puertos, patios de acopio de carbón, instalaciones, bermas y las vías férreas. Estos llenos no superan los 10.0 m de espesor y tienen una composición heterogénea, principalmente arenas limosas, con mallas impermeables en la base en el sector del patio de almacenamiento de Carbón (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

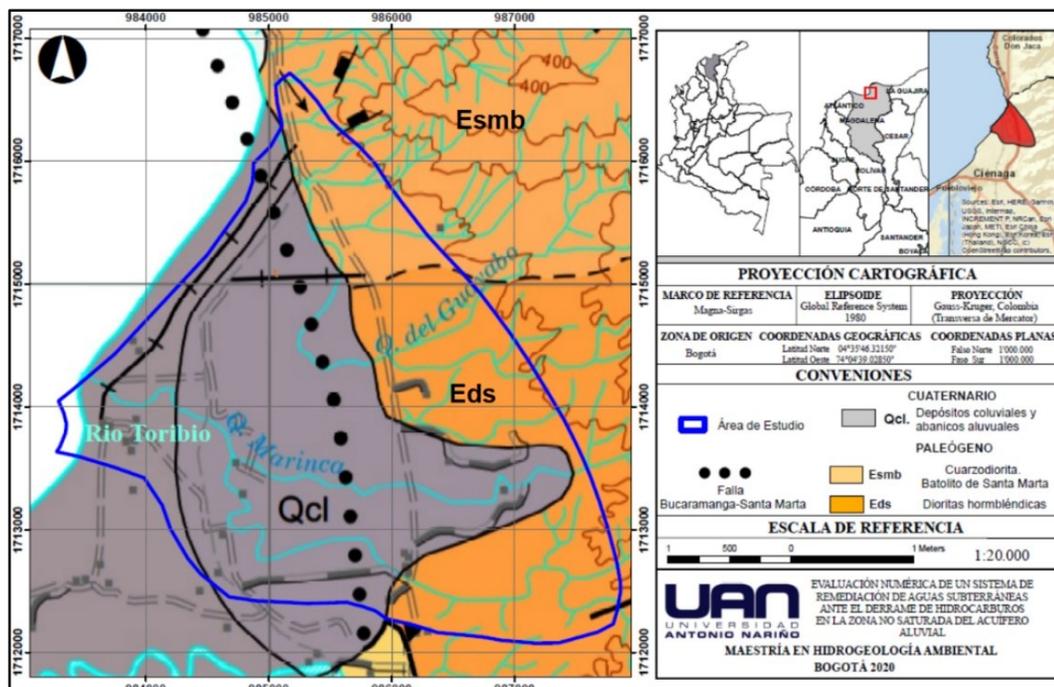


Figura 5.7. Geología del área de estudio. Adaptado de: Servicio Geológico Colombiano-SGC (1969), Plancha No. 18-Ciénaga.

5.4.1. Geología estructural.

La falla Bucaramanga Santa Marta es una falla de alto ángulo con buzamiento hacia el Oriente y dirección aproximada N20-35°W de extensión regional, de tipo inverso con algún componente de rumbo siniestral que se observa por la torsión de algunos drenajes como es el caso del Rio Toribio en la parte

superior. Se localiza en el sector oriental del área de estudio, donde tiene un trazado recto en dirección noroccidente-suroriente, aunque presenta algunas variaciones en su dirección originando un cambio marcado en la topografía de las áreas donde se identifica. Observaciones en un costado de la carretera Santa Marta- Bucaramanga, muestran una zona de roca altamente fracturada y cizallada con numerosas superficies de fricción orientadas en diferentes direcciones. En zonas adyacentes al área se observan rasgos geomorfológicos como ganchos, cerros de obturación y presión que confirman el carácter rumbo-deslizante de la falla. Esta falla es activa y muestra evidencias neotectónicas constituidas por aterrazamientos y planos de fricción en los depósitos cuaternarios (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

5.5. HIDROGEOLOGÍA.

En área de estudio está ubicada en el acuífero de Ciénaga, donde los materiales geológicos presentes en el área de estudio fueron señalados fundamentalmente como rocas ígneas alteradas (granito-granodiorita moderadamente meteorizados a frescos), las cuales son caracterizadas con bajo potencial de almacenamiento de aguas subterráneas por porosidad secundaria. Por el contrario, los depósitos cuaternarios aluviales (Qal) y coluvio – aluviales (Qca), tienen capacidad de almacenar y permitir el flujo de aguas subterráneas por porosidad primaria. En general desde el punto de vista hidrogeológico los depósitos cuaternarios son considerados como acuíferos de porosidad primaria y los granitos-granodioritas meteorizados como acuíferos de porosidad secundaria. Por otra parte, los esquistos frescos, constituye un acuífugo con continuidad lateral ya que constituye el basamento hidrogeológico a nivel local y regional.

Los depósitos cuaternarios denominados aluviales (Qal) y coluvio aluviales (Qca) con espesores entre 8.0 m y 140.0 m en general están formados por partículas subangulares de tamaño grava hasta bloques embebidos en matriz arenosa, con presencia de limos y arcillas en algunos sectores. Su pobre selección, compactación y cementación dan lugar a conductividades hidráulicas teóricas de $10E-6$ m/s. Además, los Granitos-Granodioritas meteorizados tienen espesores entre 2.0 m y 10.0 m; estas rocas presentan fracturas con conductividades hidráulicas teóricas del orden de 10×10^{-7} m/s. Los Granitos-Granodioritas frescos presentan valores de conductividades hidráulicas teóricas del orden de 10×10^{-8} m/s. En general, existe una disminución de la permeabilidad en profundidad en las rocas ígneas del Batolito de Santa Marta las cuales van de 10×10^{-6} m/s a 10×10^{-8} m/s (Figura 5.9).

De forma general en el área de estudio se observa que el nivel freático se da principalmente en las unidades hidrogeológicas de porosidad primaria y secundaria, de manera descendente, siguiendo las laderas de la superficie en forma paralela, y está orientado hacia las corrientes de la zona, las cuales corresponden a los puntos topográficos más bajos y de menor potencial de flujo. Así las cosas, a través de los Granitos-Granodioritas del batolito de Santa Marta (EcdSM), el flujo se da a profundidades del orden de 10.0 m, fluctuando entre los niveles IIA y IIB de meteorización mecánica, siguiendo de manera más o menos paralela las laderas de la superficie. En cambio, a través de los depósitos aluviales (Qal), coluvio – aluviales (Qca) el flujo se da a profundidades del orden de 5.0 m, siguiendo de manera más o menos paralela las laderas de la superficie (Figura 5.8).

En resumen, las rocas ígneas del Batolito de Santa Marta constituyen el basamento rocoso en el área de estudio y constituyen hidrogeológicamente la litología de almacenamiento de aguas subterráneas relacionada directamente con su grado de fracturación por meteorización mecánica (porosidad secundaria), sobre el cual se depositaron las coberturas sedimentarias (Aluviales-Coluviales) las cuales constituyen las principales unidades acuíferas en la zona de estudio (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).



Figura 5.8. Flujo del agua subterránea en el área de estudio (Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018).

Unidad Geológica	Unidad Hidrogeológica	Descripción	Porosidad teórica (%) (Sanders, 1998)	Conductividad hidráulica teórica (m/s)
Relleno Antropico	Acuífugo – Relleno Antropico	Unidad hidrogeológica impermeable, corresponden a la acumulación artificial de suelos naturales, fragmentos de roca, material de desecho y concreto compactados.	0,2%	5×10^{-8}
Depósitos Cuaternarios (aluviales y coluvio aluviales)	Acuífero de porosidad primaria	En general estos depósitos están formados por agregados de partículas minerales angulares a subangulares tamaño grava embebidos en una matriz arenosa, con intercalaciones de limos en algunos sectores. La pobre selección, compactación y cementación de estos depósitos, permiten la presencia de intersticios en los cuales se aloja y por los que circula el agua subterránea.	8%	5×10^{-6}
Batolito de Santa Marta – granito - granodiorita (nivel meteorización IIB y IIA)	Acuífero de porosidad secundaria (medio fracturado)	Granito - granodiorita con niveles de meteorización IIA y IIB del Batolito de Santa Marta, los planos de fracturamiento son abiertos y espaciados, del orden de 2 mm, contribuyendo a la capacidad de almacenamiento y flujo de agua	1%	3×10^{-7}
Batolito de Santa Marta – granito - granodiorita (nivel meteorización III) fresco	Acuífuga – Batolito de Santa Marta	Granito - granodiorita con nivel de meteorización III del Batolito de Santa Marta.	0,2%	5×10^{-8}

Figura 5.9. Parámetros hidrogeológicos teóricos de los materiales en área de estudio (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

5.5.1. Oferta y demanda del acuífero de Ciénaga.

El acuífero cuaternario de Ciénaga cuenta con un volumen de reservas de 29.700 Millones de metros cúbicos, de los cuales 23.660 están localizados entre Sevilla y Fundación. De los 344 pozos inventariados en la zona de estudio 189 pozos (55%) han sido perforados con el fin de servir como fuente alterna de agua para el riego de las plantaciones de banano y palma, con diámetros entre 8 y 12 pulgadas y profundidades mayores a 30.0 m. El 19% está distribuido para abastecimiento público y doméstico, el 24% de los pozos para uso industrial en actividades de procesamiento de la palma africana y lavado del banano para exportación, sus profundidades más frecuentes se hallan entre 20.0 y 30.0 m. Fueron

inventariados 205 aljibes con fines de uso doméstico ante todo en zonas rurales. El 60% con profundidades menores a 5.0 m y el 30% oscila entre 5.0 y 10.0 m (CORPAMAG, 2020).

5.5.2. Hidrogequímica y calidad del agua subterránea.

El agua subterránea analizada de acuerdo con el diagrama Piper para el año 2018 establece que las muestras corresponden principalmente a aguas bicarbonatadas cálcicas magnésicas (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019). No obstante, el PZ1 presenta una configuración en la cual posiblemente se efectúe intercambio iónico debido a que este punto que capta de los depósitos aluviales se encuentra cerca de los depósitos coluviales y el Batolito de Santa Marta (Figura 5.10 y Figura 5.11). Como complemento a lo anterior y con el objetivo de identificar si existe intrusión salina, se describe a continuación el comportamiento de los cloruros y conductividad eléctrica reportados desde el año 2014 al año 2019 (enero) para los 7 piezómetros instalados en el año 2013 a una profundidad de 27.0 m.

Los cloruros del agua subterránea existen valores inferiores a 20.0 mg/l durante el periodo evaluado, exceptuando la medición correspondiente al mes de diciembre de 2016, en la cual se reportó un valor de 42.3 mg/l. Los piezómetros con menores concentraciones de cloruros a lo largo del periodo de estudio son el PZ4 y PZ6 con un promedio de aproximadamente 5.0 mg/l. Esto indica que no se presume intrusión de agua salina en los puntos de estudio construidos a 27.0 m de profundidad.

En relación a la conductividad eléctrica se establece que en todos los piezómetros reportan concentraciones entre 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el periodo 2014-2019, con excepción del PZ2. En el año 2014 se presenta la concentración más alta en el PZ1 la cual coincide con una alta concentración de sólidos disueltos. Los piezómetros restantes presentan concentraciones entre 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Igualmente, el PZ2 presenta concentraciones mayores a 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El PZ2 muestra dentro del periodo 2014-2019 los valores de conductividad más altas en comparación con los piezómetros restantes y un ligero incremento en los años 2017 y 2018 con valores superiores a 375 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dentro de las muestras seleccionadas, el PZ7 reporta 283 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en enero de 2019, encontrándose dentro del promedio de mediciones. Sin embargo, el punto de medición adicional La Playita, presenta una conductividad de 912 $\mu\text{S}/\text{cm}$, coincidiendo igualmente con un alto contenido de sólidos disueltos (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).



Figura 5.10. Localización puntos de monitoreo de aguas subterráneas (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

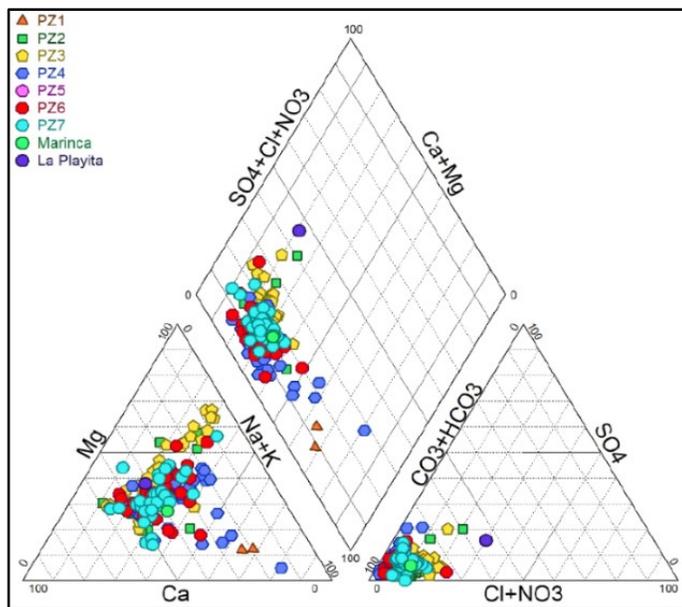


Figura 5.11. Diagrama Piper (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

6. MODELO HIDROGELÓGICO (FASE II)

Un modelo hidrogeológico consiste en la unificación de conceptos conocidos para un acuífero, con la finalidad de entender la dinámica hídrica tanto superficial como subterránea y poder realizar predicciones para evaluar los potenciales efectos que puede ocasionar un proyecto, obra o actividad sobre sus ecosistemas asociados. En este caso es el impacto que puede generar un derrame de biodiesel debido a la actividad de abastecimiento de combustible.

6.1 MODELO HIDROGEOLOGICO CONCEPTUAL-MHC.

El MHC permite establecer las características del sistema a evaluar y que serán consideradas dentro del proceso de modelación (geológica, hidrológica, hidráulica e hidrogeoquímica). La elaboración de un modelo conceptual requiere de una revisión detallada de la información disponible, labores de terreno y estudios básicos, que servirán de sustento técnico a la hora de definir las condiciones hidrogeológicas que serán representadas luego en el modelo numérico y determinarán, además, la precisión y la capacidad predictiva del mismo (Toro, 2012).

Particularmente para un análisis de riesgo en un área contaminada es necesario el MHC para la evaluación, caracterización y potencial restauración del sitio (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2008). Por este motivo y según lo anterior, el MHC en la presente investigación busca describir el transporte de solutos y comportamiento del recurso hídrico frente a un problema de remediación debido al derrame de hidrocarburos en un acuífero aluvial costero. De esta manera a continuación se describen las principales variables que estructuran el MHC.

6.1.1. Geología.

La geología del área de estudio está conformada principalmente por el Batolito de Santa Marta, los depósitos aluviales, los depósitos coluvio-aluviales y los depósitos de playa. Por otra parte, en el proyecto se presentan depósitos antrópicos donde se almacena el material debido al descargue y cargue de carbón.

En este contexto en el área de estudio se construyeron 17 perforaciones con el objetivo de instalar piezómetros para el monitoreo del recurso hídrico subterráneo; estas perforaciones son ejecutadas en el año 2013 y 2018 a una profundidad de máximo 27.0 m. Con el registro litológico de las perforaciones se obtiene como resultado el ajuste del mapa geológico desarrollado por la Sociedad Portuaria Puerto Nuevo S.A (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre, 2019) donde el Depósito Aluvial se divide en un Depósito Aluvial Gravoso-Qal-g y un Depósito Aluvial Arenoso-Qal-a (Figura 6.1). Este último, presenta una profundidad entre 10.0 a 12.0 m en la zona donde se presentó la contingencia (la contingencia se presenta a una distancia de 10.0 m del PZ-01).

6.1.2. Hidrología.

a) Río Toribio.

Para definir el comportamiento del río Toribio en el área de estudio existen 2 puntos de monitoreo distanciados 4.6 Km, el primero llamado puente y el segundo desembocadura (Figura 6.1; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) donde se registra en el año 2018 el caudal y la lámina agua con una temporalidad mensual; estos parámetros alimentan el modelo numérico de flujo en estado estacionario y transitorio. Entre los 2 puntos de monitoreo existe una captación de agua superficial

autorizada destinada para las actividades del proyecto, la cual puede variar de 0.0 l/s a máximo 29.5 l/s para el periodo 2018.

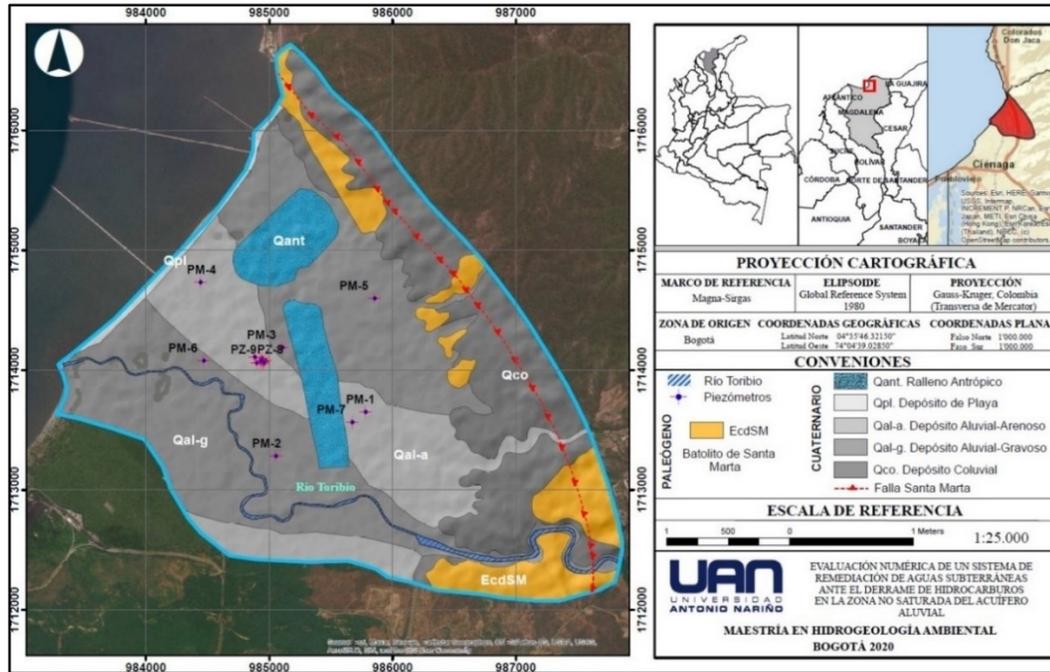


Figura 6.1. Geología del área de estudio ajustada.

La longitud de sección disponible registrada en el año 2018 para la estación el puente es de 13.4 m para el mes de abril y la máxima es de 15.0 m para el mes de noviembre (Fotografía 6.1), en cambio para la estación desembocadura es de mínimo 10.2 m para el mes de abril y máximo 22.1 m para el mes de noviembre del 2018.

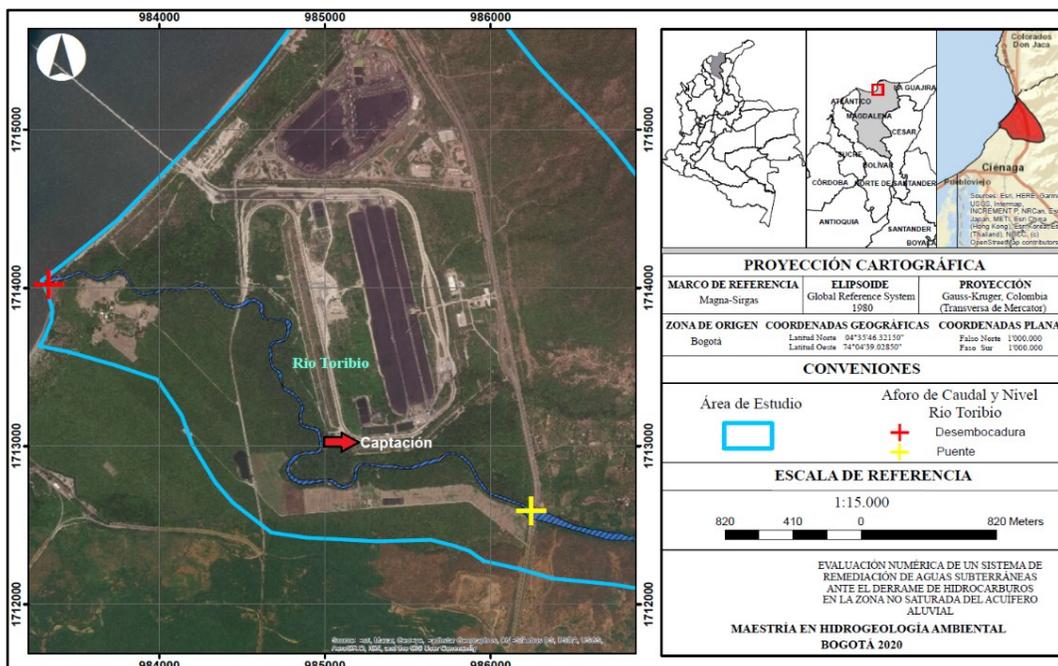


Figura 6.2. Puntos de monitoreo de caudal y nivel en el Rio Toribio.



Fotografía 6.1. Medición del nivel Rio Toribio en el punto de monitoreo “El Puente” (Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019).

El comportamiento del nivel del agua para el año 2018 se puede observar en la siguiente figura.

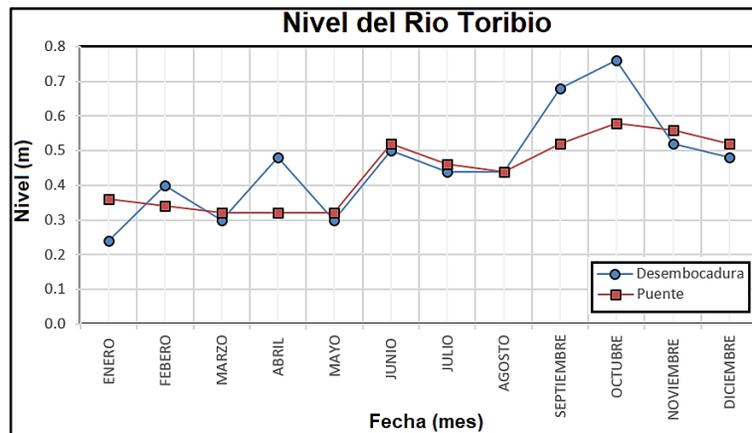


Figura 6.3. Nivel Rio Toribio en los puntos de monitoreo Desembocadura y Puente.

De lo anterior se puede concluir lo siguiente:

- La dinámica de los caudales del rio Toribio en el año 2018 responde a la estacionalidad de la precipitación (Figura 5.4 y Figura 6.3).
- El rio Toribio es una corriente de carácter permanente.
- La altura de la lámina de agua del Rio Toribio para enero de 2018 cuando se presenta la contingencia en la estación Puente es 0.36 m y para la estación desembocadura es de 0.24 m.

a) Recarga Potencial.

Como se describe con anterioridad existe recarga potencial en los meses de septiembre y octubre donde la precipitación es mayor, ya que supera la evapotranspiración. Ahora bien, es importante resaltar que en el mes de enero cuando se presenta el evento de contingencia la recarga potencial es 0.0 mm/año. Finalmente se construye para la presente investigación un solo polígono a partir de la Figura 5.5 y Figura 5.6, promediando los valores de recarga para el mes de septiembre y octubre como se puede observar en la siguiente figura.

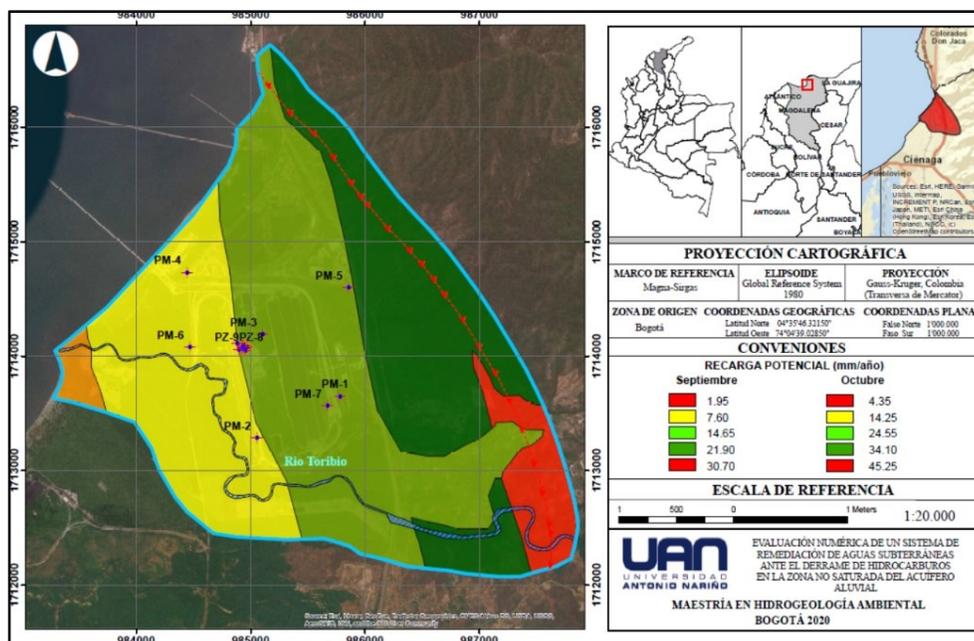


Figura 6.4. Distribución final de la recarga potencial para el mes de septiembre y octubre.

6.1.3. Dinámica del agua subterránea.

Tomando como base la geología, la geomorfología, el comportamiento del río Toribio, la recarga y el nivel freático de 16 piezómetros (Figura 6.5. Ubicación de los piezómetros PM-01 al PM-07. y Figura 6.6), se describe a continuación la dinámica hídrica subterránea del área de estudio. Es relevante mencionar que la unidad hidrogeológica donde se presentó el evento de contingencia por el derrame de hidrocarburos es un acuífero de porosidad primaria (gravas finas con matriz arenosa, arenas y limos), donde la principal recarga es generada por el río Toribio, seguido por el mar caribe y, por último, la precipitación que logra infiltrar a la tabla de agua.

Las características de los piezómetros donde se registró el nivel freático para calcular las direcciones de flujo se describen en siguiente tabla (el PM-01 y PM-05 no presentan registro de nivel freático desde su instalación en el 2013 de acuerdo con el radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019). En cuanto a los piezómetros PZ-01 al PZ-10 solo existe el registro del nivel freático inicial, el cual es equivalente al reportado durante la etapa constructiva (Figura 6.6). Es importante mencionar que el tramo de filtros de los piezómetros PM-01 al PM-07 inicia a partir de los 6.0 m y que en los piezómetros PZ-01 al PZ-10 inicia desde los 4.5 m hasta su máxima profundidad.

Tabla 6.1. Características de los piezómetros PM-01 al PM-07.

Piezómetro	Profundidad (m)	N.F (m) 2013	Piezómetro	Profundidad (m)	N.F (m) 2018
Piezómetro 1_PM-01	25	19.84	PZ-01	18	7.81
Piezómetro 2_PM-02	21	3.33	PZ-02	18	7.16
Piezómetro 3_PM-03	27	3.47	PZ-03	18	7.36
Piezómetro 4_PM-04	25	5.99	PZ-04	15	7.36
Piezómetro 6_PM-06	25	3.24	PZ-05	15	6.90
Piezómetro 7_PM-07	26	8.59	PZ-06	15	7.72
-	-	-	PZ-07	15	7.49
-	-	-	PZ-08	15	7.61

-	-	-	PZ-09	24	7.18
-	-	-	PZ-10	24	7.14

N.F: Nivel freático.

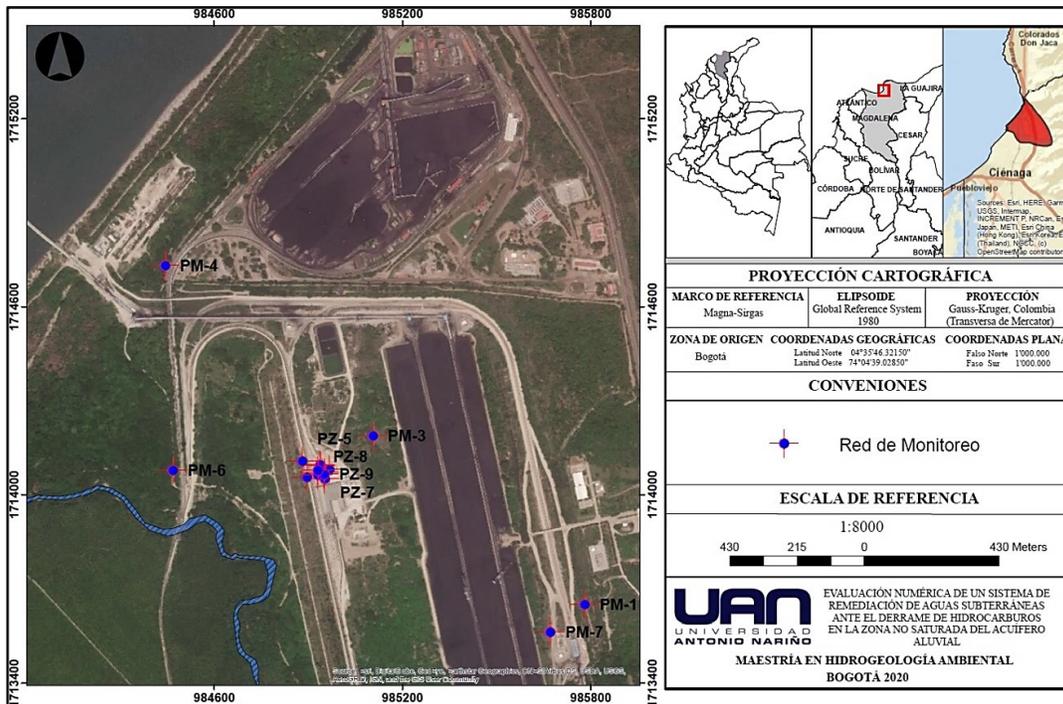


Figura 6.5. Ubicación de los piezómetros PM-01 al PM-07.

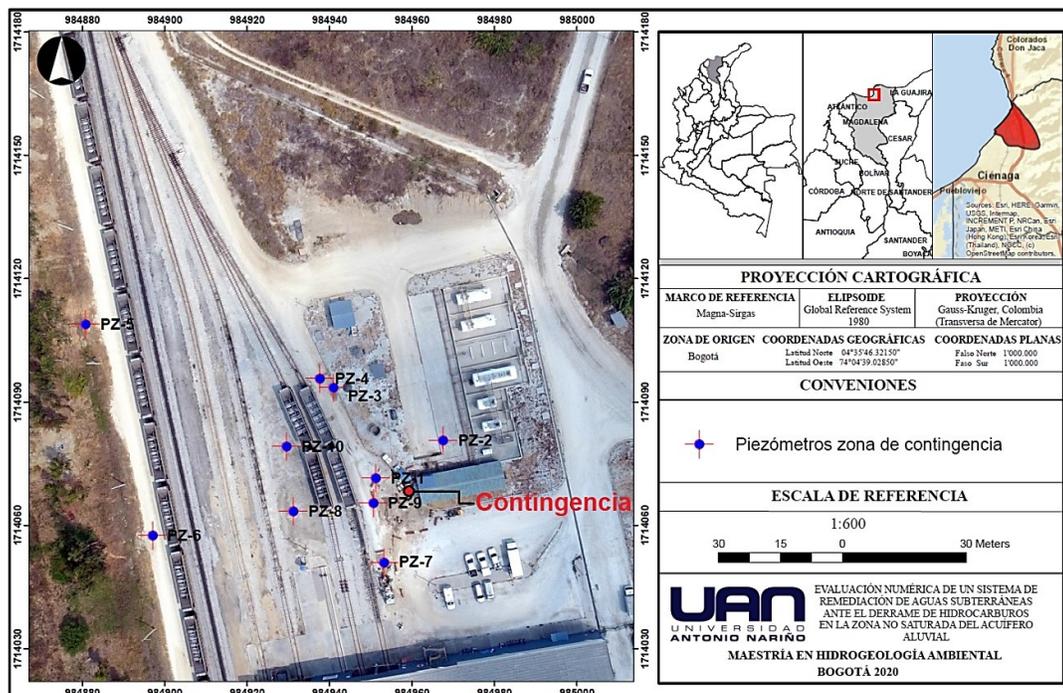


Figura 6.6. Ubicación de los piezómetros construidos en el marco de la contingencia (PZ-01 al PZ-10).

En la Figura 6.7 se observa el comportamiento del nivel freático de septiembre de 2014 a marzo de 2019, donde se identifica que entre 2014 y 2017 el nivel freático asciende un promedio de 1.5 m debido al incremento en la precipitación en 2016 (Tabla 6.2).

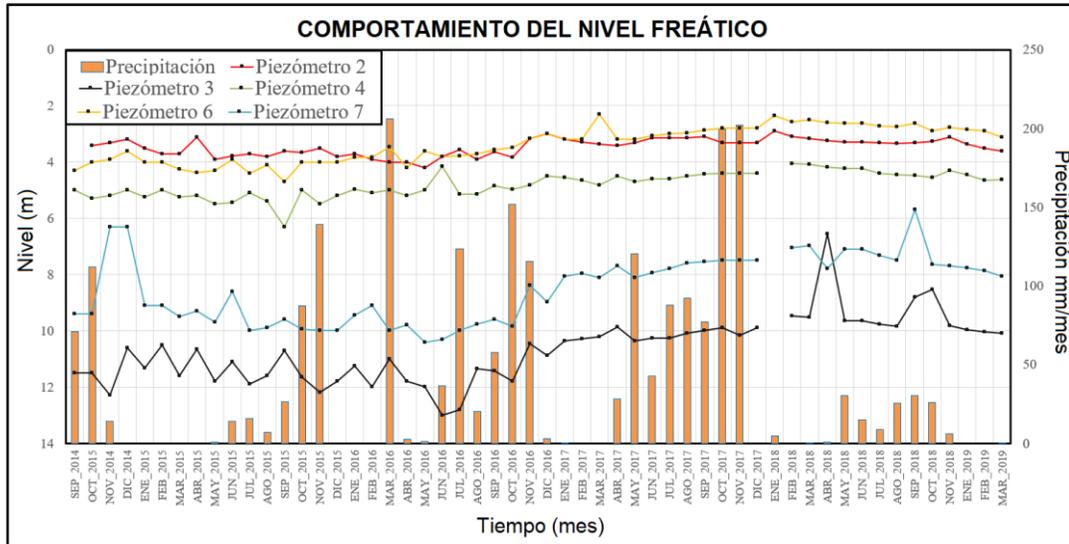


Figura 6.7. Comportamiento del nivel freático del año 2014 (septiembre) al 2019 (marzo).

Tabla 6.2. Precipitación total anual registrada en la estación Aeropuerto Simón Bolívar.

Año	Precipitación total general (mm)
2014	337.30
2015	290.10
2016	718.20
2017	849.60
2018	146.40
2019	110.70
2020	369.20

Fuente: Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019 y (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudio Ambientales-IDEAM).

Así las cosas, se puede observar en la anterior figura que después del año 2017 los niveles descienden debido a que la precipitación disminuye, determinando de esta manera que existe correlación directa entre la variabilidad de la tabla de agua del acuífero aluvial y la precipitación, permitiendo concluir de esta manera que entre el 2018 y 2019 (marzo) el descenso de los niveles puede llegar a máximo 1.0 m (Figura 6.8).

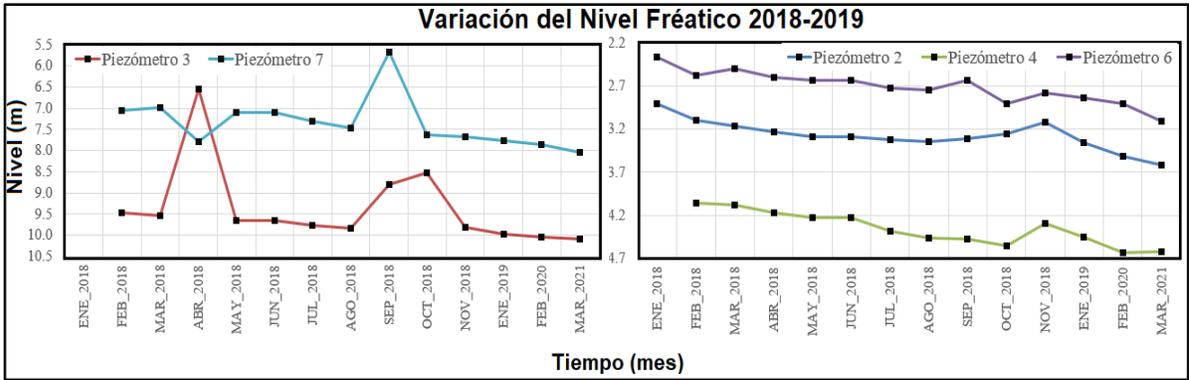


Figura 6.8. Comportamiento del nivel freático del año 2018 al 2019 (marzo).

En general, el flujo del agua subterránea en el área de estudio tiene principalmente una dirección Sur-Este Nor-Oeste hacia el Mar Caribe (Ver Figura 5.8 y Figura 6.9), donde la principal carga hidráulica es el Rio Toribio en el acuífero aluvial que se comporta como descarga (Figura 6.10).

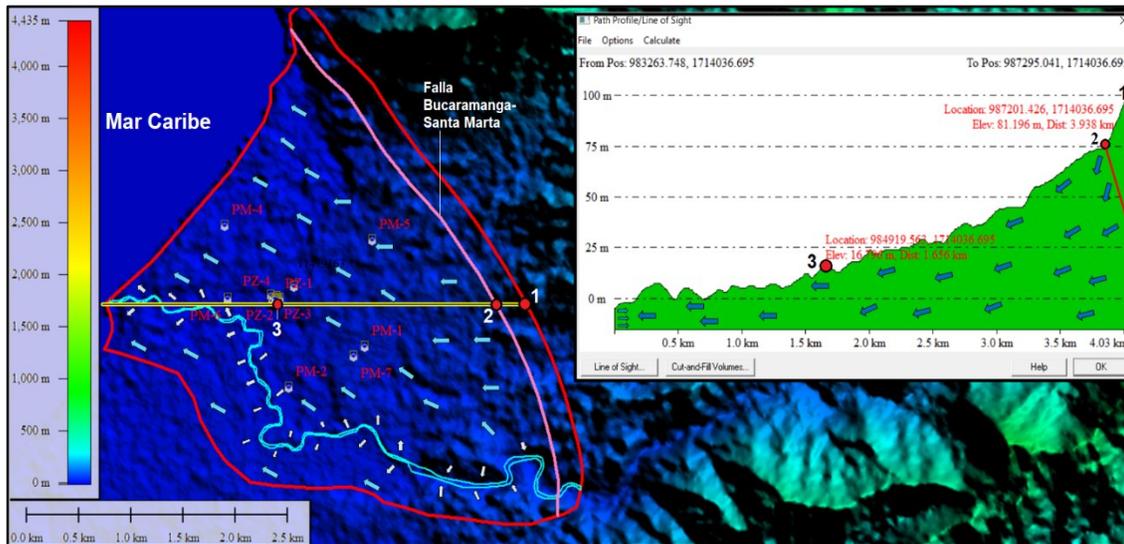


Figura 6.9. Direcciones de flujo del área de objeto de investigación elaboradas con apoyo del software Global Mapper Versión 13.

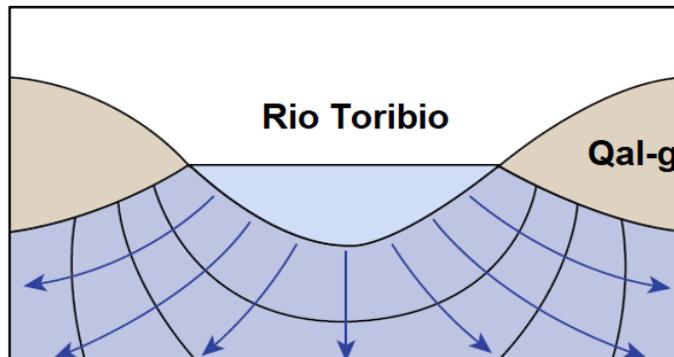


Figura 6.10. Condición de frontera tipo río de carácter influyente (acuífero tipo afluente).
Fuente: Adatado de: (Anderson, Woessner, and Hunt, 2015).

6.1.4. Parámetros hidrodinámicos de flujo y transporte.

Los parámetros hidrodinámicos de flujo de las unidades hidrogeológicas que intervienen en el área de estudio son calculados a partir de información teórica, funciones de pedotransferencia y pruebas de bombeo. Los parámetros asociados a la zona no saturada son determinados a partir de características texturales y la densidad aparente.

Los parámetros que serán utilizados en el modelo numérico de flujo son: Conductividad hidráulica ($K(m/día)$), almacenamiento específico (S_s), contenido de humedad saturado (θ_s), contenido de humedad residual (θ_r), parámetros de ajuste del modelo de van Genuchten (m , n , α y h) y porosidad total. Es importante resaltar que la conductividad hidráulica y el coeficiente de almacenamiento del acuífero aluvial gravoso es calculado a través de pruebas de bombeo ejecutadas en los piezómetros PZ-01 y PZ-03 (Figura 6.11).

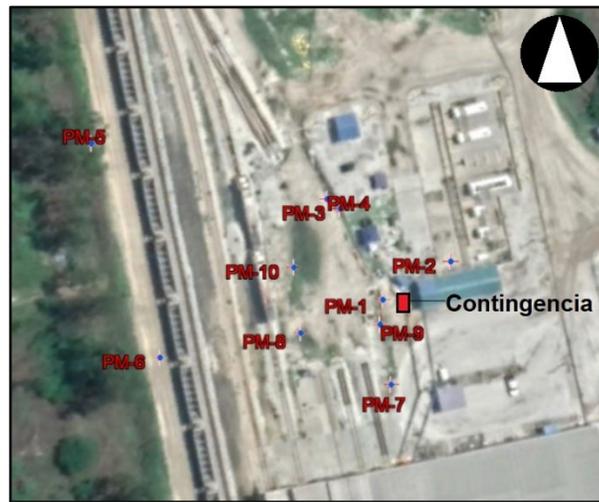


Figura 6.11. Ubicación piezómetros PZ-01 y PZ-03.

De acuerdo con lo anterior, a continuación, se describe el cálculo de los parámetros de la zona no saturada y saturada.

- a) **Zona no Saturada-ZNS.** Los parámetros de la ZNS son obtenidos ejecutando el aplicativo Neural Network Prediction del software RETC de dominio público (M. Th. van Genuchten, 1991), especializado en analizar y predecir las propiedades hidráulicas del suelo implementando para esto procesos de optimización no lineal y funciones de pedotransferencia. El programa utiliza los modelos paramétricos de Brooks-Corey y van Genuchten para representar la curva de retención de agua del suelo y los modelos teóricos de distribución del tamaño de poro de Mualem y Burdine para predecir la función de conductividad hidráulica no saturada a partir de los datos de retención de agua del suelo observados (M. Th. van Genuchten, 1991).

Las características texturales y la densidad aparente son adaptadas del catálogo de suelos del software RETC, y este a su vez, es vinculado con el tipo litología del área de estudio (Tabla 6.3). Estas características son obtenidas a partir de información bibliográfica como la Tesis de maestría “Simulación a escala de laboratorio de barreras hidráulicas contra la intrusión salina en acuíferos costeros confinados considerando los efectos de la estratificación del medio (Acosta, 2015)” y del radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre de 2019. Ahora bien, el área donde se presentó la contingencia tiene un espesor promedio de zona no saturada de 7.4 m, lo cual indica que esta zona tiene un papel fundamental en el movimiento del agua subterránea y los solutos,

ya que generalmente en suelos arenosos el contenido de humedad varia en un mayor rango, permitiendo de esta manera que la franja capilar presente una alta distribución en comparación con los suelos de granulometría arcillosa (Figura 6.12).

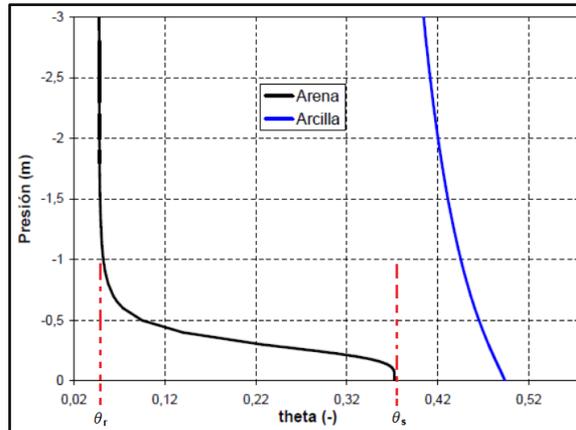


Figura 6.12. Ejemplo de curvas de succión y su relación con el contenido de humedad residual y saturada.

Fuente: Adaptado de: López Velandia (2018).

En síntesis, los parámetros calculados para la ZNS de acuerdo con modelo de van Genuchten son los siguientes:

Tabla 6.3. Parámetros del modelo de van Genuchten (1890) para la zona no saturada.

Unidad	Tipo de Suelo	Textura	ρb (gr/cm ³)	θ_s [-]	θ_r [-]	m [-]	n [-]	α [-]	RMS
Qpl	Arenas	Arena: 87% Limo: 10% Arcilla: 3.0%	1.57	0.65	0.062	0.27	1.37	0.031	0.96
Qal-a	Arenas Franco	Arena: 75% Limo: 20% Arcilla: 5.0%	1.66	0.64	0.07	0.29	1.42	0.024	0.97
Qal-g	Arenas	Arena: 92% Limo: 5.0% Arcilla: 3.0%	1.39	0.62	0.035	0.25	1.35	0.036	0.96
Qco	Franco	Arena: 45% Limo: 37% Arcilla: 18%	1.30	0.64	0.04	0.35	1.54	0.014	0.98
EcdSM	Franco Arcilloso-Limoso	Arena: 19% Limo: 31% Arcilla: 50%	0.58	0.70	0.095	0.24	1.33	0.041	0.95
EcdSM Meteorizado	Franco Limoso	Arena: 40% Limo: 55% Arcilla: 5.0%	1.04	0.68	0.08	0.27	1.38	0.029	0.96

θ_s : Saturación efectiva, θ_r : saturación residual.

m , n , y α : Parámetros del modelo.

Los valores obtenidos a partir de las funciones de pedotransferencia (observados en el área de estudio) se ajustan de forma ideal a los parámetros el software RETC, ya que el RMS reportado es superior a 0.95. En el Anexo I se encuentran las curvas de retención con los valores de presión y contenido de humedad por cada unidad de suelo. En la Tabla 6.3 los valores de θ_s y θ_r señalan que

el contenido de humedad en saturación y residual de los suelos arenosos es menor a la calculada en los suelos arcillosos, siendo los resultados coherentes con las curvas tipo de retención de humedad expuestas en la Figura 6.12.

- b) **Zona Saturada.** Todos los parámetros de flujo de las unidades hidrogeológicas que intervienen en el área de estudio son obtenidos a partir de información secundaria, menos los del acuífero Depósito Aluvial Gravoso (Qal-g), ya que existen 2 pruebas de bombeo que se ejecutaron en el año 2018 para los piezómetros PZ-01 y PZ-03. Los resultados se resumen a continuación:

Piezómetro PZ-01. La prueba de bombeo en este piezómetro es ejecutada a un caudal constante de 6.67 l/s, durante 120 minutos, con un nivel freático inicial de 7.91 m y un abatimiento total de 1.24 m. El valor calculado para el parámetro conductividad hidráulica es de 12.18 m/día y para coeficiente de almacenamiento es de 0.01.

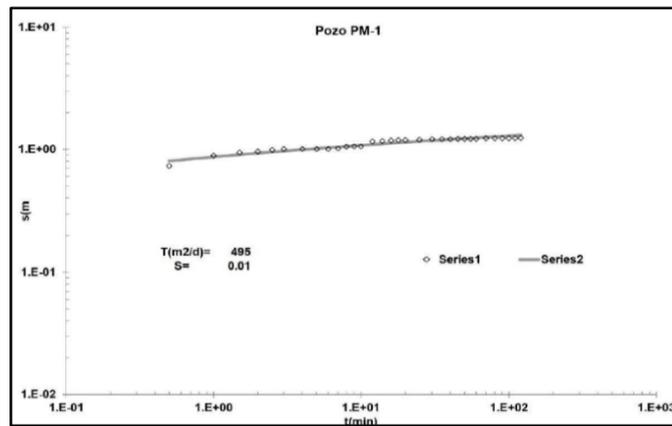


Figura 6.13. Análisis prueba de bombeo por el método de Theis.
Fuente: Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018.

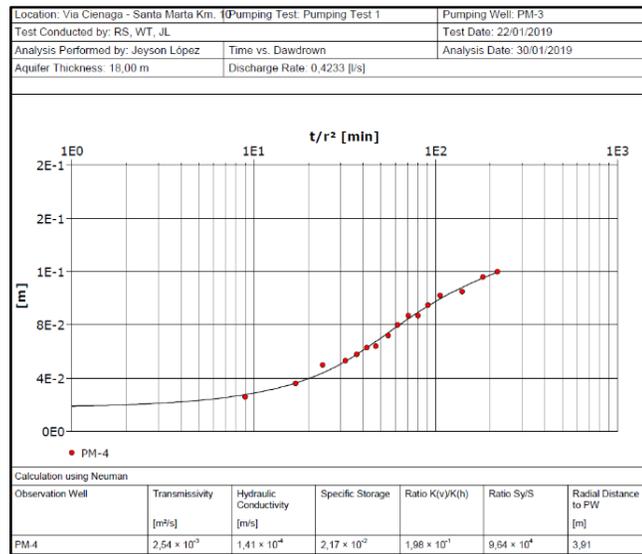


Figura 6.14. Análisis prueba de bombeo por el método de Theis.
Fuente: Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018.

Piezómetro PZ-03. La prueba de bombeo para este punto es ejecutada a un caudal constante de 0.43 l/s, durante 219 minutos, con un nivel freático inicial de 7.48 m y un abatimiento total de 0.16

m. El pozo de observación es el PZ-04. Según lo anterior el valor calculado para el parámetro conductividad hidráulica es de 12.18 m/día y para coeficiente de almacenamiento es de 0.021 (Figura 6.14).

Tabla 6.4. Parámetros de flujo de las unidades hidrogeológicas que intervienen en el área de estudio obtenidos a partir de información primaria y secundaria.

Unidad Hidrogeológica	Kx (m/día)	Ky (m/día)	Kz (m/día)	%	Ss
Qant.	3.20×10^{-4}	3.20×10^{-4}	3.20×10^{-4}	2.00×10^{-1}	1.10×10^{-4}
Qpl	4.31×10^{-0}	4.31×10^{-0}	4.31×10^{-1}	4.30×10^{-1}	1.00×10^{-2}
Qal-a	4.22×10^{-0}	4.22×10^{-0}	4.20×10^{-1}	1.00×10^{-1}	1.20×10^{-2}
Qal-g	10.0×10^{-0}	10.0×10^{-0}	1.00×10^{-1}	8.00×10^{-1}	2.10×10^{-2}
Qco	4.30×10^{-1}	4.30×10^{-1}	4.30×10^{-2}	1.00×10^{-1}	2.70×10^{-3}
EcdSM	4.30×10^{-3}	4.30×10^{-3}	4.30×10^{-4}	5.00×10^{-1}	4.10×10^{-3}
EcdSM Meteorizado	2.50×10^{-2}	2.50×10^{-2}	2.50×10^{-3}	2.00×10^{-1}	3.80×10^{-3}

K: Conductividad hidráulica, %: Porosidad total, Ss: Almacenamiento específico.

Finalmente, es relevante mencionar que el gradiente hidráulico de acuífero Deposito Aluvial varia de 0.003 (m/m) a 0.0047 (m/m), lo cual indica que los procesos hidrodinámicos y de transporte son lentos.

- c) **Parámetros de transporte.** Los parámetros se dividen en 2 componentes; el primero se basa en cuantificar la concentración y el movimiento de la intrusión salina en el acuífero aluvial costero, y el segundo en calcular la concentración del soluto al iniciar el evento de contingencia y determinar los parámetros adsorción. Es relevante mencionar que los parámetros de dispersividad longitudinal y transversal son definidos para todo el sistema.

Para estructurar el comportamiento de la intrusión salina se tiene en cuenta la información asociada a la configuración de la plataforma marina en el área de estudio de acuerdo con lo expuesto por Posada y Andrade (2012) y los parámetros físico-químicos como conductividad eléctrica, cloruros y dureza de 4 piezómetros construidos en el año 2013 a una profundidad de máximo de 27 m (Tabla 6.5). Así las cosas, la concentración de agua en el acuífero costero de acuerdo con Acosta (2015) es de 35.000 mg/l.

Los parámetros físico-químicos obtenidos durante el año 2018 para los 4 piezómetros se exponen a continuación:

Tabla 6.5. Conductividad eléctrica, cloruros y dureza registrados en el año 2018.

PZ	Parámetros	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre
PM-02	Cond. Eléctrica (μ/cm)	449	449	452	452	450	453	453	450	450	419
	Cloruros mg/l	17.17	16	16.7	16.7	18	14.3	15	15.2	15.2	12.9
	Dureza mg/l	202	210	208	208	212	205	220	217	217	179
PM-03	Cond. Eléctrica (μ/cm)	299	290	292	292	292	289	295	294	294	310
	Cloruros mg/l	7.96	6.80	7	7	8.28	7.28	6.12	8.90	8.70	7.71
	Dureza mg/l	136	134	135	135	136	131	135	210	210	134
PM-04	Cond. Eléctrica (μ/cm)	270	269	265	265	265	264	263	220	220	249
	Cloruros mg/l	2.58	<2	<2	<2	5.73	<2	<2	<2	<2	2.02
	Dureza mg/l	133	129	130	130	138	132	144	92.6	92.6	124

PM-06	Cond. Eléctrica (μ/cm)	323	322	322	322	320	318	318	172	172	220
	Cloruros mg/l	9.64	3.32	4.02	4.02	8.7	3.34	2.94	2.23	2.23	3.48
	Dureza mg/l	158	157	156	156	159	152	156	133	133	127

Fuente: Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre 2019.

Con los valores de conductividad eléctrica, cloruros y dureza de los piezómetros PM-02, PM-03, PM-04 y PM-06 se concluye que la interfaz agua dulce-agua salada tiene poca intrusión salina o intrusión casi vertical, donde la concentración de cloruros se intruye por lo menos a una profundidad mayor de 30 m en el acuífero aluvial. Lo anterior es validado con el piezómetro PM-04 ubicado a una longitud de 300 m del mar, el cual no presenta valores de conductividad eléctrica, cloruros y dureza que indiquen la presencia de intrusión salina. Esta información es útil para configurar el bloque diagrama del MHC donde se define la posición de la interfaz o zona de mezcla entre el agua dulce y el agua salada del acuífero aluvial costero (Figura 6.18).

En relación a la zona de contingencia, se puede establecer que el soluto corresponde a un biodiesel elaborado a base de palma (ésteres metílicos de ácidos grasos) que tiene una densidad de 875.000 mg/l y una composición química de fracciones equivalentes de carbono tanto alifáticas como aromáticas que van de C14 a C24, este rango de cadenas de carbón permite determinar que el porcentaje total de Diesel es de 94.14 % de acuerdo con la información suministrada en la Figura 3.12. En este contexto, la hipótesis sobre el evento de contingencia es la ruptura en la parte inferior de un tubo de 4.0" que está enterrado a 1.0 m de profundidad y transporta biodiesel a una isla de surtidores que abastecen de combustible a las locomotoras (Figura 6.15). Esta fuga ingresa de forma vertical al sistema como un pulso o pulse-input con un volumen de 25.000 galones de biodiesel durante 30 días (Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo de 2018). Por lo anterior, se establece que durante este periodo el soluto con una densidad de 875.000 mg/l ingresa a un acuífero con dimensiones de 12 m de profundidad por un metro de ancho y un metro de largo.

Teniendo en cuenta las anteriores características, la concentración total del biodiesel es de 229.688 mg/l, de los cuales el 94.14 % es Diesel y el 5.86 % es metanol que tiende a evaporarse en la ZNS, concluyendo de esta manera que el soluto que ingresa al acuífero tiene una concentración total de 216.228 mg/l.

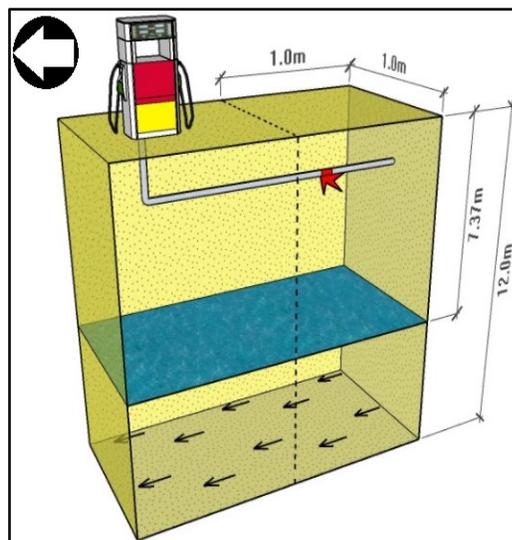


Figura 6.15. Modelo conceptual del evento de contingencia.

Para calcular la dispersividad transversal y longitudinal se utiliza como insumo la Figura 3.2 y Figura 3.3, donde se define la dispersividad longitudinal teniendo en cuenta el comportamiento de la intrusión salina (propiedades físico-químicas de los piezómetros) y la escala de la línea de corriente donde ocurre la contingencia en el acuífero aluvial costero. Posteriormente y de acuerdo con la estructura de la pluma de contaminación en el área de estudio se obtiene la relación dispersividad longitudinal-transversal $1(D_L)/5(D_T)$ para una longitud de escala del acuífero de 1100 m a partir del punto donde se presenta la fuga de biodiesel.

Por último, se define el tipo de isoterma de adsorción teniendo en cuenta el número de parámetros del modelo que define el movimiento del soluto en el acuífero. En este caso se trabaja con el modelo de Freundlich el cual es más flexible para describir el equilibrio de sustancias hidrofóbicas entre el agua subterránea y los suelos (Alvarez Alvarado, 2003). Para calcular el K_d y el coeficiente empírico C de la Ecuación 3.18. se implementan 2 técnicas basadas en información bibliografía. La primer técnica consiste en tomar como ejemplo los valores de la curva de adsorción desarrolladas en laboratorio a partir del modelo de Langmuir para un suelo de tipo arenoso-limoso que es sometido a la contaminación por Diesel (Cardona, 2003). Este ensayo consiste en la adsorción del Diesel que se ajusta a la ecuación de Langmuir para un comportamiento en correspondencia lógica con lo reportado en la literatura para los compuestos orgánicos. Por lo anterior, la capacidad máxima de adsorción (C_s) obtenida con la ecuación de Langmuir de un suelo agrícola fue de 17.40 mg/g para una concentración de 36.54 mg/l (Tabla 6.6). Ahora bien, a partir de los valores calculados en laboratorio se define la cinética de adsorción del Diesel en el suelo acoplado el modelo lineal de Freundlich para calcular los parámetros K_d y C de la Ecuación 3.18. cómo se describe a continuación:

Tabla 6.6. Resultados de adsorción para la isoterma de Langmuir transformados a escala logarítmica de acuerdo con el modelo lineal de Freundlich (Cardona, 2003).

Cw (mg/l)	Cs (g/g)	log ₁₀ Cw	log ₁₀ Cs
4551.940	1.80	3.65	0.25
7734.100	3.50	3.88	0.54
13764.97	8.34	4.13	0.92
20111.37	15.83	4.30	21.19
24948.02	17.40	4.39	1.24

Cs: concentración del Diesel adsorbido por el suelo o capacidad máxima de adsorción.

Cw: concentración de equilibrio.

La distribución de los datos de laboratorio se adapta al modelo lineal de la isoterma de Freundlich como se observa en las siguientes figuras (f y K_d equivalen a la pendiente y el intercepto).

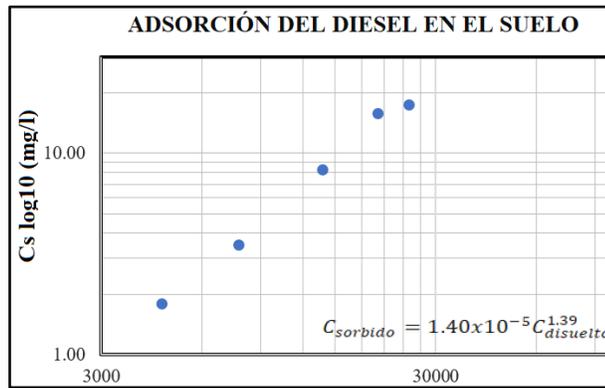


Figura 6.16. Cinética de adsorción del Diesel en el suelo adaptado al modelo lineal de la isoterma de Freundlich.

Debido a que en el área de estudio se presenta el derrame de biodiesel y no de diesel se realiza una prueba en la presente investigación con una menor concentración de soluto como se expone a continuación:

Tabla 6.7. Resultados de adsorción para la isoterma de Lagmuir transformados a escala logarítmica de acuerdo con el modelo lineal de Freundlich. Adaptado de Cardona (2003).

Cw (mg/l)	Cs (g/g)	log10Cw	log10Cs
4.55	0.0018	0.958	-2.745
7.73	0.0035	0.888	-2.450
13.76	0.0083	1.139	-2.079
20.11	0.0158	1.303	-1.801
24.95	0.0174	1.397	-1.759

Cs: concentración del Diesel adsorbido por el suelo o capacidad máxima de adsorción.

Cw: concentración de equilibrio.

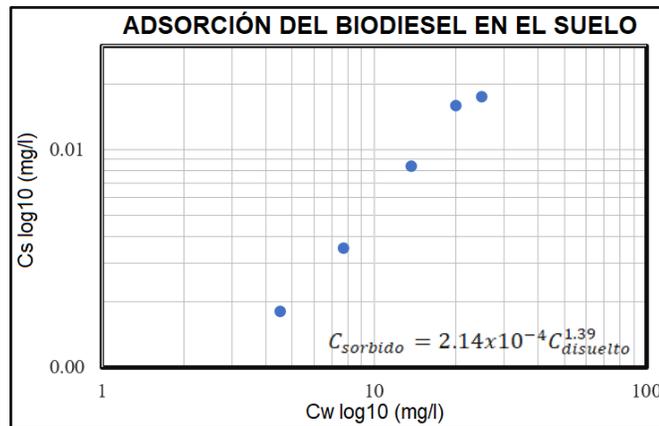


Figura 6.17. Ejemplo de la cinética de adsorción del biodiesel en el suelo adaptado al modelo lineal de la isoterma de Freundlich.

La segunda técnica para obtener los parámetros del modelo de la isoterma de Freundlich consiste en utilizar los valores de K_d y C desarrollados por Seferou et al., (2013) para suelos arenosos y limosos, donde la capacidad de adsorción (K_d) aumenta y por ende la favorabilidad de retener el soluto.

Los parámetros de transporte calculados de acuerdo con la dinámica del acuífero aluvial costero y al evento de contingencia son los presentados en la Tabla 6.4:

Tabla 6.8. Parámetros de transporte del modelo de Freundlich.

Unidad Hidrogeológica	D_L (m)	D_T (m)	Modificado Cardona (2013)- Diesel		Modificado Cardona (2013) Biodiesel		Seferou 2013-lens		Seferou 2013-sand	
			f	K_d (mg/l)	f	K_d (mg/l)	f	K_d (mg/l)	f	K_d (mg/l)
Qant, Qpl, Qal-a Qal-g, Qco y EcdSM Meteorizado	50	10	1.39	1.40×10^{-5}	1.39	2.14×10^{-4}	2.05	0.21	1.38	0.32
EcdSM	10	2								

D_L : Dispersividad longitudinal, D_T : Dispersividad Transversal. f : Coeficiente empírico y K_d : Coeficiente de adsorción de Freundlich.

En conclusión, con la anterior información se construye el bloque diagrama del modelo hidrogeológico conceptual generalizado, donde se puede identificar que las condiciones de contorno de flujo, son límite con la Falla Bucaramanga-Santa Marta al Nor-Este, la carga hidráulica representada por el mar caribe al Nor-Oeste, la divisoria de aguas entre el Río Córdoba y el río Toribio al sur y la recarga potencial; a su vez, las condiciones de frontera de masa son la intrusión salina con un frente de concentración casi vertical y el biodiesel que ingresa en la ZNS debido al evento de contingencia (Figura 6.18).

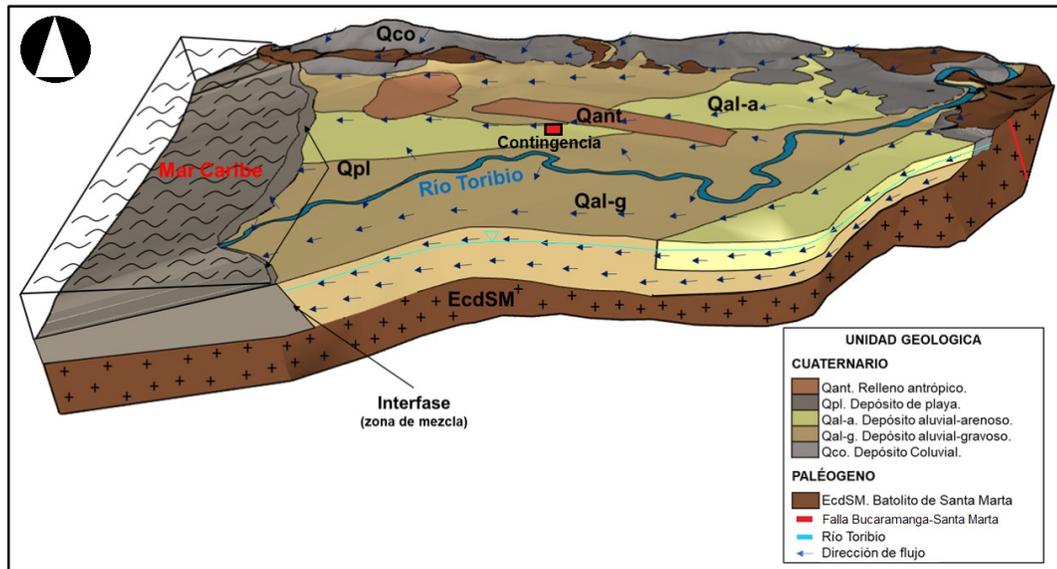


Figura 6.18. Bloque diagrama MHC.

6.2. MODELO NUMÉRICO DE FLUJO Y TRANSPORTE-MNFT.

Un modelo numérico está fundamentado en el desarrollo de un modelo conceptual, el cual corresponde a una simplificación del sistema acuífero real, pero que retiene sus aspectos más relevantes (Toro, 2012). En esta investigación el sistema a modelar es un acuífero costero que es sometido a un pulso por el derrame de biodiesel, condición que depende del campo de velocidades derivado del modelo de flujo, razón por la cual la calibración requiere de un proceso iterativo de variaciones de parámetros entre el modelo de flujo y el modelo de transporte.

Para lograr el objetivo de desarrollar el problema de contaminación se implementa el software FEFLOW (DHI WASY, 2017) en su versión FMH3 (Flow-Mass-Heat in 3D). Este software es ampliamente usado debido a su versatilidad en temas relacionados con la modelación de flujo y el transporte en medios porosos saturados y no saturados, usando para esto el motor de solución numérica mediante elementos finitos.

Consideraciones. Retomando el marco metodológico la modelación se desarrollará en las siguientes etapas:

1. Modelo en estado estacionario en condiciones naturales (con intrusión salina y sin la presencia del derrame por biodiesel).
2. Modelo transitorio donde se genera el derrame de biodiesel.
3. Modelo transitorio donde se ejecuta la técnica de remediación a una proyección de 5 años.
4. Escenarios sin ZNS y retardo (soluto conservativo).

Las unidades hidrogeológicas son modeladas en un sistema de flujo no saturado-saturado, consideración que hace un sistema altamente no lineal, el cual, sumado a la diferencia de densidades debido a la intrusión salina, aumenta de forma considerable el tiempo de cálculo del modelo. Es relevante mencionar que para la modelación de la interfaz de agua salada se decidió emplear un modelo dependiente de la densidad, que permite modificar la conductividad de un elemento en función de la concentración de sal que tenga el flujo, obteniendo una modelación más cercana a la realidad.

6.2.1. Configuración del modelo numérico.

Para el desarrollo de esta investigación, se construyó un modelo tridimensional con un área de 11.47 km², una profundidad de 148.23 m en la zona de contingencia y 13 capas. La malla está conforma inicialmente por 115.234 nodos y 209.131 elementos, donde después de la zona de falla Bucaramanga-Santa Marta se inactivan los elementos (Figura 6.21) debido a que no existe información. De acuerdo con el MHC las capas del modelo numérico son configuradas así:

- De la capa 1 a la capa 3 se configuran las unidades hidrogeológicas Batolito de Santa Marta meteorizado, depósitos coluviales, depósitos aluviales de composición gravosa y arenosa, depósitos de playa y los rellenos antrópicos. Las capas suman un espesor de 6.0 m en la zona donde ocurre la contingencia (Figura 6.19 y Figura 6.20).
- La capa 4 no presenta el relleno antrópico y se mantienen las anteriores unidades hidrogeológicas. Esta capa tiene un espesor de 10.3 m en la zona donde ocurre la contingencia.
- De la capa 5 a la capa 11 desaparecen las unidades hidrogeológicas Batolito de Santa Marta meteorizado, los depósitos coluviales y el depósito aluvial arenoso. En cambio, mantienen su continuidad los depósitos aluviales gravosos, los depósitos de playa y el Batolito de Santa Marta. Las capas suman un espesor de 114.9 m en la zona donde ocurre la contingencia (Figura 6.19).
- Finalmente, de la capa 12 a la 13 desaparece el depósito aluvial gravoso y el depósito de playa, mantenido la continuidad del Batolito de Santa Marta. Esta capa tiene un espesor de 39.8 m en la zona donde ocurre la contingencia.

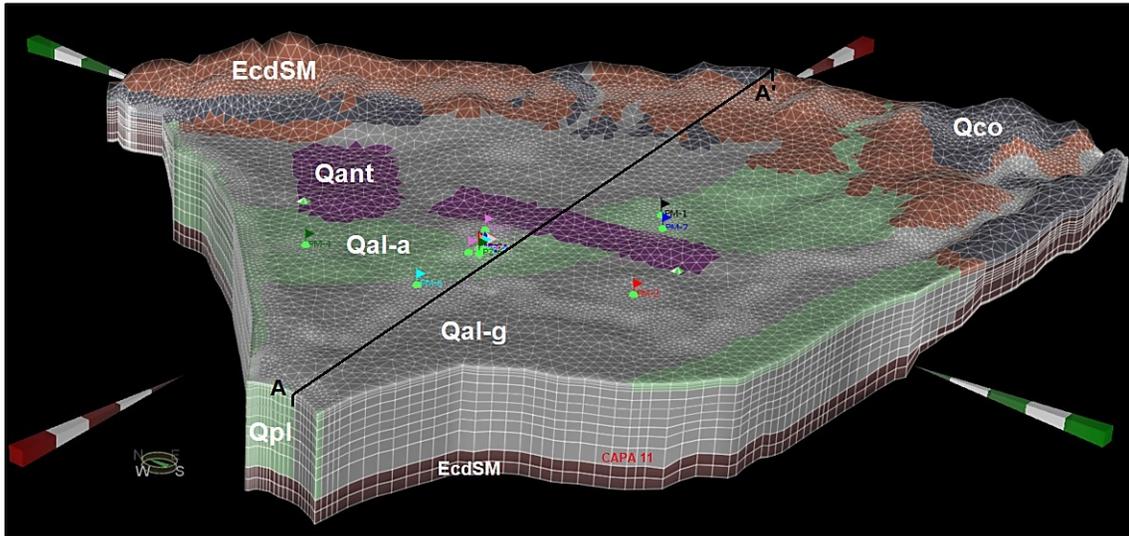


Figura 6.19. Configuración de las 13 capas modelo 3D.

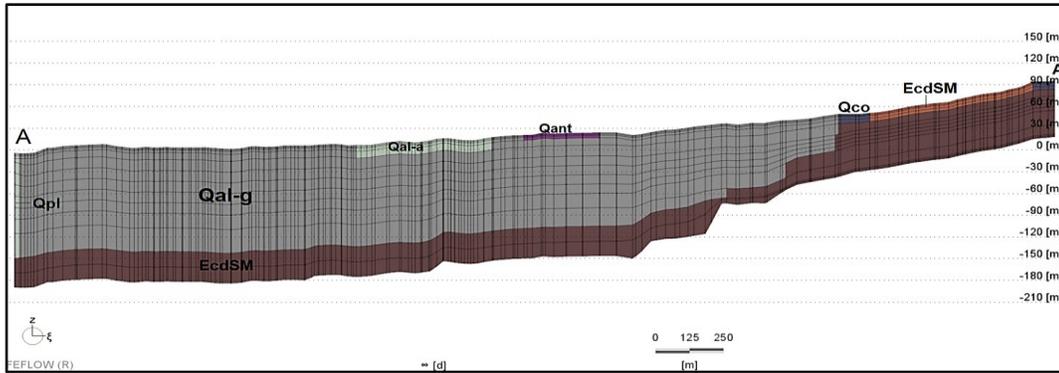


Figura 6.20. Vista en perfil configuración de las 13 capas (corte A-A').

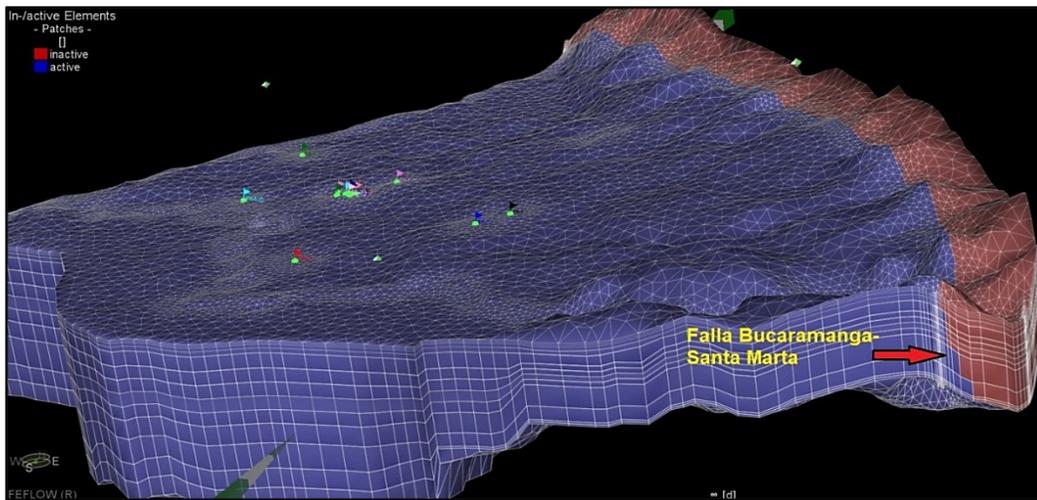


Figura 6.21. Celdas activas e inactivas del modelo 3D.

a) Calidad de la malla.

Para configurar la malla del modelo se empleó el método Triangle, el cual puede manejar geometrías muy complejas y es extremadamente rápida, pero produce elementos de calidad ligeramente inferior. La malla se refina a partir de elementos como la falla Bucaramanga-Santa Marta, el límite con el Mar Caribe y el río Toribio que son definidas como líneas, y los puntos de monitoreo, así como los pozos para desarrollar la técnica de remediación como puntos. Las violaciones al criterio de Delaunay fueron corregidas de forma manual aumentando de esta manera la posibilidad de conexión entre nodos; también fueron corregidos los triángulos con ángulos demasiado amplios, ejecutando suavizados específicamente en el acuífero depósito de Playa, en la zona donde se presentó el evento de contingencia y en ángulos superiores a 89.70° , obteniendo como resultado una media de 72.08° , una baja desviación estándar de 7.73° y un sesgo hacia a la derecha de patrones dispersos discretos que comprueba que los triángulos tienden a ser equiláteros (Figura 6.22).

El número de Péclét en esta etapa estacionaria es inferior a 2.96, lo que significa que el paso de la información entre nodos no es mayor a la velocidad del transporte.

A modo general se puede concluir que el diseño de la malla y la cantidad de elementos y nodos es la adecuada para desarrollar el problema de advección, difusión y dispersión de un soluto en estado estable.

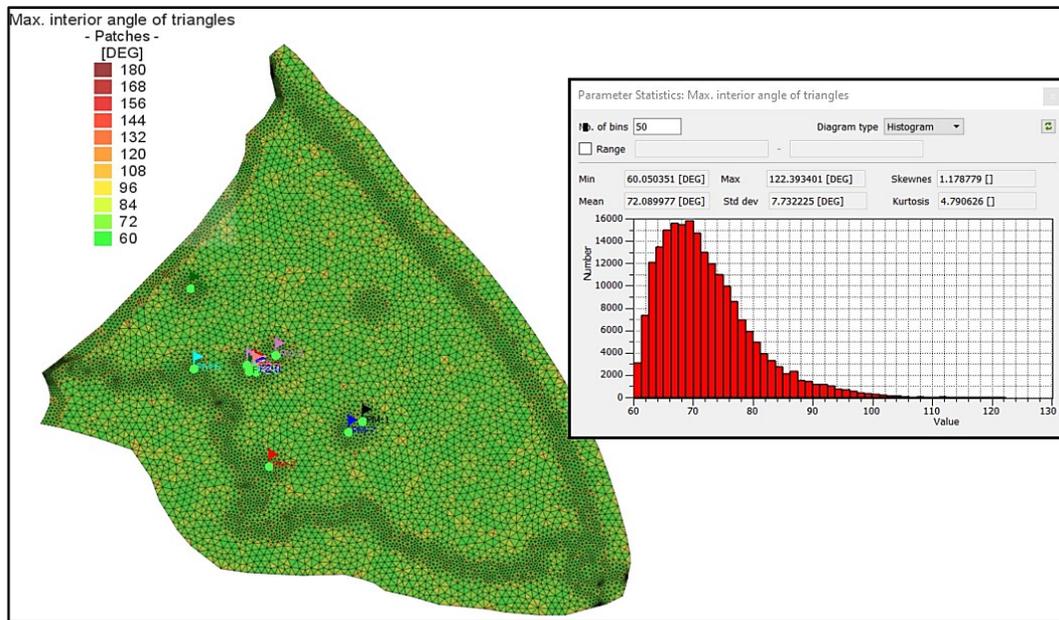


Figura 6.22. Ángulos máximos de la malla del modelo.

b) Condiciones de frontera.

A partir del MHC las condiciones flujo son el río Toribio, la recarga, el Mar Caribe y el límite con la zona de falla Bucaramanga-Santa Marta y, las condiciones de transporte son la intrusión salina y el biodiesel. Así las cosas, las condiciones de entrada se pueden explicar a través de las siguientes condiciones matemática.

Tipo I o condición de frontera tipo Dirichlet. Es una condición de contorno de carga hidráulica conocida y es asignada a lo largo de una frontera del dominio, y puede variar en el espacio (Anderson et al, 2015). La aplicación directa es la asignación de un valor de potencial (nivel del agua subterránea conocido en el límite), concentración de masa (masa de agua superficial perfectamente comunicado con el acuífero) o temperatura en función del problema a tratar. Está definida por unidad de longitud.

Tipo II o condición de frontera tipo Neumann (Flujo impuesto). Es una condición de contorno de flujo prescrito (flujo de Darcy) y conocido en los nodos de los elementos que están a lo largo de una línea (2D) o a los nodos que conforman las caras de los elementos (3D). Las condiciones de contorno de este tipo se aplican a los casos en que el gradiente de velocidad o flujo de entrada/flujo de salida se conoce de antemano y es normal a la superficie. Es aplicada para las entradas de un acuífero presente en un valle con flancos o pendientes empinadas, la conexión de un acuífero con la superficie y que puede variar en el espacio. Está definida por unidad de longitud y tiempo; para modelos 2D su unidad será longitud sobre tiempo y para modelos 3D será de longitud al cuadrado sobre tiempo. Si esta condición tiene valor de 0.0, significa que no hay flujo ni velocidad, típico en bordes impermeables. Esta condición de contorno no es implementada en la estructura del modelo numérico.

Tipo III o condición de frontera tipo Cauchy (flujo condicionado por la variación de la carga hidráulica). Este tipo de condición de contorno es denominada también tipo mixta porque relaciona las condiciones de contorno de carga hidráulica (Dirichlet) y de flujo (Neumann). En algunas situaciones el flujo cruza una parte del contorno de la superficie y cambia en respuesta a las variaciones de la carga hidráulica dentro del acuífero. Esto puede verse en el caso de ríos o lagos con conexión limitada con las aguas subterráneas (nivel de agua superficial = nivel de agua subterránea) o acuíferos semiconfinados

en los que el goteo condiciona la transferencia de flujo entre el medio permeable y el medio semipermeable. Está definida por unidad de longitud. Esta condición de contorno no es implementada en la estructura del modelo numérico.

Tipo IV o condición de tipo Bombeo/inyección: En esta condición se establece que el acuífero es sometido a procesos de extracción o inyección, que a su vez provocan cambios en la altura hidráulica.

Las condiciones de frontera de flujo asignadas al dominio del modelo son las siguientes:

Condición de frontera tipo I.

1) Hydraulic-Head BC (Rio Toribio).

Estado estacionario: Carga constante de 0.36 m en la primera capa sobre el lecho del rio Toribio, la cual representa la lámina de agua registrada para enero de 2018.

Estado transitorio: Esta carga que varía de 2018 a 2023 cuenta a partir de las cargas medidas en el año 2018.

2) Hydraulic-Head BC (Limite Falla Bucaramanga-Santa Marta).

Estado estacionario: Carga constante que representa el límite con la zona la falla Bucaramanga-Santa Marta en la primera capa, la cual es igual a la elevación.

Estado transitorio: Constante en el tiempo.

3) Hydraulic-Head BC, Hydraulic-Head BC Saltwater Head (Mar Caribe).

Estado estacionario: Carga constante igual a 0.0 m que representa el mar caribe. Ahora bien, no es suficiente configurar una condición de borde de primer tipo (Dirichlet) con una carga de 0.0 m a lo largo del contorno. Esta carga se puede establecer a nivel del mar ($h = 0.0$ m) en la parte superior del modelo, pero tiene que ser corregida en lo que respecta a la profundidad debido a que el agua salada que subyacente es más densa. Si se aplica la Ecuación 3.40 y se omiten los cambios en la densidad del agua a causa de la temperatura y asumiendo la densidad del agua fresca como 1.0 kg/m^3 y la densidad del agua salada como 1.025 kg/m^3 la relación de densidad aplicada a todo el modelo es de 0.025. Por lo anterior, al definir esta relación se emplea una condición de borde especial llamada “Saltwater Head”, donde las cargas de agua dulce son calculadas automáticamente por el modelo a partir de la relación de densidades y concentraciones (Figura 6.24).

Estado transitorio: Constante en el tiempo.

Condición de frontera tipo II.

4) In/Outflow (Recarga Potencial).

Estado estacionario: Flujo de agua que representa la recarga potencial en la primera capa del modelo.

Estado transitorio: Este flujo de agua varia de 2018 a 2023, donde solo se presenta recarga potencial en los meses de septiembre y octubre.

Las condiciones de frontera para el transporte de masa son las siguientes:

Condición de frontera tipo I.

1) Mass-concentration BC (Concentración Mar Caribe).

Estado Estacionario: Esta condición es asignada al occidente del dominio del modelo con una concentración constante en todas las capas de 35.000 mg/l .

Estado transitorio: Constante en el tiempo.

2) **Mass-concentration BC (Concentración Río Toribio).**

Estado estacionario: Igual a 0.0 mg/l sobre el lecho del río Toribio que evita el ingreso de agua salada al recurso hídrico superficial, evitando de esta manera inestabilidad numérica.

Estado transitorio: Constante en el tiempo.

3) **Mass-concentration BC (Concentración Biodiesel).**

Estado transitorio: Condición de frontera de transporte que varía en el tiempo y representa el soluto que se dispersa en el acuífero.

4) **Mass-concentration BC (restricción de Concentración).**

Estado estacionario: Restricción al Sur y Nor-Oeste del modelo en todas las capas (Min.Mass-flow constrain), esta condición tiene como propósito anular las salidas de masa y mantener las concentraciones positivas. Esta frontera de transporte se mantiene constante en el tiempo (Figura 6.24).

Estado transitorio: Constante en el tiempo.

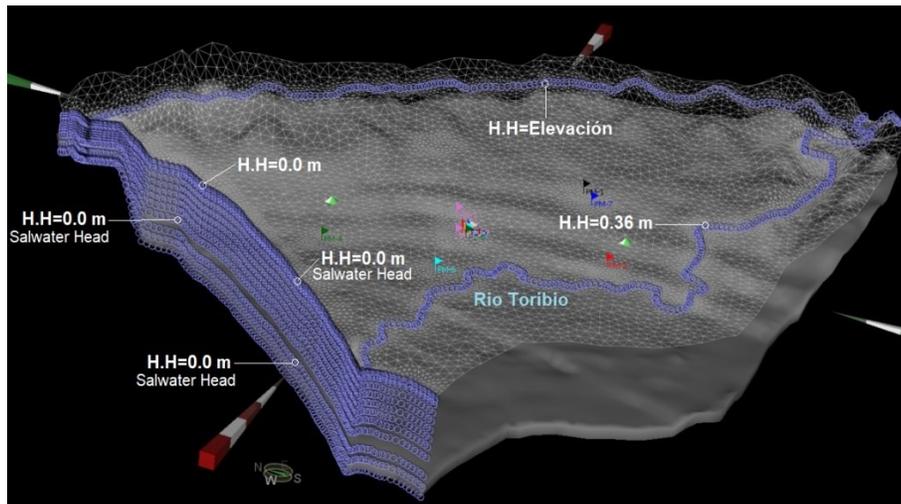


Figura 6.23. Condiciones de frontera de flujo-Tipo I (Hydraulic Head BC y Salwater Head).

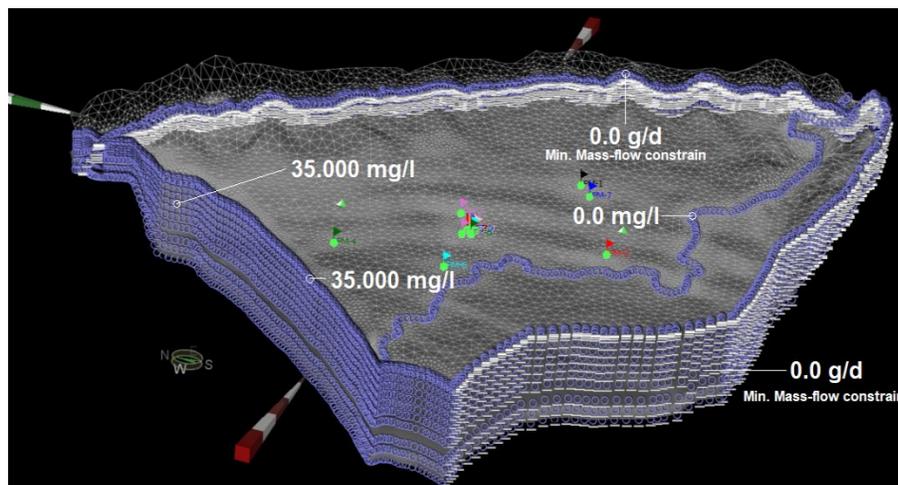


Figura 6.24. Condiciones de frontera de transporte-Tipo I (Mass Concentration BC y Constrain).

La condición de frontera tipo IV que representa la técnica de remediación por extracción de agua subterránea es desarrollada en la etapa del modelo numérico en estado transitorio.

a) Parámetros hidrodinámicos y de transporte.

Los resultados de los parámetros iniciales tanto de flujo como de transporte se pueden observar en la Tabla 6.3 y Tabla 6.4. Estas variables como conductividad hidráulica y parámetros del modelo de Freundlich son ajustados en el desarrollo del modelo estacionario y transitorio.

6.2.2. Simulaciones.

Según Toro (2012), toda simulación numérica debe ser consistente con el proceso de ajuste realizado; por ejemplo, la capacidad predictiva de una simulación en régimen transitorio debe responder a una calibración satisfactoria realizada bajo condiciones transitorias. Así las cosas, para la presente investigación las simulaciones que se ejecutan son en régimen estacionario y transitorio como se describe a continuación:

a) Modelo numérico en estado Estacionario.

Al asignar las condiciones de frontera tipo I y tipo II, más los parámetros hidrodinámicos y de transporte del sistema hídrico antes del evento de contingencia, inicia el proceso de calibración, el cual consiste en ajustar la conductividad hidráulica con el objetivo de disminuir el error entre los niveles observados en enero de 2018 y los calculados por el modelo.

Así las cosas, el proceso de calibración como se describe con anterioridad se realiza de utilizando el algoritmo PEST y por prueba y error como se describe a continuación.

PEST es un código ampliamente utilizado para la calibración, optimización, análisis predictivos y de sensibilidad de los modelos numéricos de agua subterráneas. Sin embargo, es necesario tener presente que el resultado de una calibración no es único, y que la predicción dada por un modelo calibrado es solo una de muchas posibilidades. Resulta fundamental mencionar que FePEST vincula a PEST con un modelo FEFLOW a través de una interfaz gráfica de usuario, posibilitando la utilización de un rango de funcionalidad de PEST sin la necesidad de usar línea de comandos, siendo mucho más amigable la adaptación manual de los archivos del modelo de FEFLOW para su uso en PEST (DHI WASY 2017).

Para determinar si las cargas hidráulicas tienen un buen ajuste se implementa el criterio de Nash-Sutcliffe el cual mide cuanto la variabilidad de las observaciones es explicada por la simulación. Si la simulación es perfecta el NSE = 1. De igual forma, el RMSE permite cuantificar la magnitud de la desviación de los valores simulados respecto a los observados, donde 0.0 corresponde a un ajuste perfecto mientras que valores altos indican un menor ajuste.

En este contexto se ejecutan 4 corridas con FEPEST encontrando como resultado que la prueba No. 1 es la que presenta mayor ajuste entre los valores observados de carga hidráulica versus los calculados (Tabla 6.9), donde los óptimos son valores cercanos a 0.0 para el RMSE y 1.0 para el NSE. Se debe aclarar que la conductividad hidráulica en la dirección “y” calculada con este método, aumenta en un orden de magnitud alejándose del valor calculado en las pruebas hidráulicas para el depósito aluvial gravoso (Figura 6.25. Resultados de conductividad hidráulica implementando FEPEST como método de calibración).

Según lo anterior se obtienen valores estadísticos deseables, sin embargo, los parámetros hidráulicos de flujo obtenidos durante el proceso de calibración no coinciden con los obtenidos mediante las pruebas

de bombeo, esto puede ocurrir debido a que los ensayos de campo son puntuales y tienen un radio de influencia menor a 20 m que no representa las características de todo el acuífero, de allí la importancia del escalado de los parámetros hidráulicos en el proceso de moderación numérica.

Tabla 6.9. Estadísticos de las pruebas realizadas con FEPEST durante la etapa estacionaria.

ESTADÍSTICOS	PRUEBA 1	PRUEBA 2	PRUEBA 3	PRUEBA 4
Iteraciones	5.00	7.00	6.00	11
RMSE	0.52	0.40	0.76	0.66
NSE	0.98	0.95	0.96	0.97

RMSE: Raíz del error medio cuadrático - NSE: Criterio de Nash-Sutcliffe

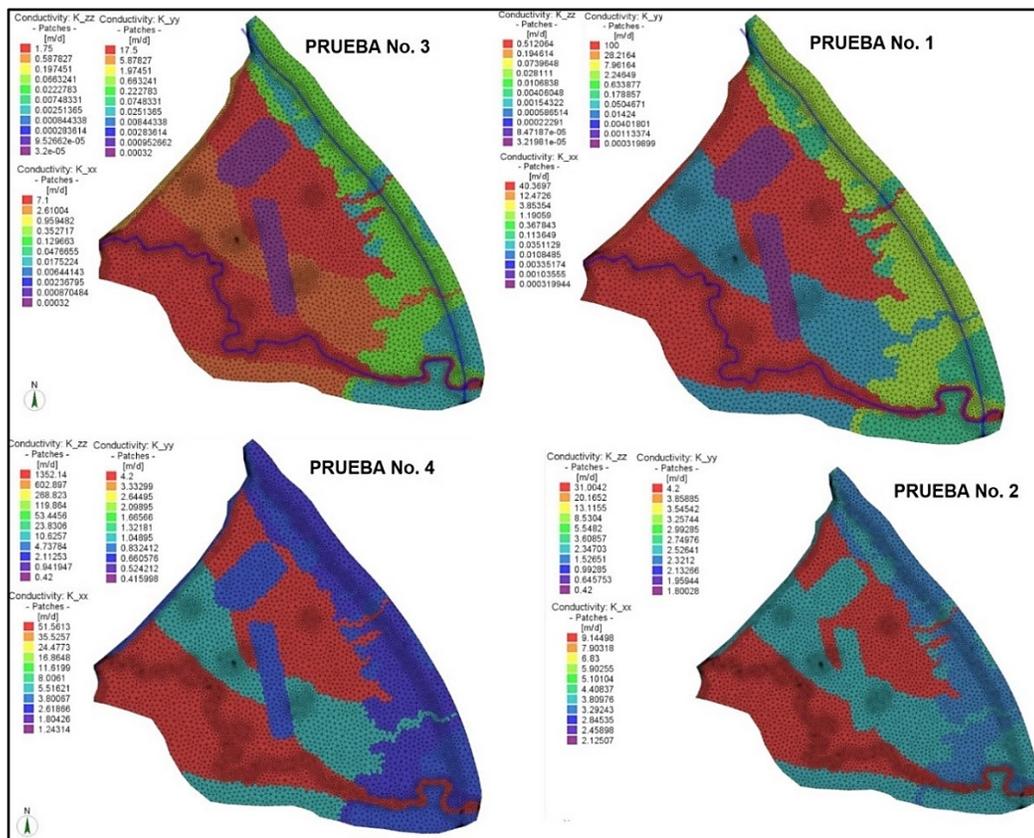


Figura 6.25. Resultados de conductividad hidráulica implementando FEPEST como método de calibración.

El proceso de calibración por prueba y error, donde prima la experticia del hidrogeólogo se basa en la estimación de los parámetros hidrodinámicos de transporte y condiciones de frontera a partir de observaciones tanto cualitativas como cuantitativas. Los parámetros ajustados por este método de calibración son la conductividad hidráulica, la dispersividad transversal y longitudinal, y la frontera de flujo ubicada en el límite con la zona de falla Bucaramanga-Santa Marta. A continuación, se describe el proceso de calibración de estas variables.

- **Conductividad hidráulica:** Esta propiedad inicia las iteraciones manuales con los parámetros calculados en la Tabla 6.4, concluyendo que el parámetro más sensible es la conductividad hidráulica en dirección “y” de la unidad hidrogeológica deposito aluvial gravoso (Qal-g) y deposito aluvial arenoso (Qal-a).

- **Dispersividad transversa y longitudinal:** Estos parámetros son ajustados teniendo en cuenta las bajas concentraciones de cloruros, dureza y conductividad eléctrica reportadas en los piezómetros. Por ejemplo, el piezómetro PM-04 que se encuentra a una longitud de 300 m del mar Caribe y esta perforado a una profundidad de 30 m, no presenta intrusión salina, situación que jugó un papel importante en el ajuste de las dispersividades.

Los valores ajustados de dispersividad en comparación con la Tabla 6.8 mantiene la escala de la línea de corriente donde ocurre la contingencia en el acuífero aluvial costero de acuerdo con la Figura 3.3.

- **Condición de frontera de flujo tipo I (límite con zona de falla Bucaramanga-Santa Marta):** Esta condición es asignada a la capa No. 1 y tiene la misma altura de la topografía. Del mismo modo es relevante mencionar que sin esta condición de frontera las direcciones de flujo no coinciden con la estimadas en el MHC.

En la Tabla 6.10 se pueden observar los valores finales calculados para el modelo numérico de flujo y transporte en estado estacionario. En esta tabla se puede evidenciar que los parámetros que varían equivalen a las dispersividades y las unidades hidrogeológicas Qpl y Qal-g.

Tabla 6.10. Parámetros de flujo y transporte objeto de ajuste después de la calibración manual.

Unidad Hidrogeológica	Kx (m/día)	Ky (m/día)	Kz (m/día)	DL	DT
Qant	3.20×10^{-4}	3.20×10^{-4}	3.20×10^{-3}	30	6.0
Qpl	4.31×10^{-0}	4.31×10^{-0}	4.31×10^{-1}		
Qal-a	4.22×10^{-0}	9.50×10^{-0}	0.95×10^{-1}		
Qal-g	7.10×10^{-0}	17.5×10^{-0}	1.75×10^{-1}		
Qco	4.30×10^{-1}	4.30×10^{-1}	4.30×10^{-2}		
EcdSM Meteorizado	2.50×10^{-2}	2.50×10^{-2}	2.50×10^{-3}		
EcdSM	4.30×10^{-3}	4.30×10^{-3}	4.30×10^{-4}	2.0	2.0

Los criterios de aceptación como líneas de flujo, cargas hidráulicas e intrusión salina son coherentes con el MHC, concluyendo que el proceso de calibración implementando el método de prueba y error supera el implementado por FEPEST para la presente investigación. En cuanto a los estadísticos se puede concluir que el RMSE y el NSE tienen muy buen ajuste (Tabla 6.11), ya que las cargas calculadas por el modelo son similares a las evacuadas en el MHC (Figura 6.26 y Figura 6.27).

Tabla 6.11. Estadísticos de la calibración realizada por prueba y error durante la etapa estacionaria.

ESTADÍSTICOS ESTACIONARIO	
Iteraciones	20
RMSE	0.22
NSE	0.91
RMS	0.95

Así las cosas, las direcciones de flujo del agua subterránea tienen una dirección Sur Este-NorOeste (Figura 6.28 y Figura 6.29), donde el río Toribio se comporta principalmente como una fuente perdedora, ya que aporta agua al acuífero que lo infrayace (Tejado and Sánchez, 2019). En relación a la intrusión salina se observa que la interfaz presenta equilibrio entre el agua dulce y el agua salada (Figura 6.28,

Figura 6.29 y Figura 6.30), generando un frente donde la concentración del piezómetro PM-04 es de 26.85 mg/l y en los otros puntos de monitoreo no supera los 0.0065 mg/l (Figura 6.31).

De la intrusión salina resulta fundamental mencionar que el cambio de densidad de agua genera sobrepresión en el acuífero aluvial y por ende una variación en las direcciones de flujo. Este proceso físico calculado mediante el modelo numérico mejora los resultados de las cargas hidráulicas.

Según las anteriores consideraciones los resultados del modelo numérico en estado estacionario representan el MHC. En las siguientes figuras se pueden observar las cargas hidráulicas, los valores observados versus los calculados, las direcciones de flujo, la concentración en los puntos de monitoreo y el balance de masas.

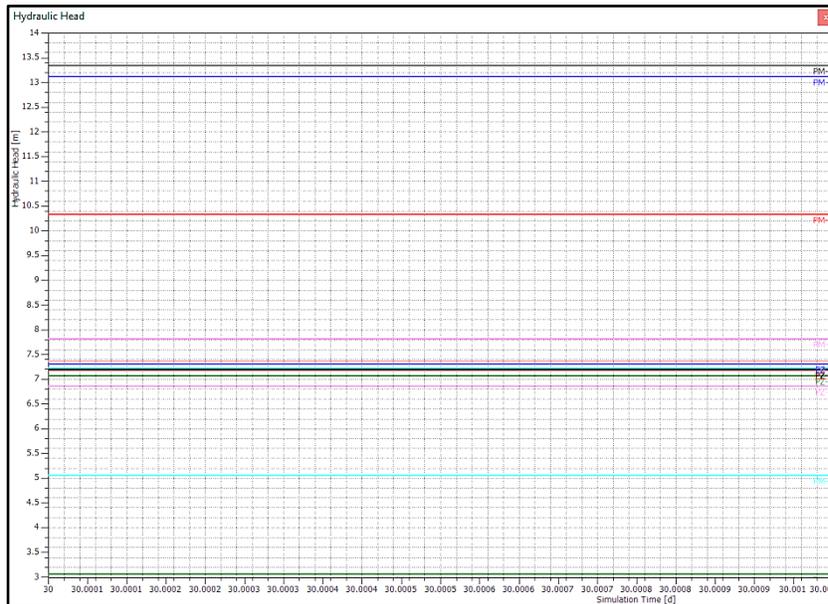


Figura 6.26. Cargas hidráulicas modelo numérico en estado estacionario.

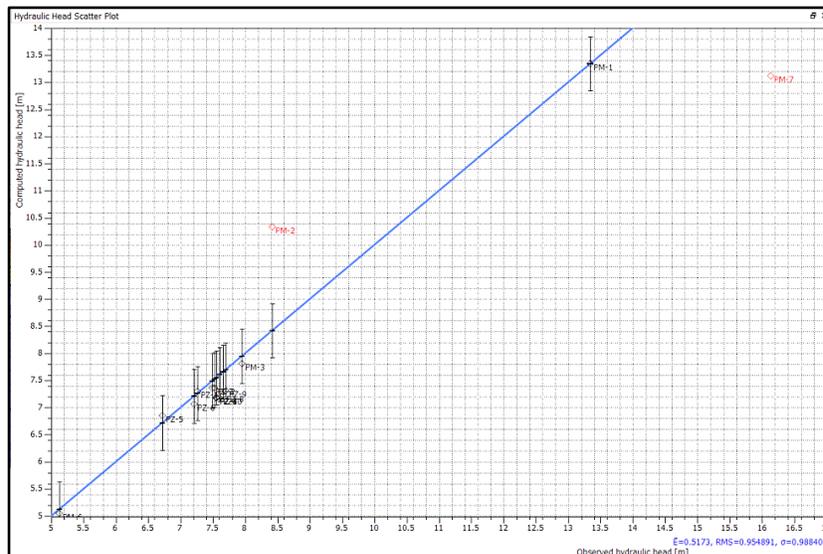


Figura 6.27. Niveles observados versus los calculados para 16 puntos de monitoreo.

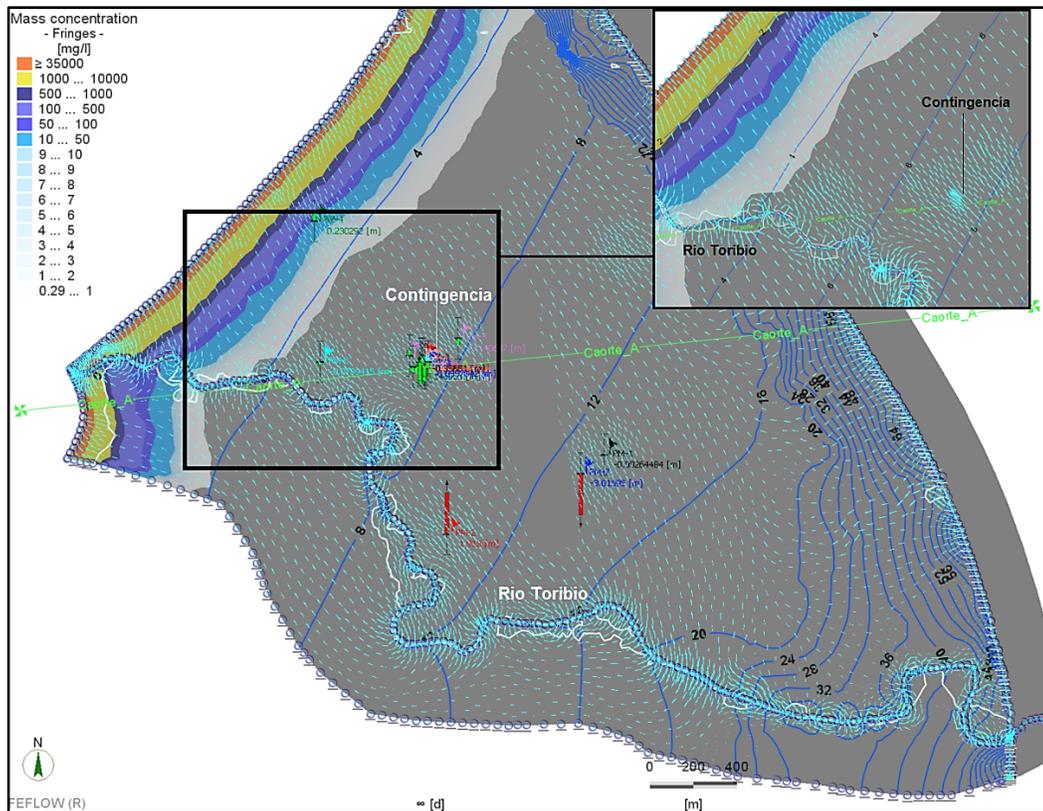


Figura 6.28. Direcciones de flujo, cargas hidráulicas y tabla de agua.

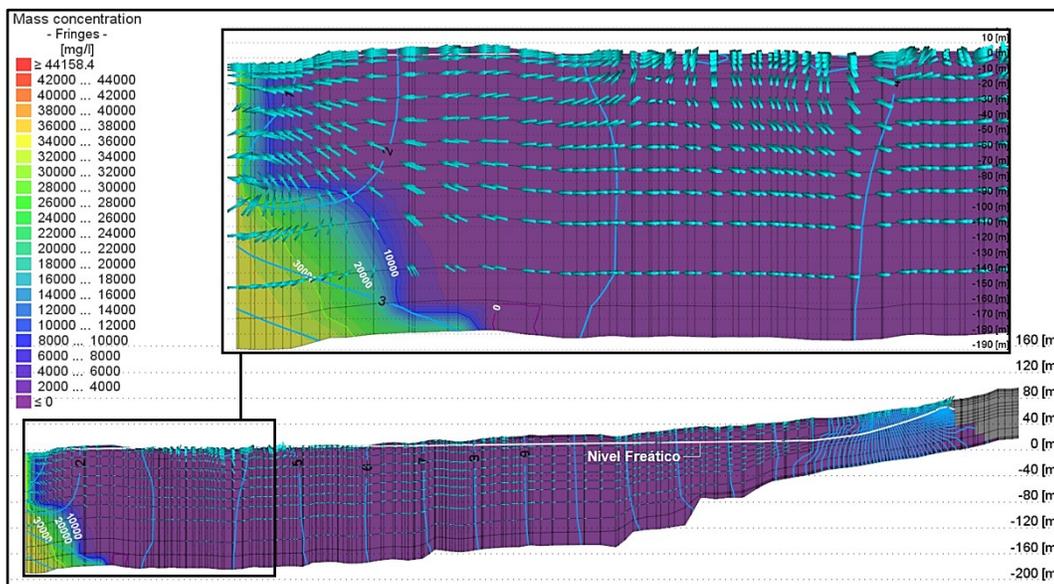


Figura 6.29. Corta A-A'. Direcciones de flujo, cargas hidráulicas y tabla de agua.

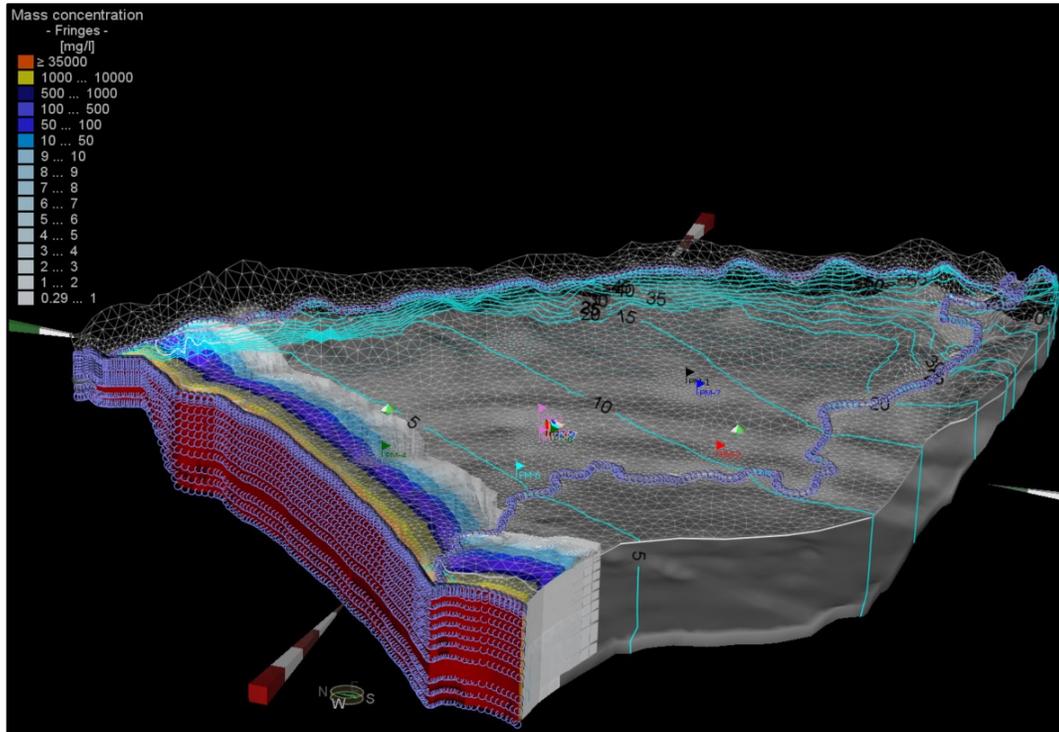


Figura 6.30. Cargas hidráulicas, intrusión salina y tabla de agua.

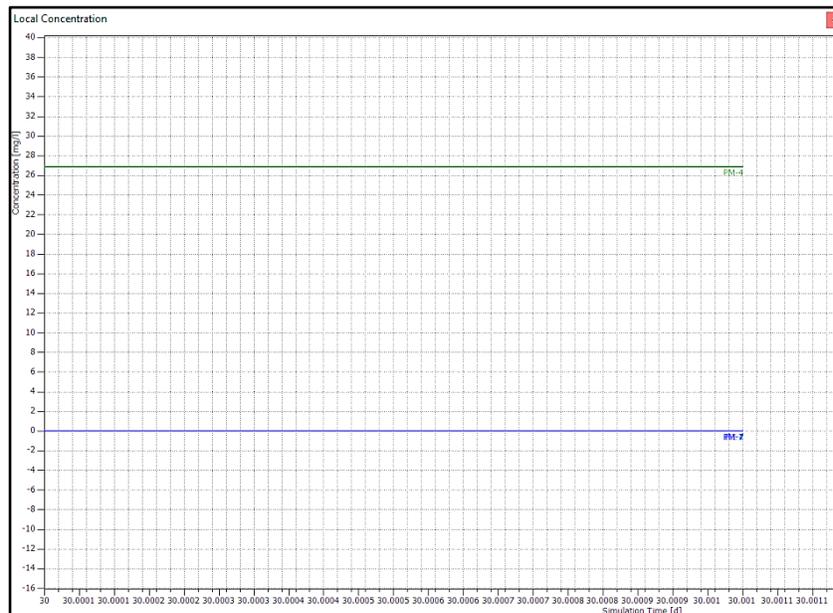


Figura 6.31. Concentración generada por la intrusión salida en los 16 puntos de monitoreo.

En relación al balance de masas se concluye que el “Imbalance” o el error de cierre es inferior a 1.0 % (Figura 6.32), indicando que existe equilibrio tanto en las entradas como en las salidas del modelo numérico en estado estacionario (Toro, 2012). En este contexto, las condiciones de frontera tipo Dirichlet representan en el dominio del modelo un caudal de entrada y salida de 442.7 l/s (Río Toribio, Mar Caribe y la zona de falla). De otra parte el balance asociado a Distributed Sink(-)/Source(-) simboliza las fuentes o sumideros que en este caso es la intrusión salina (Mass Concentration BC) que genera un flujo de agua

subterránea con un caudal de entrada y salida de 89.6 l/s; este flujo de masa aumenta las cargas hidráulicas, mejorando la calibración del modelo numérico en estado estacionario.

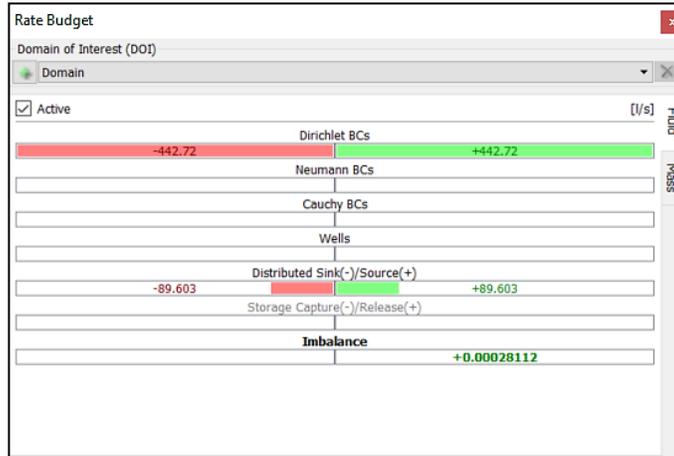


Figura 6.32. Balance hidrogeológico modelo numérico en estado estacionario.

Como complemento a lo anterior el río Toribio con un caudal promedio de 2000 l/s entrega al acuífero como flujo base un caudal de 348 l/s equivalente al 18 % y recibe un caudal de 167 l/s (Figura 6.34) coincidiendo con el análisis realizado del MHC donde se concluye que esta fuente superficial es principalmente una fuente perdedora. Del mismo modo, la siguiente condición de frontera que genera mayor flujo de agua subterránea es el Mar Caribe (Mas concentration BC) con un caudal de salida de 267 l/s y uno de entrada de 64 l/s. Esta frontera de transporte, después de la capa No. 8 tiene menor incidencia en el caudal del balance de masas, ya que el cambio de densidad recalcula las cargas hidráulicas y después de -85 m de profundidad cambia las direcciones de flujo como se observa en la Figura 6.33. Para describir con mayor detalle el fenómeno que sucede en el área de estudio tanto en el río como en el mar Caribe se construye la Figura 6.34 y Figura 6.35 donde se puede observar de forma puntual la distribución de las entradas y salidas.

Finalmente, es importante mencionar que la carga hidráulica asociada al límite con la falla Bucaramanga-Santa Marta entrega al dominio del modelo un caudal total de 30.9 l/s y recibe de esta frontera de flujo un caudal de 5.6 l/s. Esta condición de frontera es importante para que las direcciones de flujo coincidan con las del MHC.

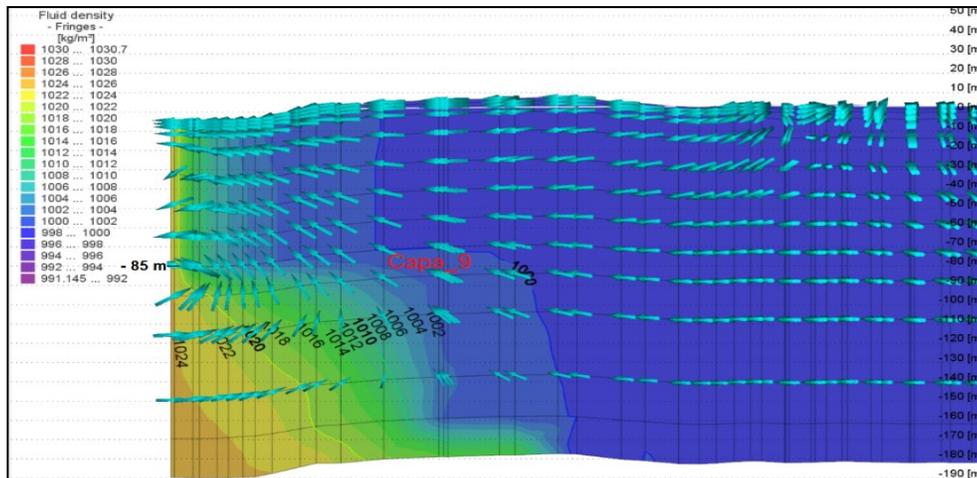


Figura 6.33. Cambio de densidad debido al proceso de intrusión salina y direcciones de flujo.

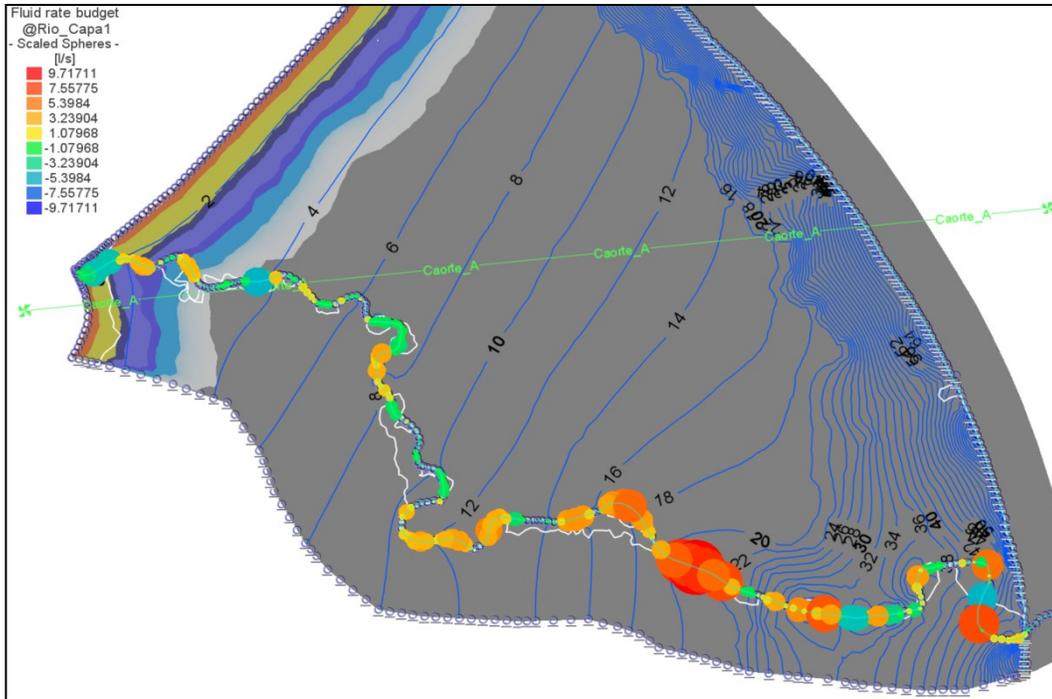


Figura 6.34. Esferas que representan el balance de masas del rio Toribio (valores positivos en color rojo gana el acuífero).

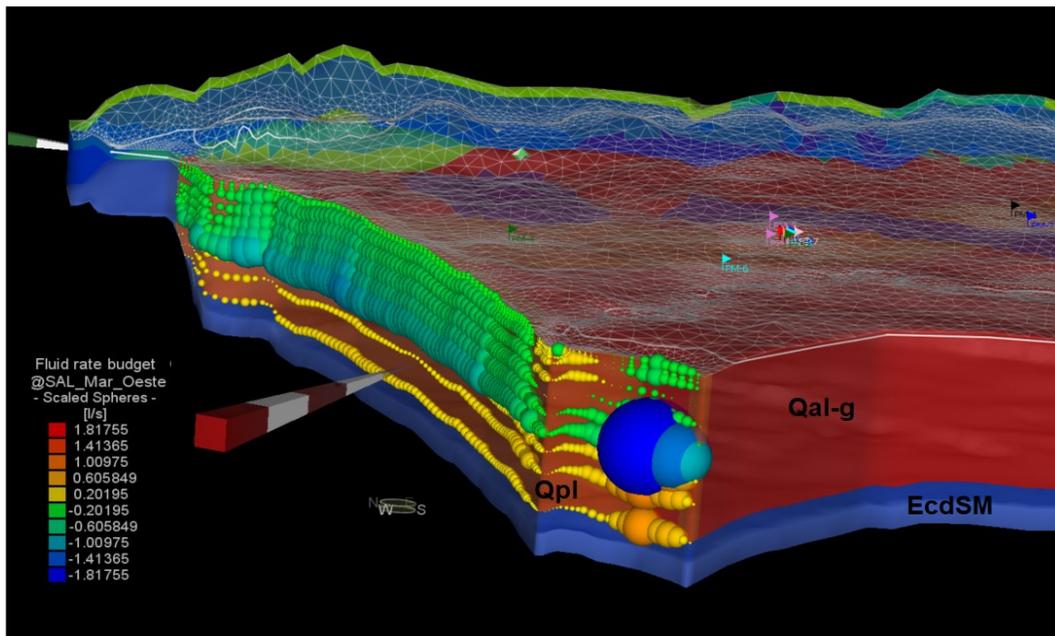


Figura 6.35. Esferas que representan el balance de masas de la frontera de flujo con el Mar Caribe (valores positivos gana el acuífero).

En resumen, la Figura 6.36 describe de forma general las entradas y salidas de cada condición de frontera, obteniendo como resultado un caudal total de 532.3 l/s para todo el sistema en estado estacionario.

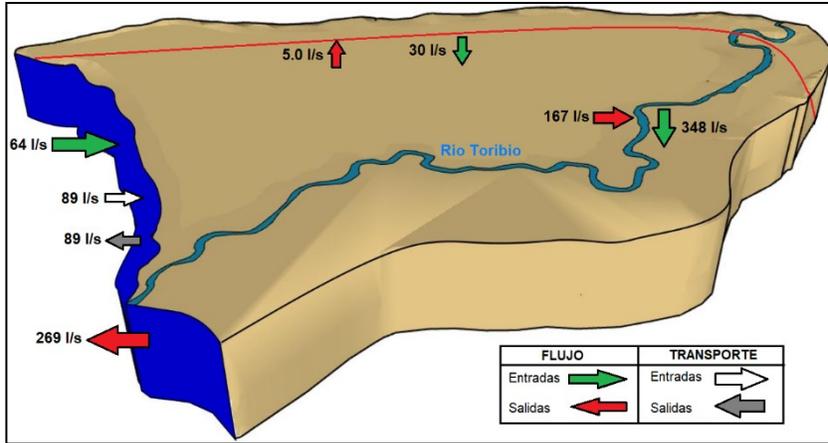


Figura 6.36. Bloque diagrama que resume el balance hidrogeológico del modelo numérico en estado estacionario.

b) Modelo numérico en estado transitorio.

Las condiciones de frontera que varían en el tiempo son la recarga, el Rio Toribio, el soluto y finalmente la extracción del hidrocarburo por bombeo (Figura 6.37). En esta etapa es importante reiterar que la contingencia inicia en enero de 2018 y dura 1 mes, donde el biodiesel se dispersa como un pulse-input de forma vertical a 1.0 m de profundidad en la zona no saturada con una concentración de total de 216.228 mg/l.

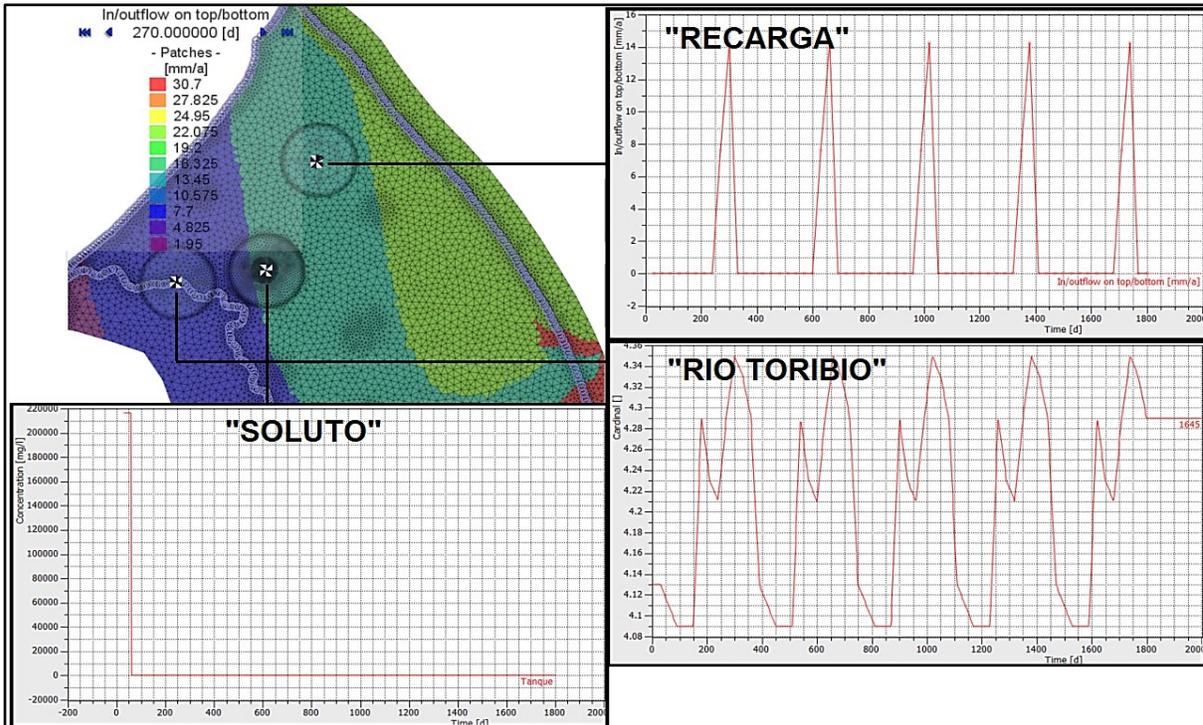


Figura 6.37. Condiciones de flujo y transporte que varían en el tiempo.

Así las cosas, para determinar previamente el tiempo límite de los escenarios en estado transitorio se toma como referencia bibliográfica tratamientos similares que se han realizado con la técnica de extracción de agua subterránea. Estos estudios son los siguientes:

- a) Ejecución del plan de remediación por bombeo de hidrocarburo en el predio ubicado en la Av. Carrera 20 No. 80-45, Bogotá D.C. Expediente DM-05-1998-231. Secretaria Distrital de Ambiente-SDA.
- b) Ejecución del plan de remediación por bombeo de hidrocarburo en el predio ubicado en la AK 68 No. 20-55 Sur, Bogotá D.C. Expediente DM-05-1998-248. Secretaria Distrital de Ambiente-SDA.
- c) Estudio Piloto para dimensionamiento y diseño de sistema de remediación por el Derrame de Hidrocarburo en Puerto Nuevo, Municipio de Ciénaga, Magdalena. Expediente LAM4276. Autoridad Nacional de Licencias Ambientales-ANLA.
- d) Tiempos de remediación de técnicas similares como recuperación mejorada con surfactantes y Soil Vapor Extraction-SVE (Environmental Protection Agency (EPA)).

Teniendo en cuenta los anteriores ejemplos y debido a la magnitud del evento evaluado, se proyecta la ejecución de la técnica de remediación del año 2018 al 2023, configurando para 5 años las condiciones de frontera mencionadas con anterioridad y la extracción del hidrocarburo.

De otra parte y con el fin de evitar oscilaciones negativas por el transporte de soluto, se refina la malla en la zona de contingencia, pasando de 115.234 nodos y 209.131 elementos en la estructura estacionaria a 158.088 nodos y 288.717 elementos en la estructura transitoria. El proceso de ajuste de la malla inicia a partir del piezómetro PZ-05 con un radio de 350 m (círculo rojo de la Figura 6.38), seguido por el piezómetro PZ-04 con un radio de 200 m (círculo amarillo de la Figura 6.38) y finaliza en la zona donde se presenta la contingencia con un radio de 30 m (círculo azul de la Figura 6.38).

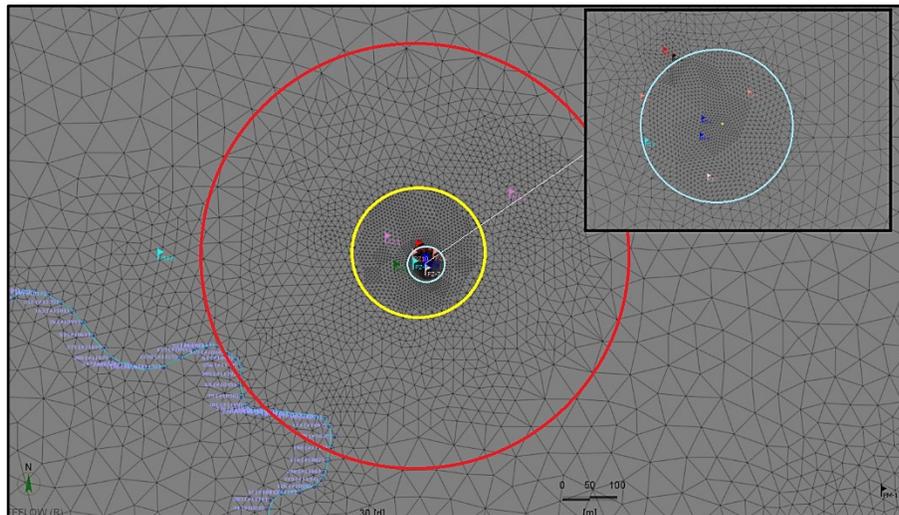


Figura 6.38. Malla ajustada en la zona de contingencia.

Al refinar la malla se obtiene como resultado que el número de Courant no supera 0.76, considerando de esta manera que existe estabilidad en el modelo numérico en estado transitorio.

- **Análisis de sensibilidad de los parámetros asociados a la isoterma de Freundlich.**

En estricto rigor, un análisis de sensibilidad se refiere a la variación de los resultados del modelo producto del cambio en un sólo parámetro (Toro, 2012), este parámetro es la isoterma de Freundlich que de acuerdo con la Tabla 6.4 expone 4 valores diferentes para f y K_d . En este contexto se describe a continuación para 60 días, 2 años y 5 años el comportamiento de la pluma de contaminación para cada parámetro.

Es fundamental mencionar que durante la construcción de los 10 piezómetros transcurrieron dos meses donde el soluto no llega a los puntos de monitoreo PZ-05 y PZ-06, condición que es fundamental para el análisis de sensibilidad, la configuración del sistema de remediación y validar los resultados de la técnica de remediación. En este sentido, el comportamiento de la pluma de contaminación de cada parámetro se puede observar a continuación:

Parámetros del modelo de la isoterma de Freundlich (Modificado Cardona (2013)-Diesel).

$$f=1.39 \text{ y } K_d=1.40 \times 10^{-5}$$

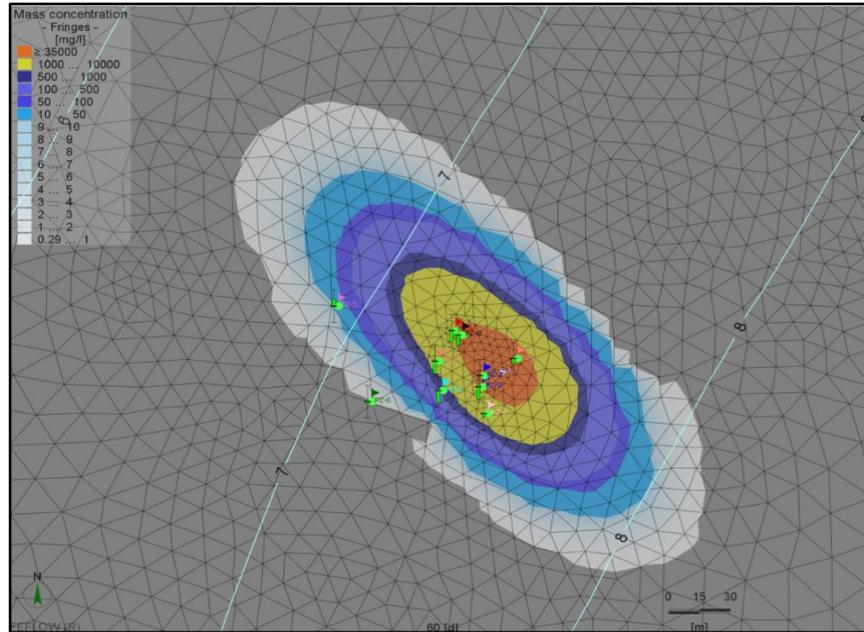


Figura 6.39. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 60 días.

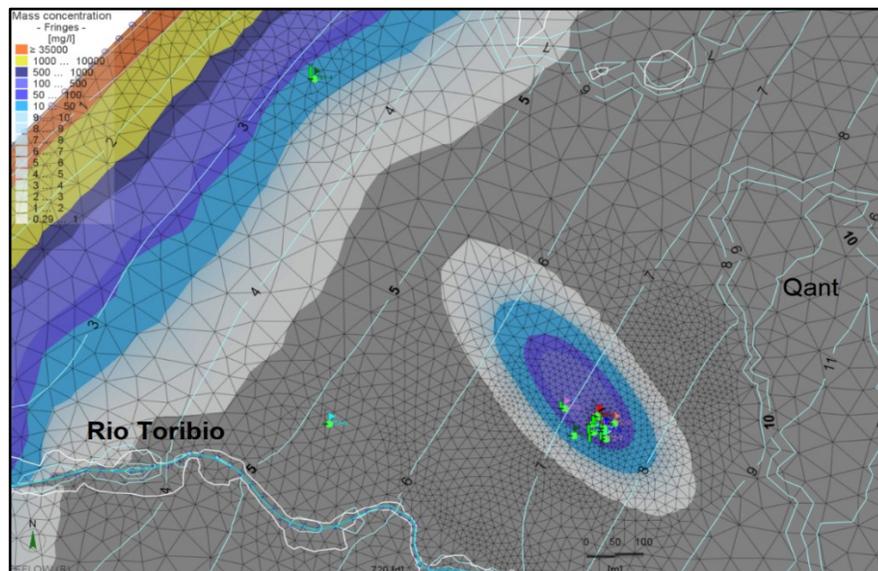


Figura 6.40. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 2 años.

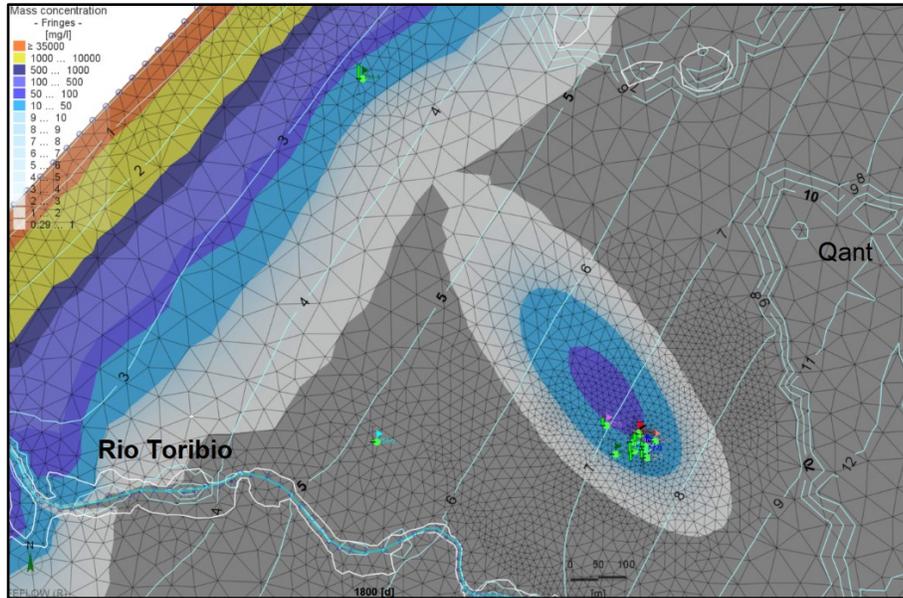


Figura 6.41. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 5 años.

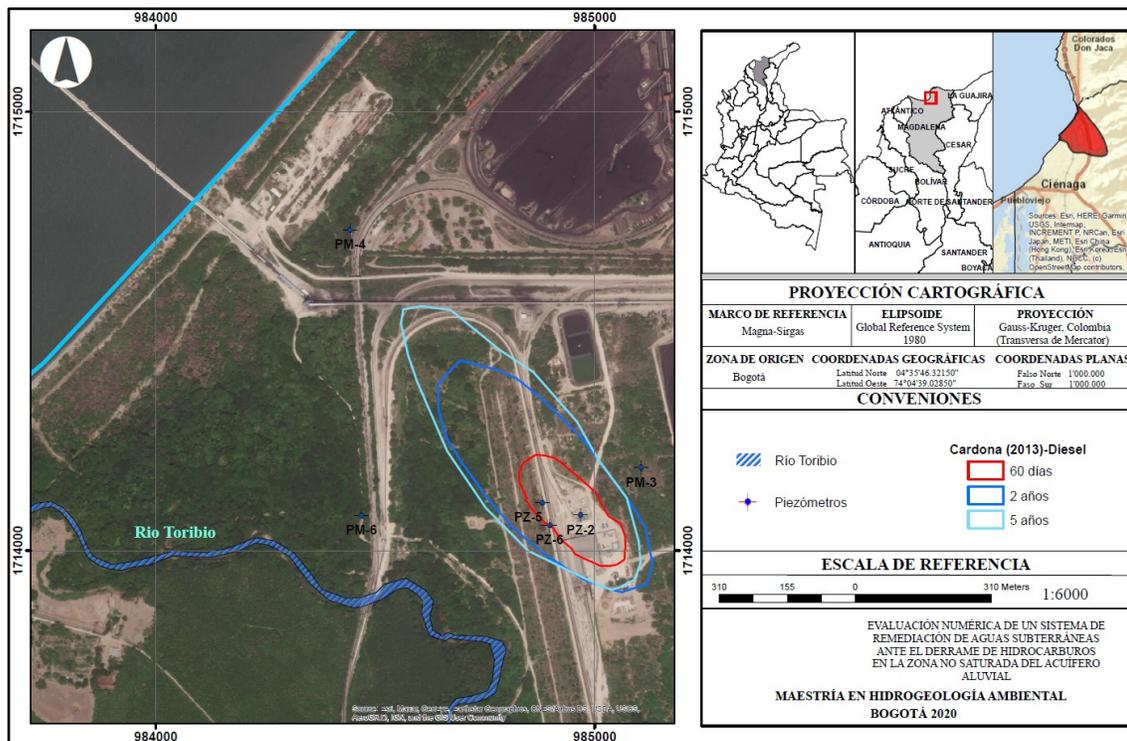


Figura 6.42. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos Cardona (2013)-Diesel-Tiempo 60 días, 2 años y 5 años.

Parámetros del modelo de la isoterma de Freundlich (Modificado Cardona (2013)-Biodiesel).

$$f=1.39 \text{ y } K_d=2.14 \times 10^{-4}$$

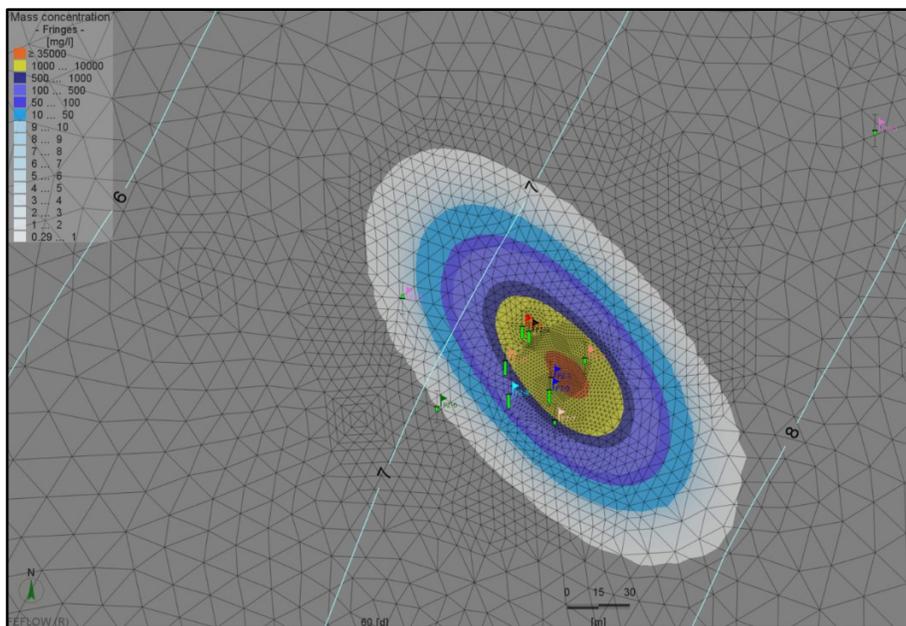


Figura 6.43. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 60 días.

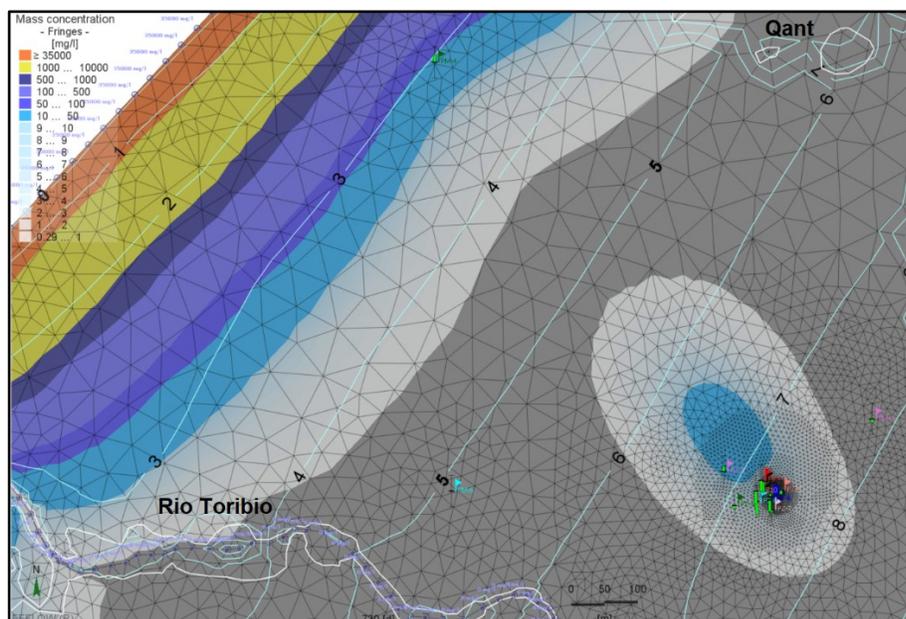


Figura 6.44. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 2 años.

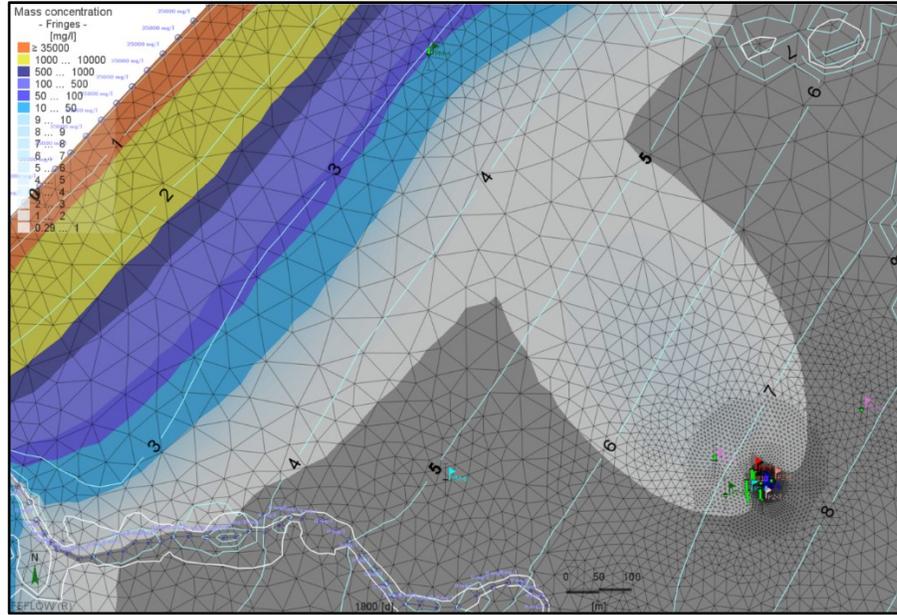


Figura 6.45. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 5 años.

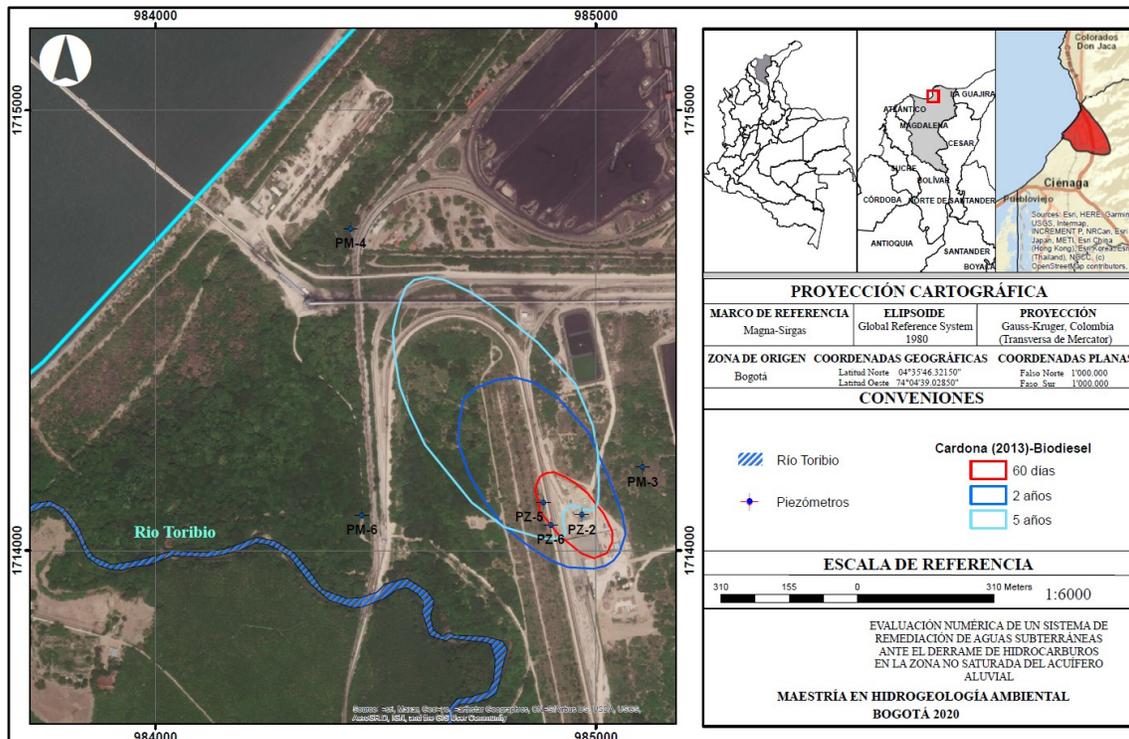


Figura 6.46. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo adaptados de Cardona (2013)-Biodiesel-Tiempo 60 días, 2 años y 5 años.

Parámetros del modelo de la isoterma de Freundlich (Seferou 2013-lens).

$$f=2.05 \text{ y } K_d=0.21.$$

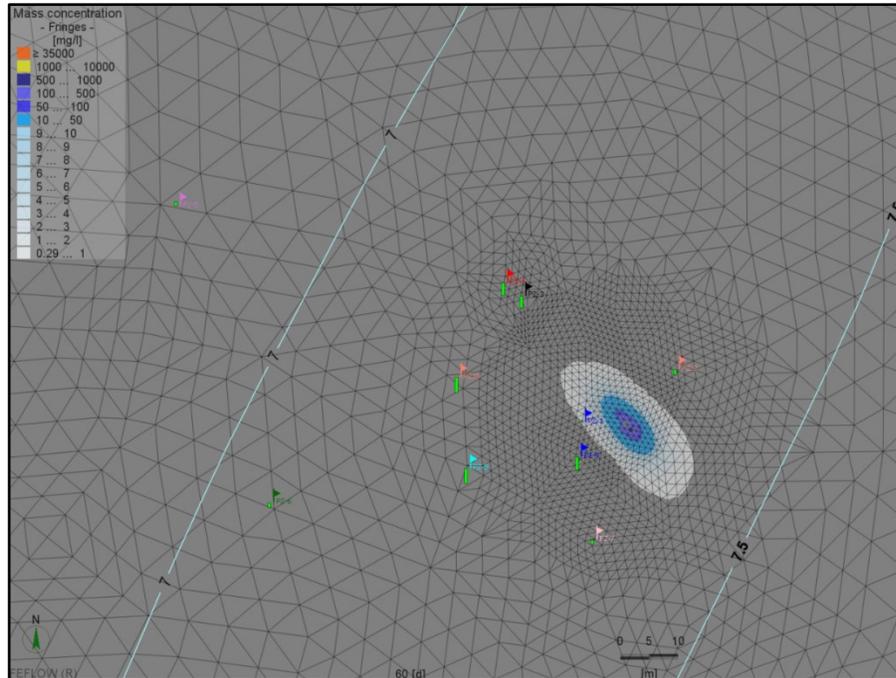


Figura 6.47. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Lens-Tiempo 60 días.

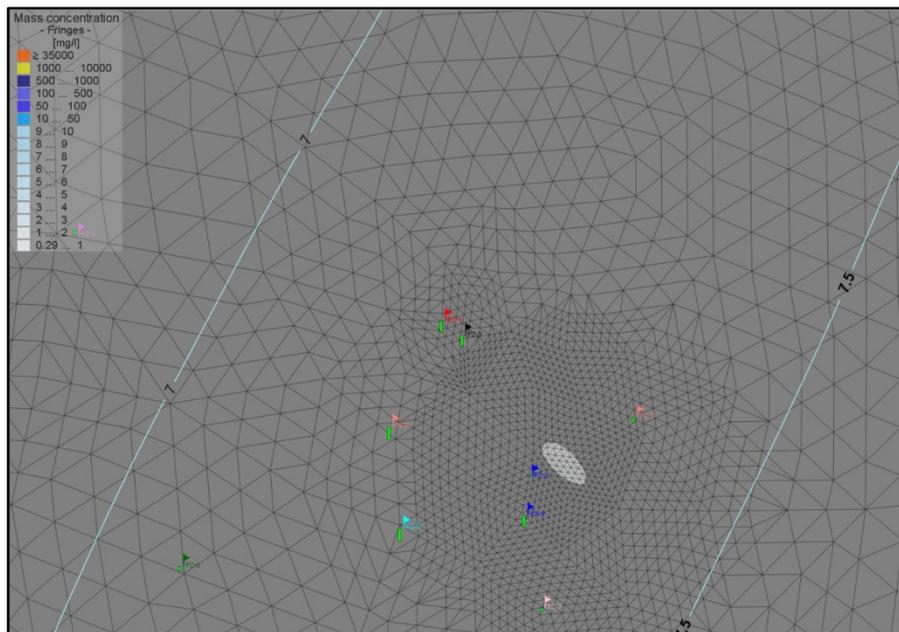


Figura 6.48. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo de Seferou 2013-Lens-Tiempo 1.5 años.

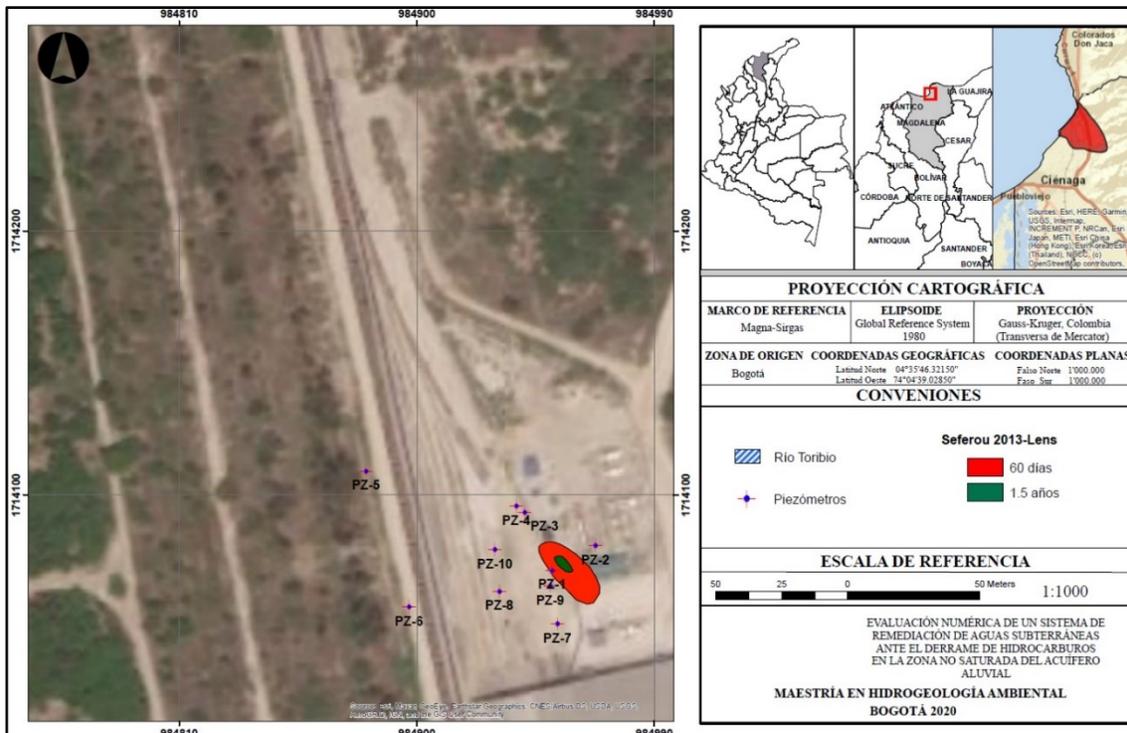


Figura 6.49. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Lens-Tiempo 60 días y 1.5 años.

Parámetros del modelo de la isoterma de Freundlich (Seferou 2013-Sand).

$$f=1.38 \text{ y } K_d=0.32.$$

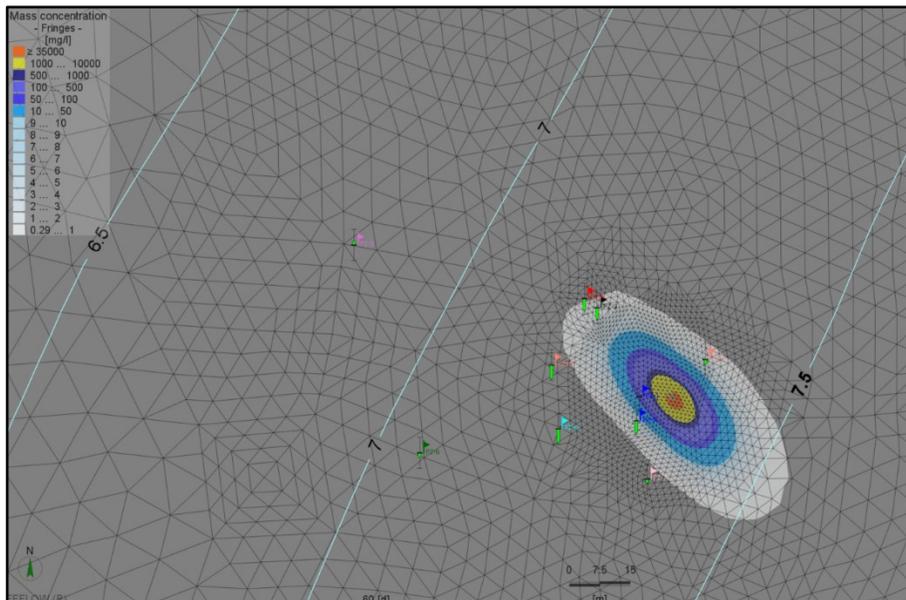


Figura 6.50. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 60 días.

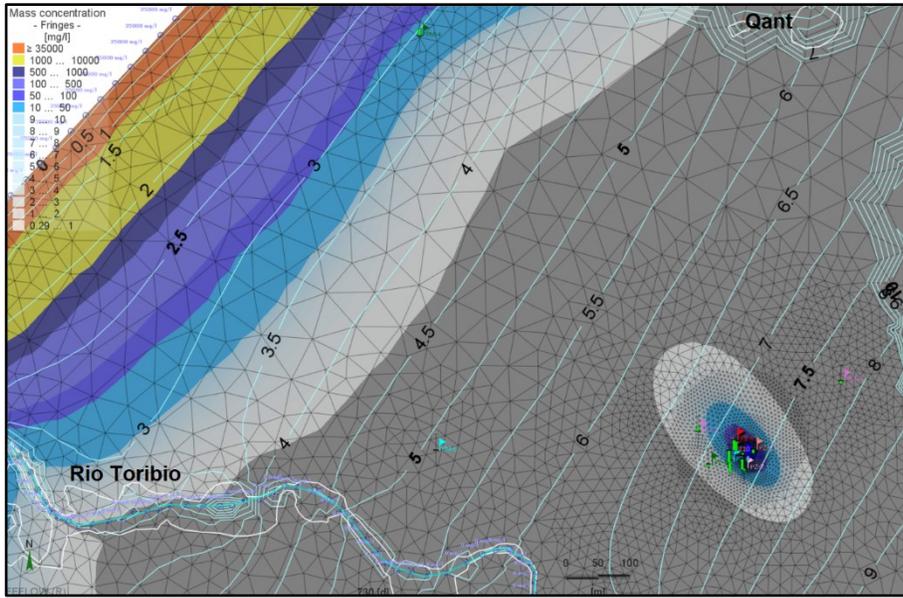


Figura 6.51. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 2 años.

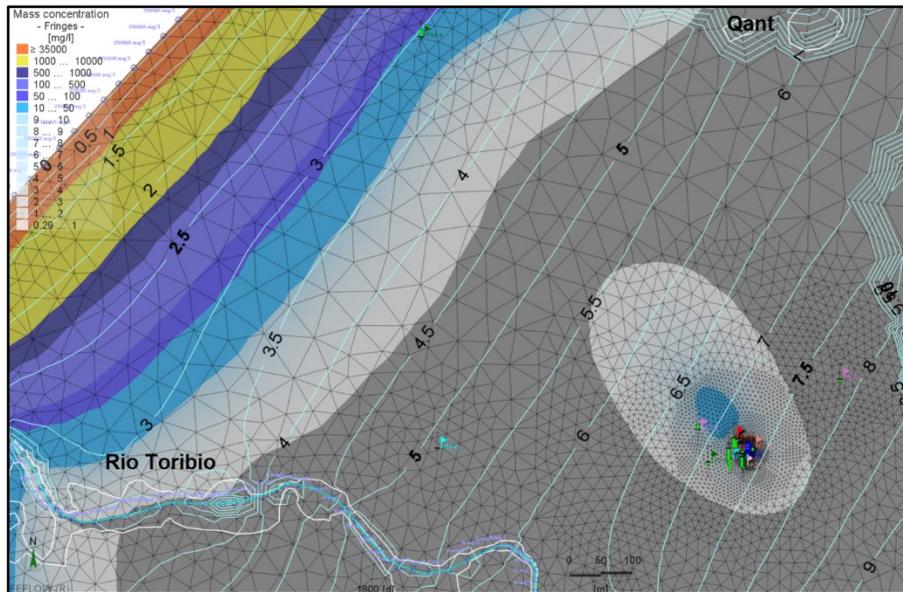


Figura 6.52. Pluma de contaminación capa 1 según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 5 años.

De acuerdo con las anteriores figuras y la Figura 6.53, se concluye que la variable correspondiente a la isoterma de Freundlich es fundamental para definir el comportamiento del soluto. Por este motivo los parámetros que cumplen con que exista una propagación similar a la definida en la relación de dispersividades y no se presente contaminación en los piezómetros PZ-05 y PZ-06 durante los primeros 60 días son los propuestos por Seferou 2013-Sand con un coeficiente empírico de $f=2.05$ y uno de adsorción de $K_d=0.32$. De la Figura 6.54 a la Figura 6.59 se observa el comportamiento de la pluma de contaminación objeto remediación en vista 3D.

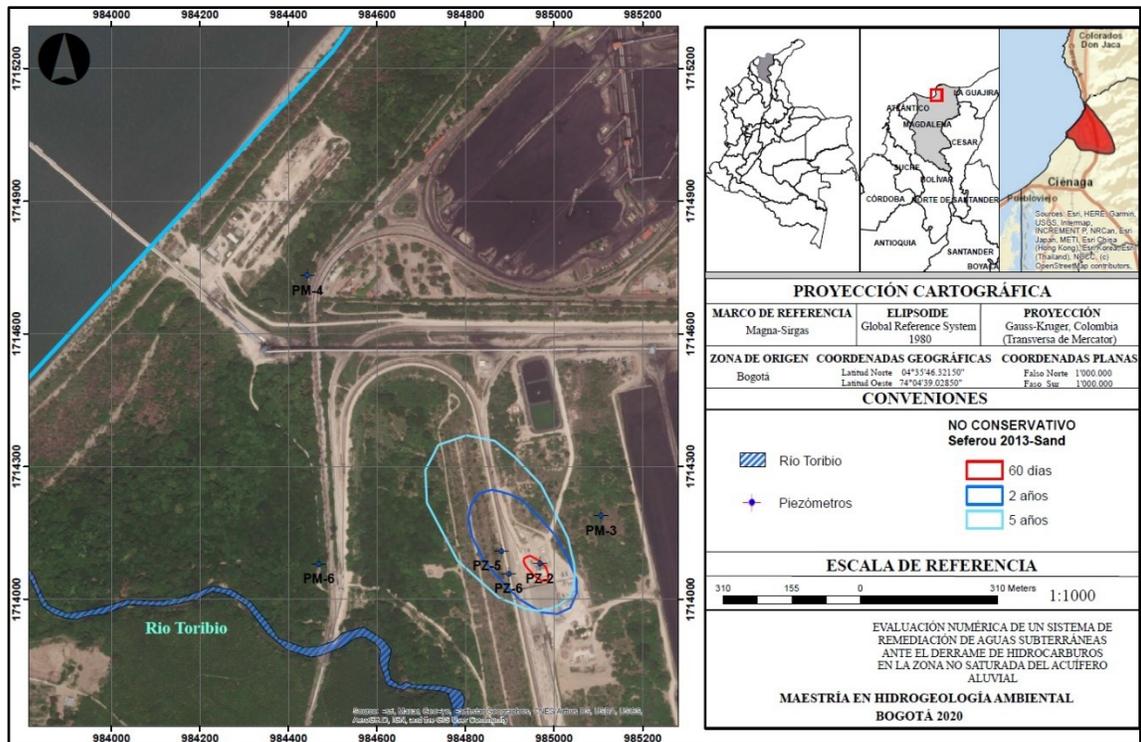


Figura 6.53. Pluma de contaminación según los parámetros del modelo propuestos por Seferou 2013-Sand-Tiempo 60 días, 2 años y 5 años.

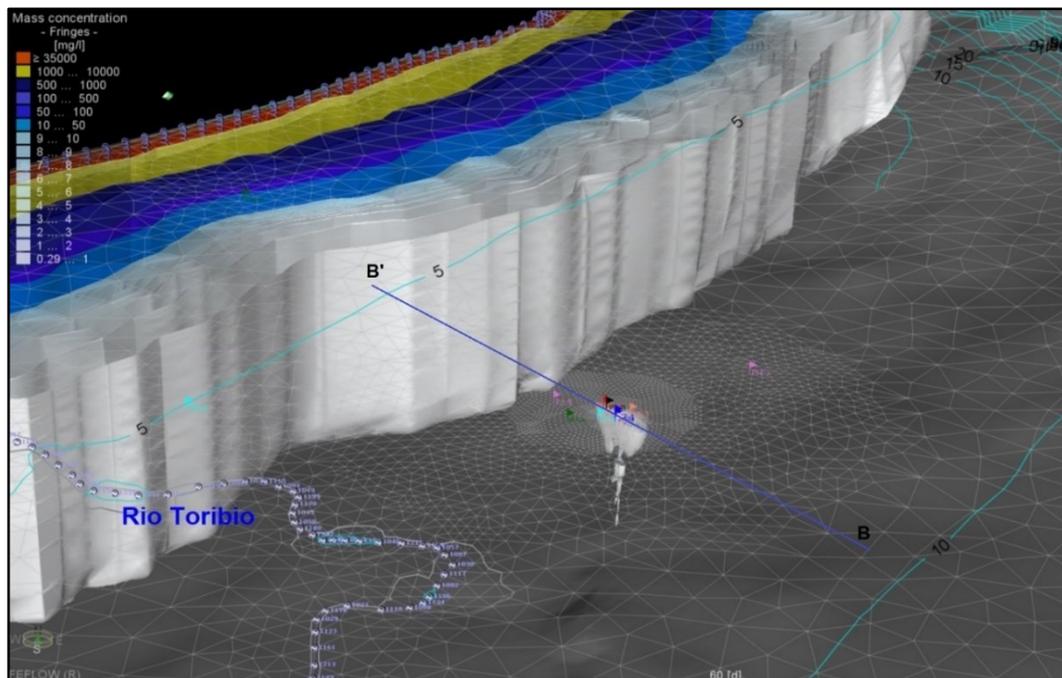


Figura 6.54. Vista 3D del comportamiento de la pluma de contaminación 30 días después de la contingencia.

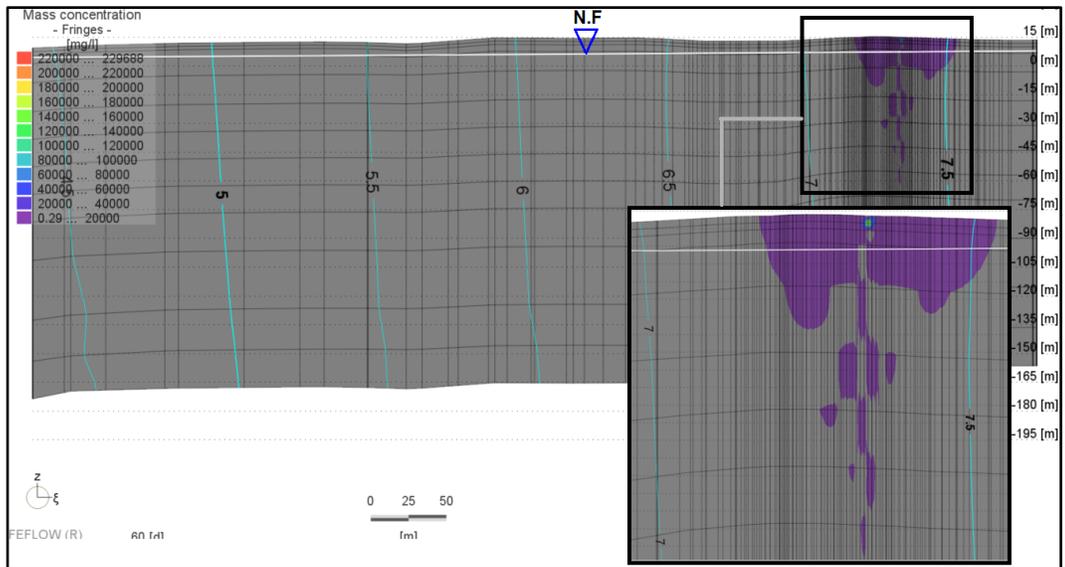


Figura 6.55. Vista en perfil B_B' del comportamiento de la pluma de contaminación 30 días después del evento de contingencia.

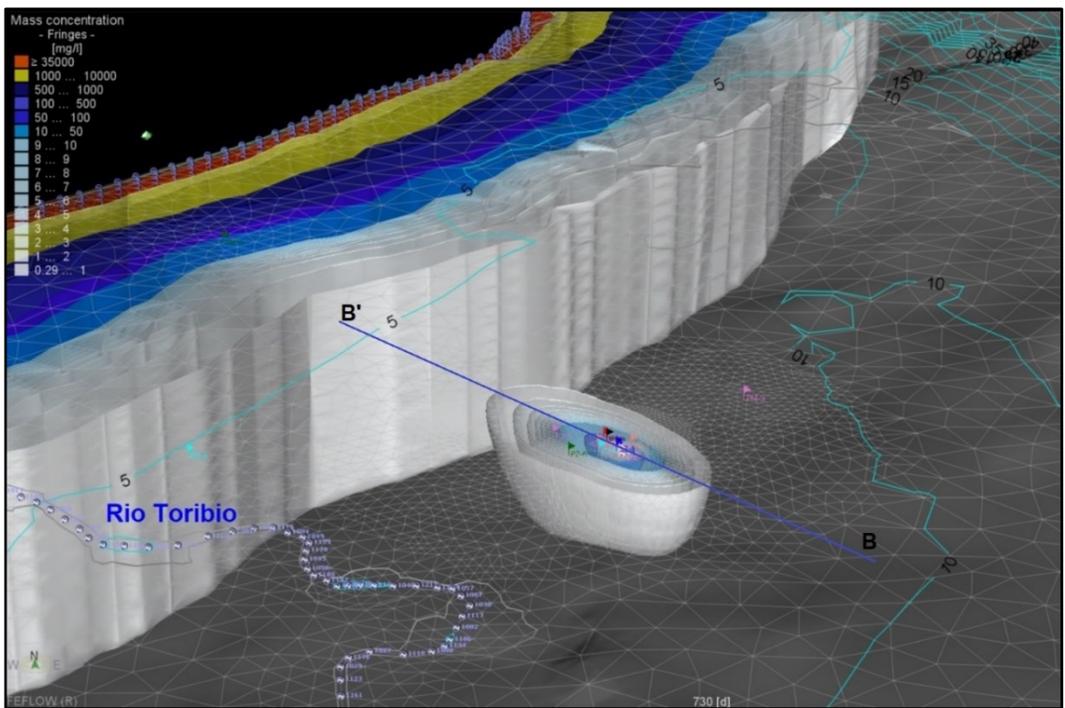


Figura 6.56. Vista 3D del comportamiento de la pluma de contaminación a los 2 años.

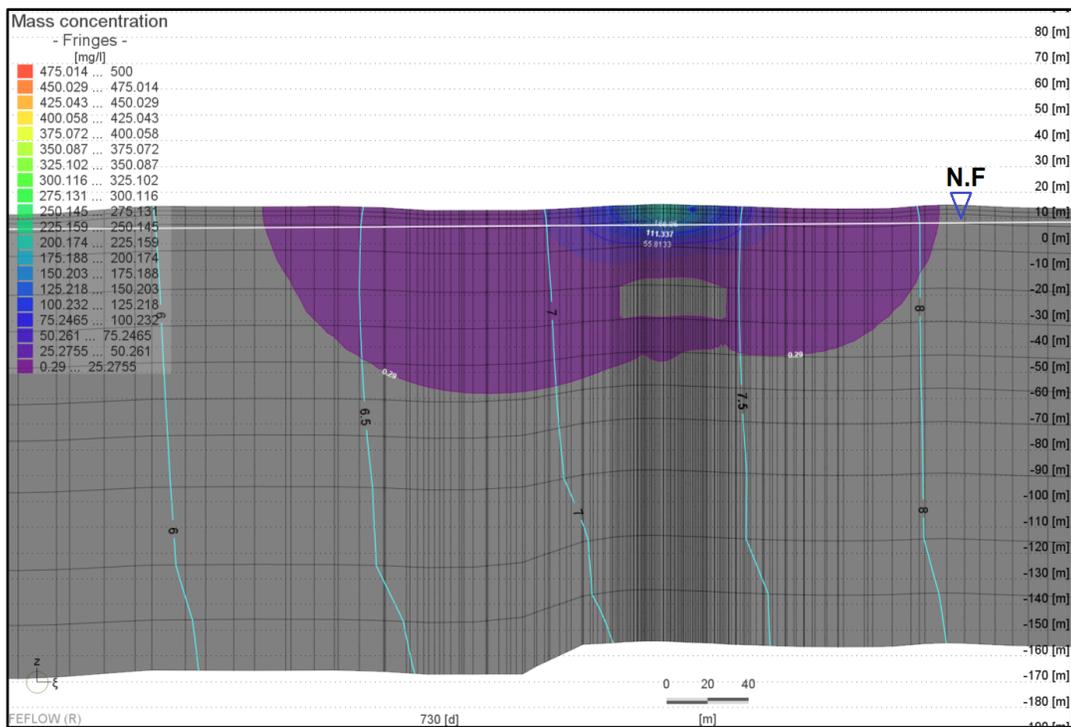


Figura 6.57. Vista en perfil B_B' del comportamiento de la pluma de contaminación a los 2 años.

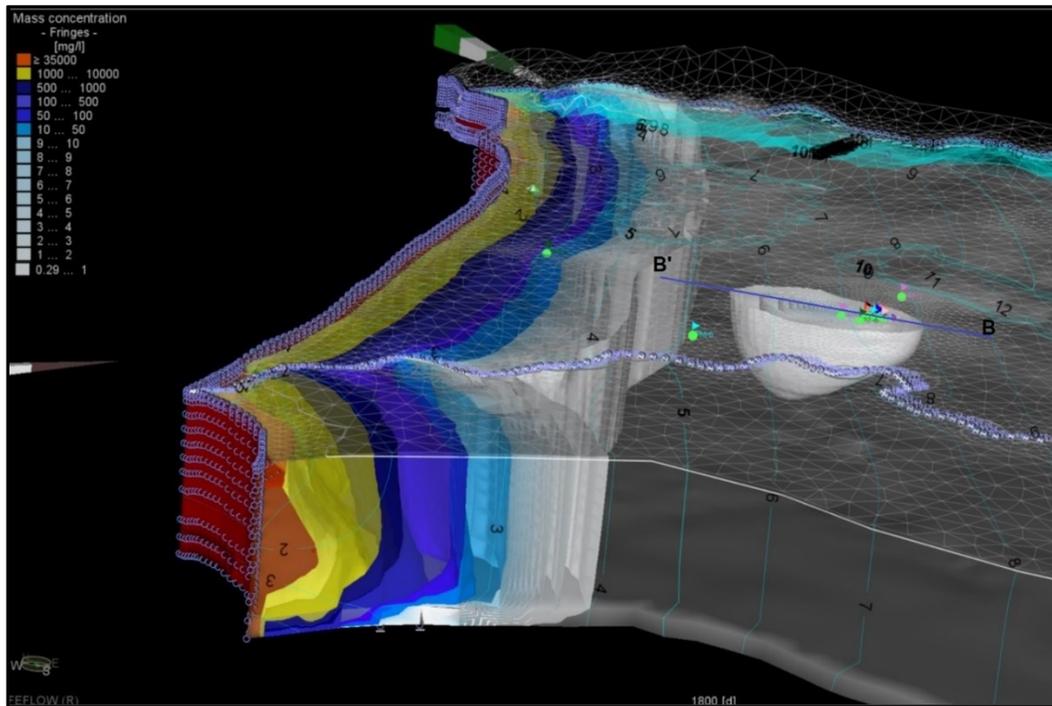


Figura 6.58. Vista 3D del comportamiento de la pluma de contaminación a los 4 años.

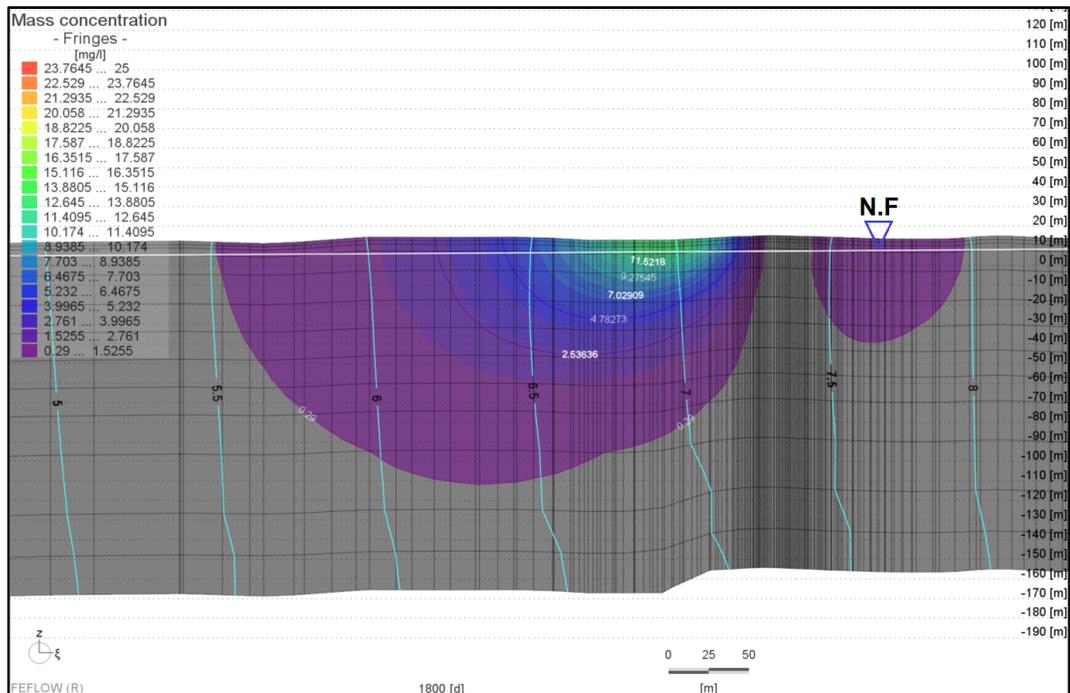


Figura 6.59. Vista en perfil B_B' del comportamiento de la pluma de contaminación a los 5 años.

El comportamiento de las cargas hidráulicas, la dinámica soluto y el balance de masas del modelo numérico en estado transitorio sin la técnica de remediación es el siguiente:

Cargas hidráulicas: En estado transitorio se comportan de acuerdo con la época de baja y alta precipitación (Figura 6.60), donde su variación no supera una diferencia de 0.12 m.

En cuanto a los estadísticos durante la etapa transitoria se establece que el RMS pasa de 0.95 en estado estacionario a 0.92 (60 días después del evento de contingencia), seguido por un RMS de 0.92 (2 años después del evento) y finalmente un RMS de 0.91 (5 años después). Esto indica que debido al ingreso de masa al dominio del modelo por a la contingencia existe un cambio de las cargas hidráulicas, concluyendo que los resultados de la calibración en estado transitorio son óptimos para iniciar con el proceso de remediación. Del mismo modo es relevante mencionar que la disminución y el aumento de las cargas hidráulicas se ve reflejado 3 meses después de que ocurre la precipitación como se observa en la Figura 6.60.

Soluto: Al inicio de la contingencia el soluto disminuye la concentración debido a la ZNS llegando al piezómetro PZ-01 ubicado a una distancia de 6.3 m del tubo donde se genera la ruptura una concentración de máximo 1035.0 mg/l en el mes 6, seguido por el piezómetro PZ-09 con 319.1 mg/l, el piezómetro PZ-03 con 226.7 mg/l, el piezómetro PZ-04 con 180.12 mg/l, el piezómetro PZ-02 con 156.0 mg/l y el piezómetro PZ-07 con 65.1 mg/l. Los otros puntos de monitoreo tienen concentraciones inferiores a 34.8 mg/l (Figura 6.61).

Ahora bien, se debe aclarar que los análisis de laboratorio tienen un límite de detección de hidrocarburos totales inferior a 10 mg/l de acuerdo con la información recopilada en el expediente LAM4276 de la ANLA, concentración que no es superada en los piezómetros PZ-05 y PZ-06 durante el año 2018 y 2019. Por este motivo en la Figura 6.62 se puede observar el comportamiento de estos puntos de monitoreo que serán objeto de validación durante la ejecución de la técnica de remediación.

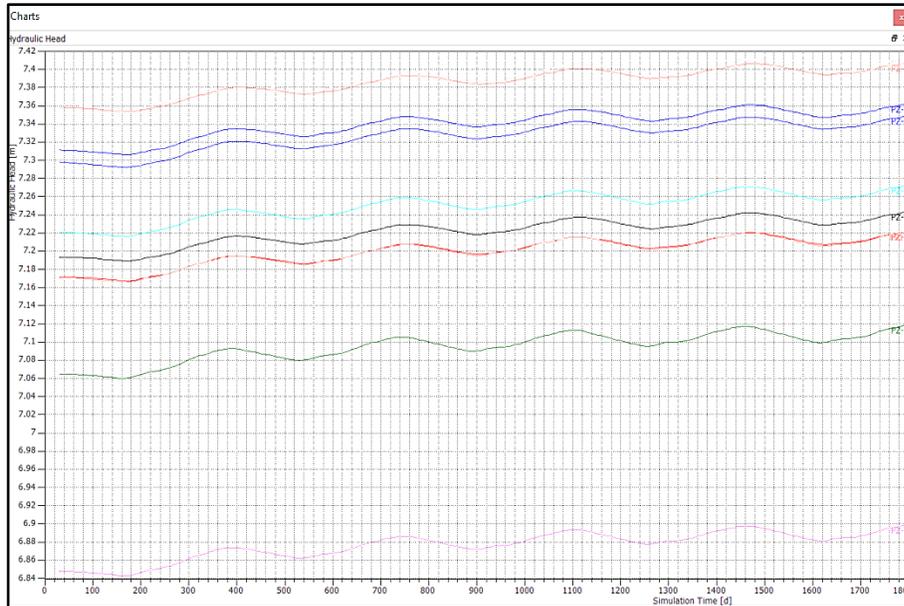


Figura 6.60. Cargas hidráulicas modelo numérico en estado transitorio del piezómetro PZ-01 al PZ-10.

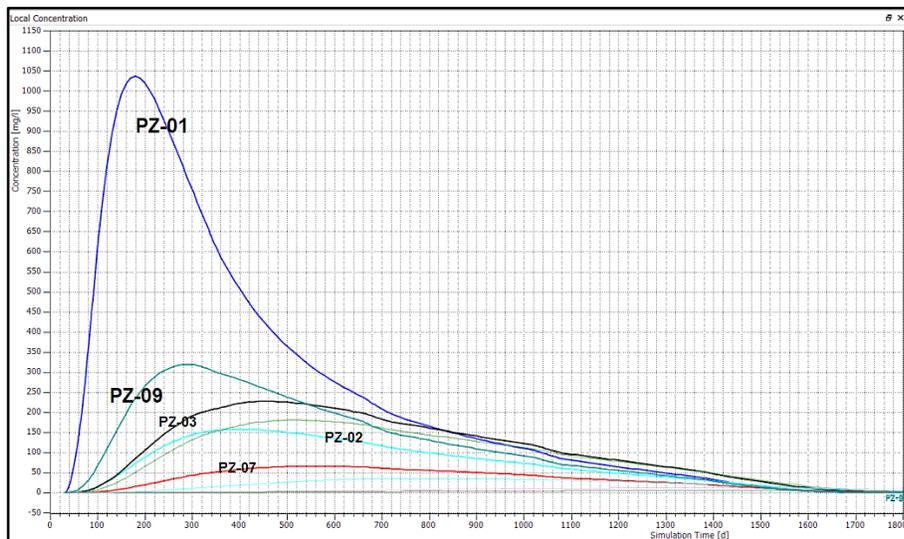


Figura 6.61. Distribución de la concentración del biodiesel de los piezómetros PZ-01 al PZ-10.

En síntesis, las dimensiones de la pluma contaminante para 60 días, 2 años y 5 años es la siguiente:

Tabla 6.12. Dimensiones de la pluma de contaminación para 3 escenarios.

Tiempo	Longitud (m)	Profundidad (m)
60 días	71.04	70.04
2 años	342.25	56.40
5 años	463.39	108.03

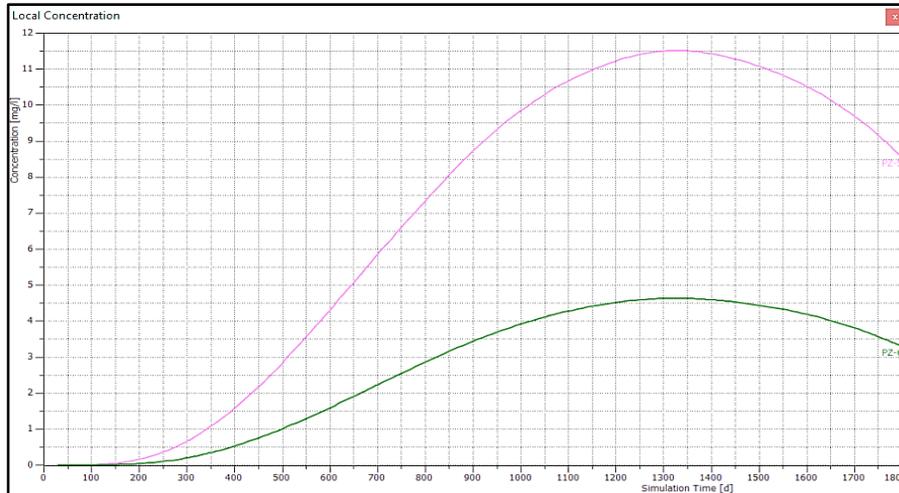


Figura 6.62. Distribución de la concentración del biodiesel de los piezómetros PZ-05 y PZ-06.

Balance de masas: Las entradas y salidas del sistema varían debido a que existe un cambio en el almacenamiento, sin embargo, se concluye que el “Imbalance” o el error de cierre es inferior a 1.0 % en los 3 escenarios de análisis (Figura 6.63, Figura 6.64 y Figura 6.65), indicando que existe un equilibrio tanto en las entradas como en las salidas del modelo numérico en estado transitorio.

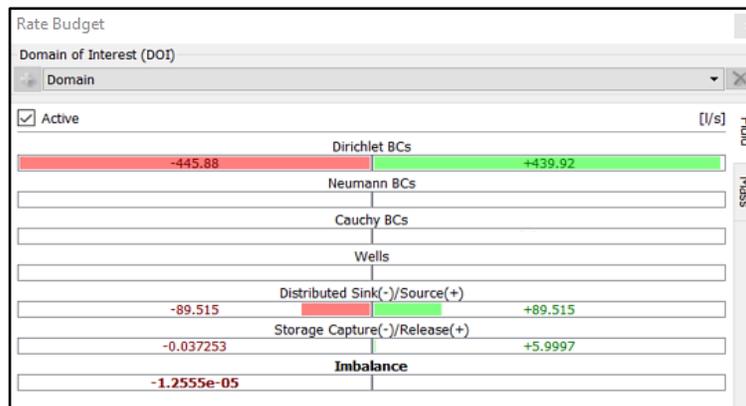


Figura 6.63. Balance de masas en estado transitorio 60 días después del evento de contingencia (sin remediación).

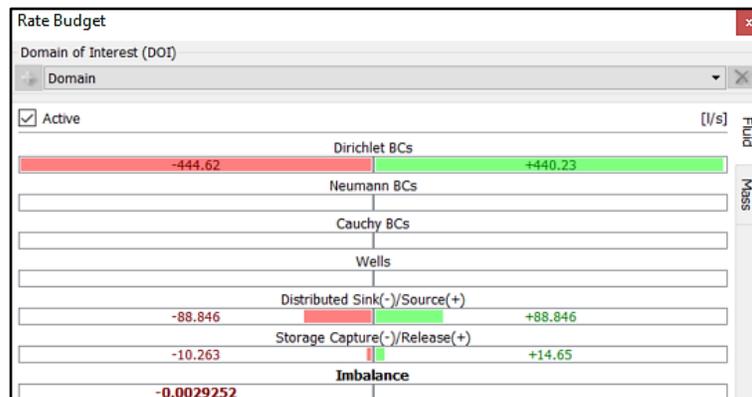


Figura 6.64. Balance de masas en estado transitorio 2 años después del evento de contingencia (sin remediación).

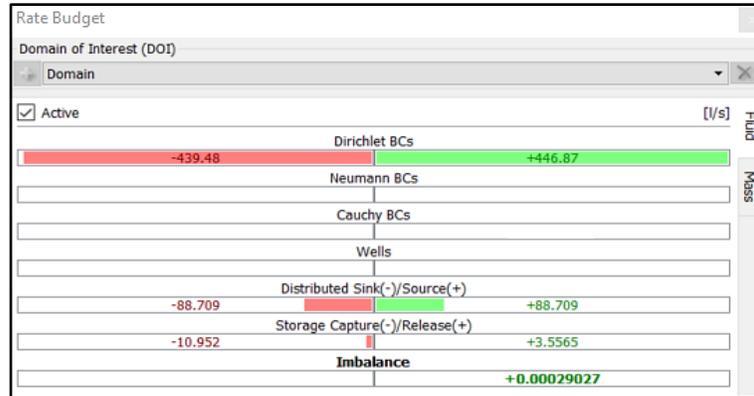


Figura 6.65. Balance de masas en estado transitorio 5 años después del evento de contingencia (sin remediación).

Como se ha explicado con anterioridad existe una entrada de masa al dominio del modelo numérico debido a la intrusión salina y al derrame de biodiesel, esta última varía en el tiempo generando un cambio en el almacenamiento que aumenta del mes 6 al mes 9 coincidiendo con la máxima concentración de soluto como lo reflejan los puntos de monitoreo.

7. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

7.1. Técnica de remediación de aguas subterráneas.

Para evaluar la técnica de remediación por extracción de aguas subterráneas y PFL se inicia con un proceso de prueba y error que tiene como objetivo disminuir el tiempo de remediación y los costos de manejo de la técnica, implementando la mínima cantidad de pozos y el menor caudal de bombeo para que la concentración en los piezómetros sea inferior a 0.29 mg/l de acuerdo con los límites de referencia establecidos por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Para cumplir con este objetivo se concluye que la configuración de los pozos de bombeo y caudales propuestos para la presente investigación es la siguiente:

- 3 pozos de bombeo entubados en 4.0'' ubicados en los puntos de monitoreo PZ-01, PZ-02 y PZ-03 con filtros de la capa 4 a la 5 a una profundidad entre -8.0 m y -17 m (Figura 7.1 y Figura 7.2).
- 1 pozo de bombeo entubado en 4.0'' en el punto donde se presentó la contingencia con filtros de la capa 4 a la 5 a una profundidad entre -8.0 m y -17 m (Figura 7.1 y Figura 7.2).

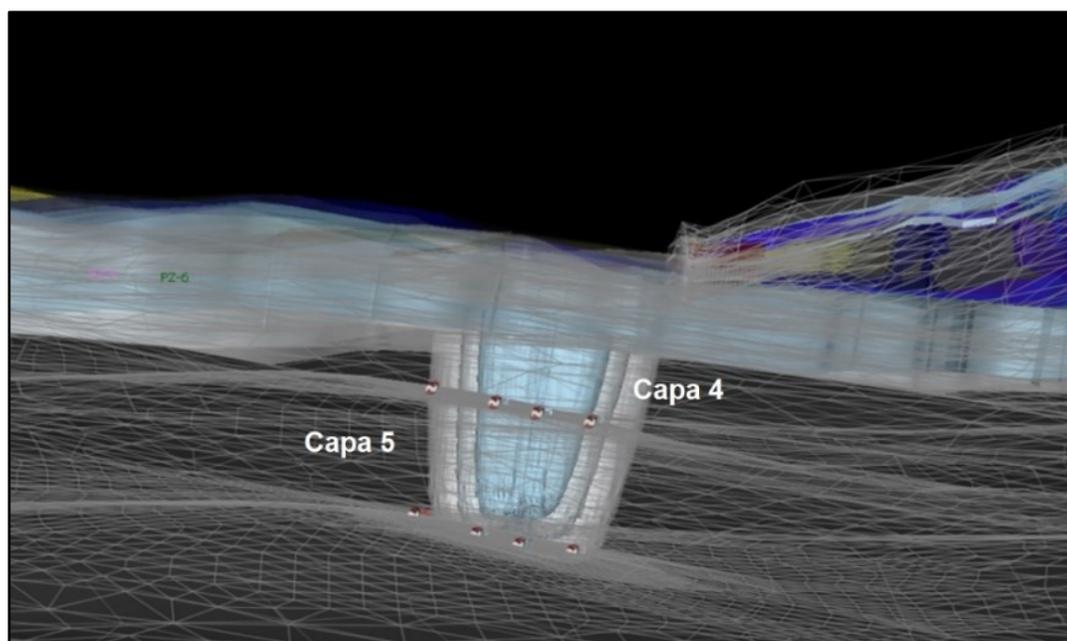


Figura 7.1. Vista 3D de los 4 pozos de bombeo ubicados en la capa 4 y 5.

- El funcionamiento de la batería de pozos inicia 2 meses después del inicio del evento de contingencia, ya que en marzo culmina su construcción e inicia la extracción de biodiesel. La configuración de bombeo más eficaz y que representa los menores costos para llegar al objetivo de disminuir la concentración a 0.29 mg/l en el acuífero aluvial es la expuesta a continuación:

PZ-01. Bombeo escalonado que inicia 2 meses después de la ruptura del tubo con un caudal de extracción de 20.0 l/s, disminuye a 10 l/s y finaliza en un 2.0 l/s (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). El bombeo es ejecutado en espacios temporales de 30 días durante 1 año y 11 meses.

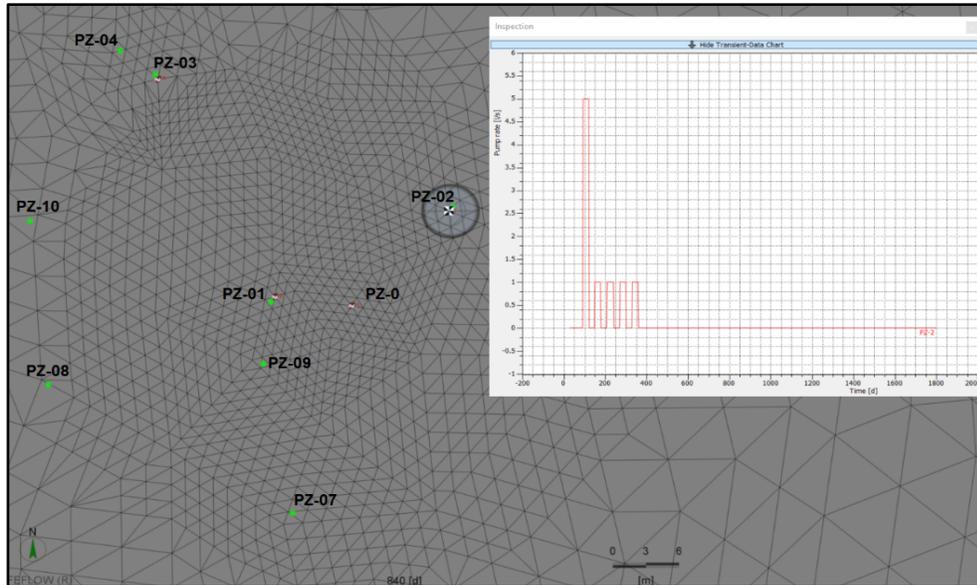


Figura 7.2. Vista en planta de los 4 pozos de bombeo ubicados en la capa 4.

PZ-02. Bombeo escalonado que inicia 2 meses después de la ruptura del tubo con un caudal de extracción de 10.0 l/s y finaliza en un 2.0 l/s (Figura 7.3). El bombeo se ejecuta en espacios temporales de 30 días durante 11 meses. En este pozo el bombeo no es significativo debido a que las direcciones de flujo van en contra de este pozo.

PZ-03. Bombeo escalonado que inicia 2 meses después de la ruptura del tubo con un caudal de extracción de 2.0 l/s y finaliza con 1.0 l/s (Figura 7.3). El bombeo se ejecuta en espacios temporales de 30 días durante 11 meses.

PZ-0. Bombeo escalonado que inicia 2 meses después de la ruptura del tubo con un caudal de extracción de 20.0 l/s, disminuye a 10.0 l/s y finaliza en un 2.0 l/s (Figura 7.3). El bombeo es ejecutado en espacios temporales de 30 durante 1 año y 11 meses.

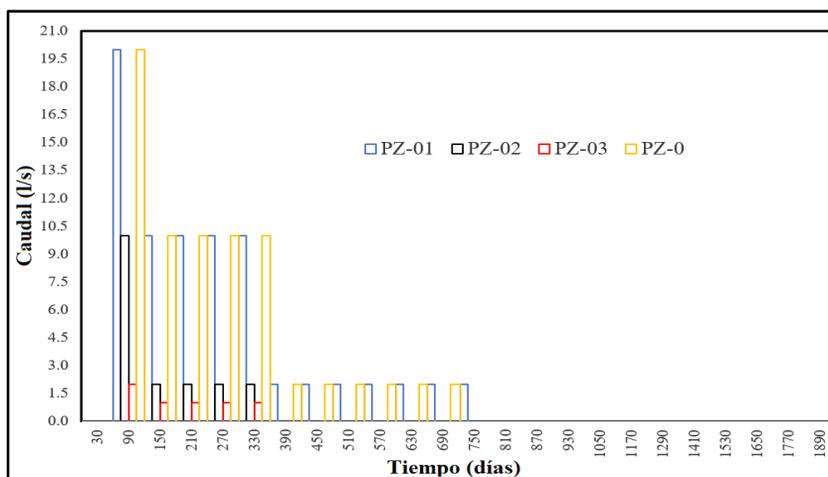


Figura 7.3. Configuración de bombeo para los 4 pozos.

Al ejecutar la técnica de remediación por extracción de agua subterránea y PFL se logra disminuir en el agua subterránea la concentración a 0.29 mg/l después de 1590 días (4 años y 5 meses) como se

demuestra en la Figura 7.5. Igualmente es importante mencionar que la concentración máxima de los 10 piezómetros ubicados en la zona de contingencia es similar a la obtenida antes de ejecutar la extracción de agua subterránea (PZ-01 antes 1018 mg/l y PZ-01 después 863 mg/l), sin embargo, esta descende drásticamente a menos de 3.5 mg/l antes de 5 meses (Figura 7.4), permitiendo concluir que la técnica de remediación por extracción de agua subterránea y PFL es eficiente pero no logra cumplir con el objetivo de disminuir la concentración en un espacio de tiempo donde no los costos no se eleven debido a la operación del sistema de remediación.

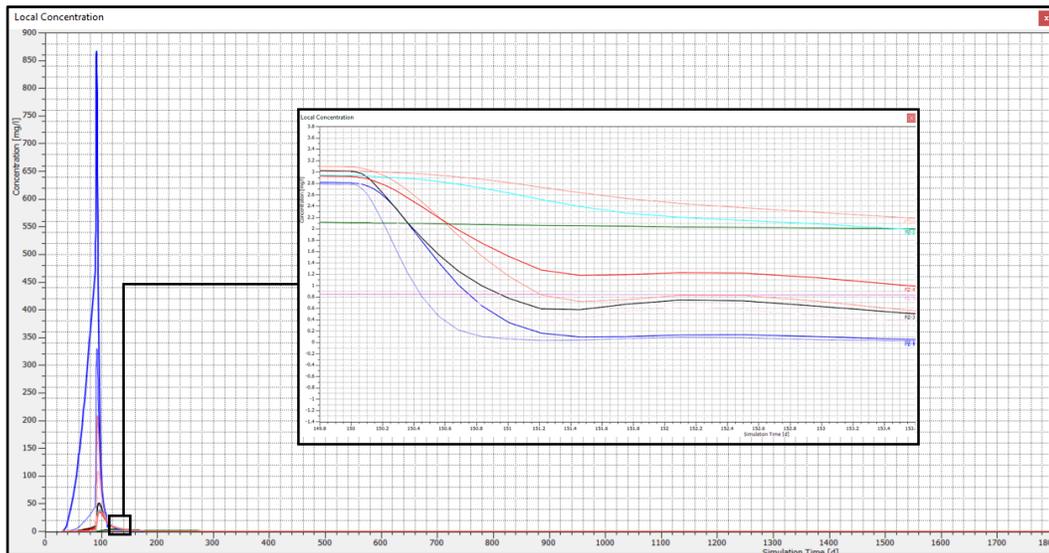


Figura 7.4. Concentración del biodiesel de los piezómetros PZ-01 al PZ-10 después ejecutar la técnica de remediación.

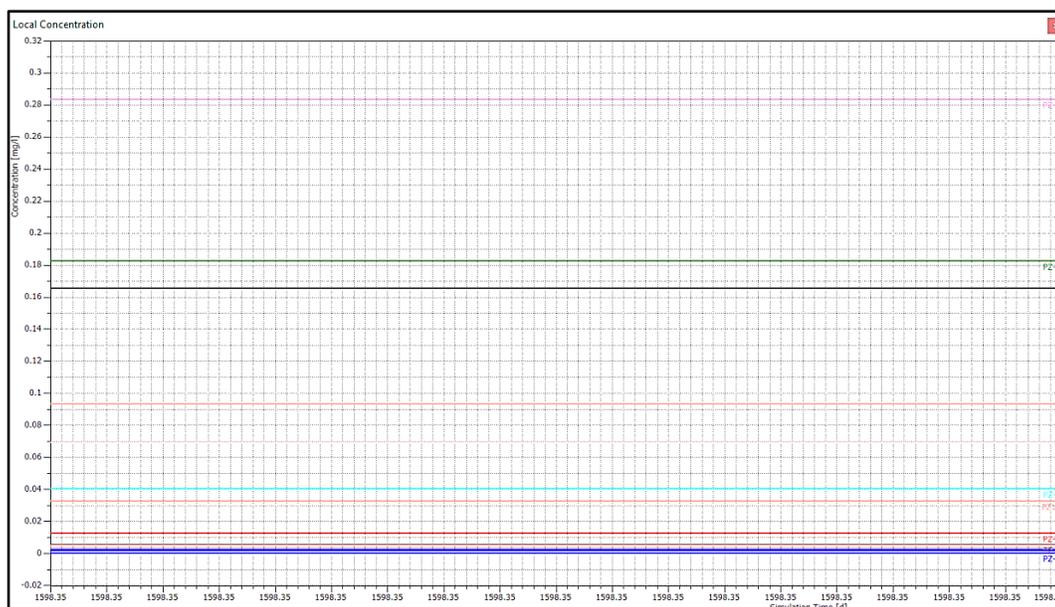


Figura 7.5. Concentración inferior a 0.29 mg/l de biodiesel después de 1590 día de los piezómetros PZ-01 al PZ-10 al ejecutar la técnica de remediación.

En relación a las cargas hidráulicas se evidencia en la Figura 7.7 que existe un cambio en la dinámica hídrica subterránea debido a la extracción de agua subterránea, condición que no altera los puntos de

monitoreo PM-01, PM-02, PM-04, PM-06 y PM-07, ni la dinámica del río Toribio como se describe más adelante. De igual forma resulta fundamental mencionar que las cargas hidráulicas de la zona de contingencia logran recuperar su nivel al finalizar la extracción de agua subterránea; un ejemplo de esto es la recuperación de las cargas hidráulicas de los puntos de monitoreo PZ-01 al PZ-10 después de 800 días.

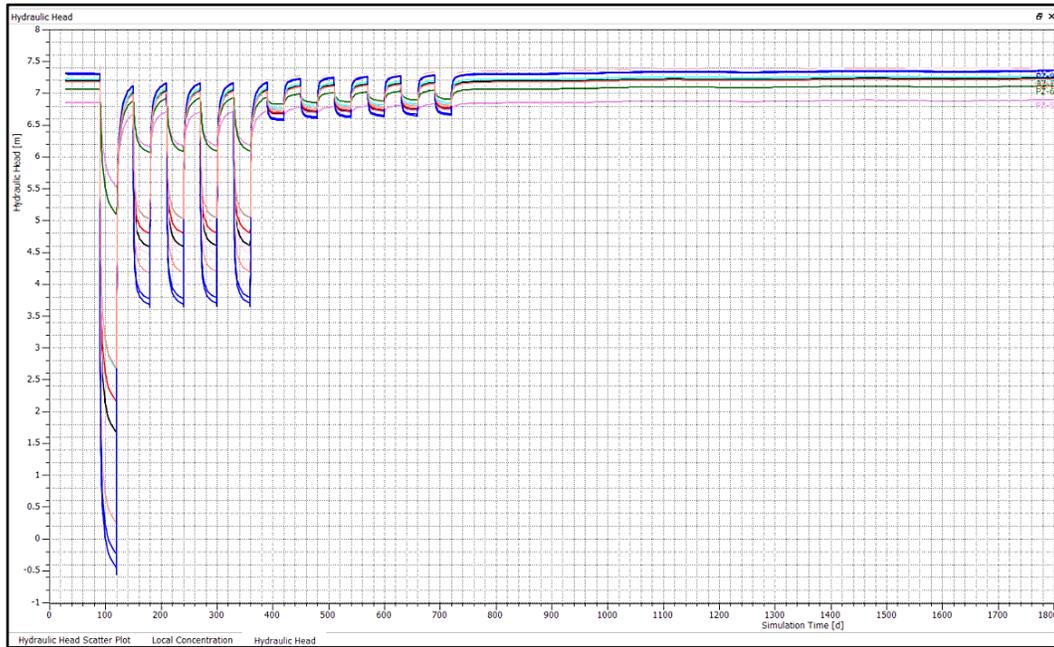


Figura 7.6. Comportamiento de las cargas hidráulicas durante la ejecución de la técnica de remediación de los piezómetros PZ-01 al PZ-10.

Como complemento a lo anterior, el único punto que presenta cambios debido a la ejecución de la técnica de remediación es el PM-03 con un cambio en las cargas hidráulicas que no supera los 0.4 m (Figura 7.6). No obstante, después de 800 días al igual que en los otros puntos de monitoreo (PZ-01 al PZ-10) se estabilizan las cargas de este punto.

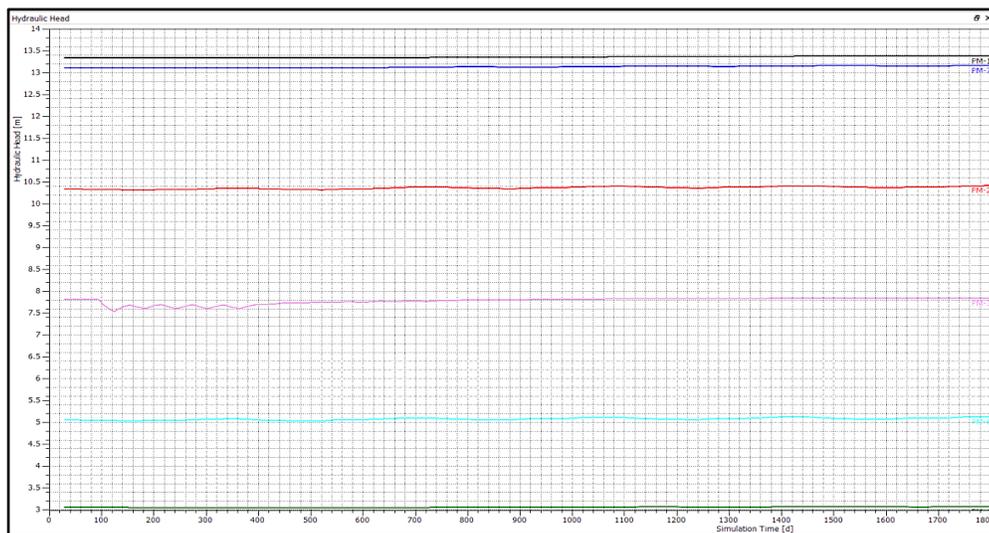


Figura 7.7. Comportamiento de las cargas hidráulicas durante la ejecución de la técnica de remediación de los piezómetros PM-01, PM-02, PM-03, PM-04, PM-06 y PM-07.

En las siguientes figuras se observa el resultado final de la técnica de remediación para 3 escenarios de modelación numérica en estado transitorio (10 días, 1 año y 1.5 años).

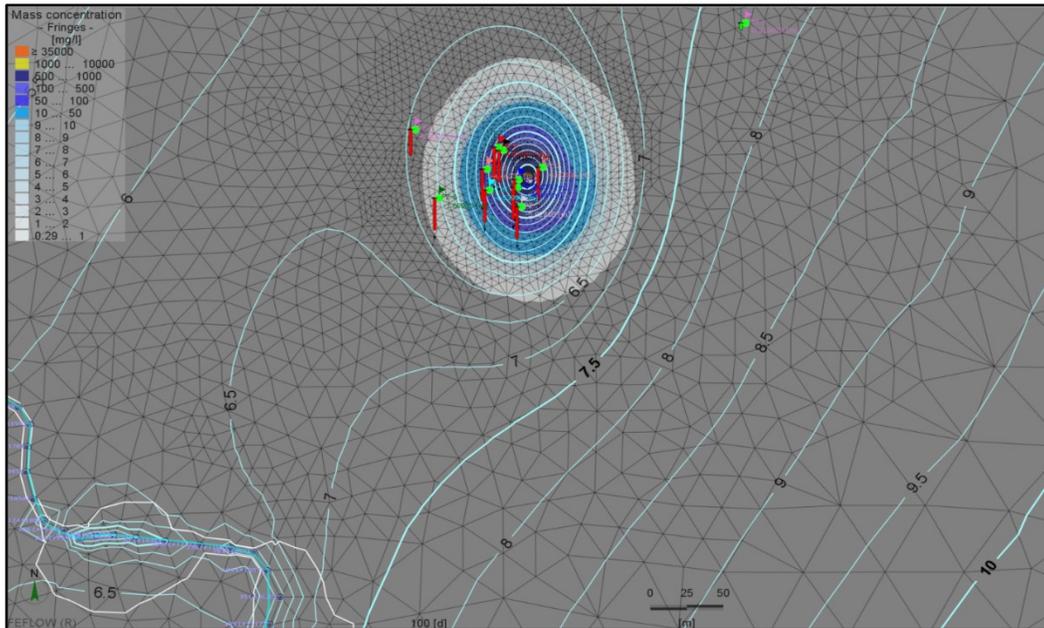


Figura 7.8. Vista en planta de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 10 días después de ejecutar la técnica de remediación.

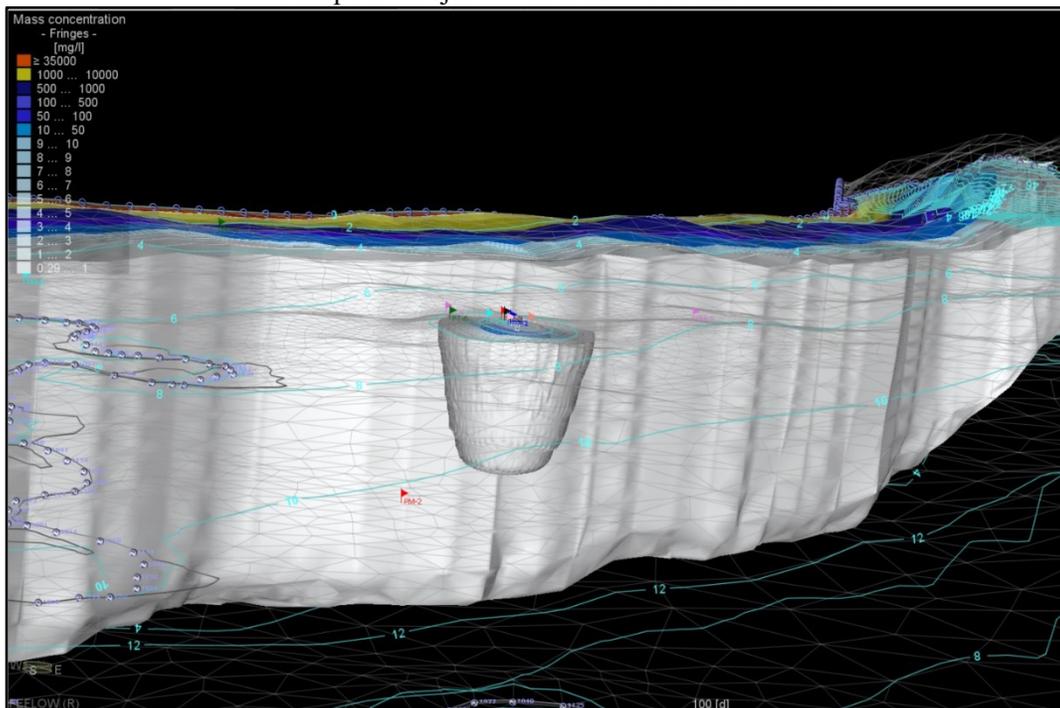


Figura 7.9. Vista 3D de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 10 días después de ejecutar la técnica de remediación.

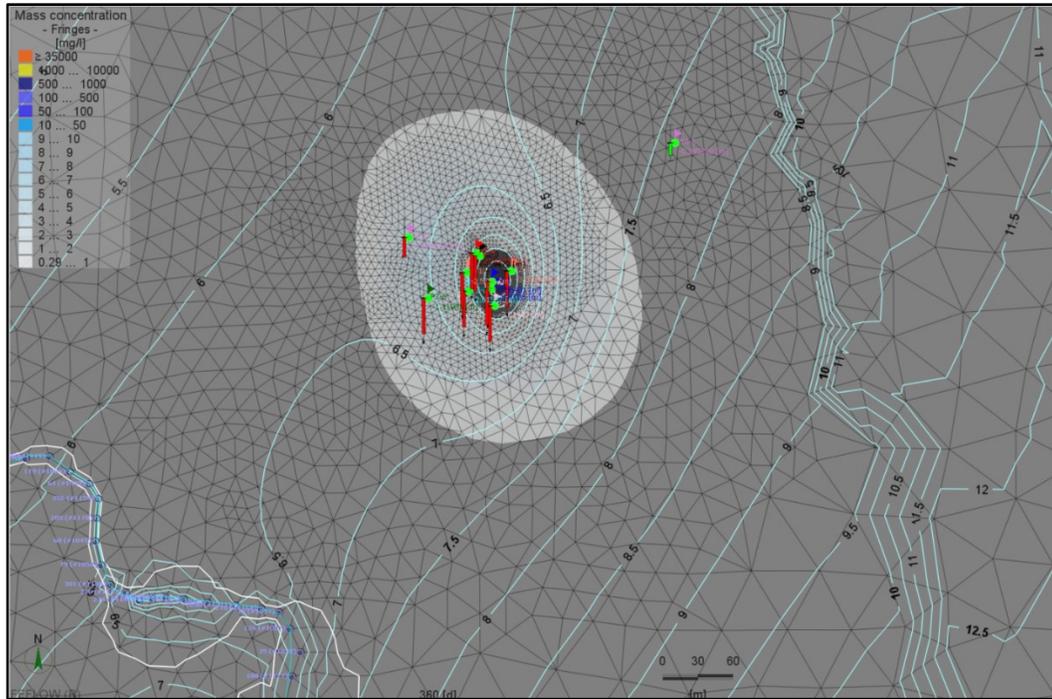


Figura 7.10. Vista en planta de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 270 días después de ejecutar la técnica de remediación.

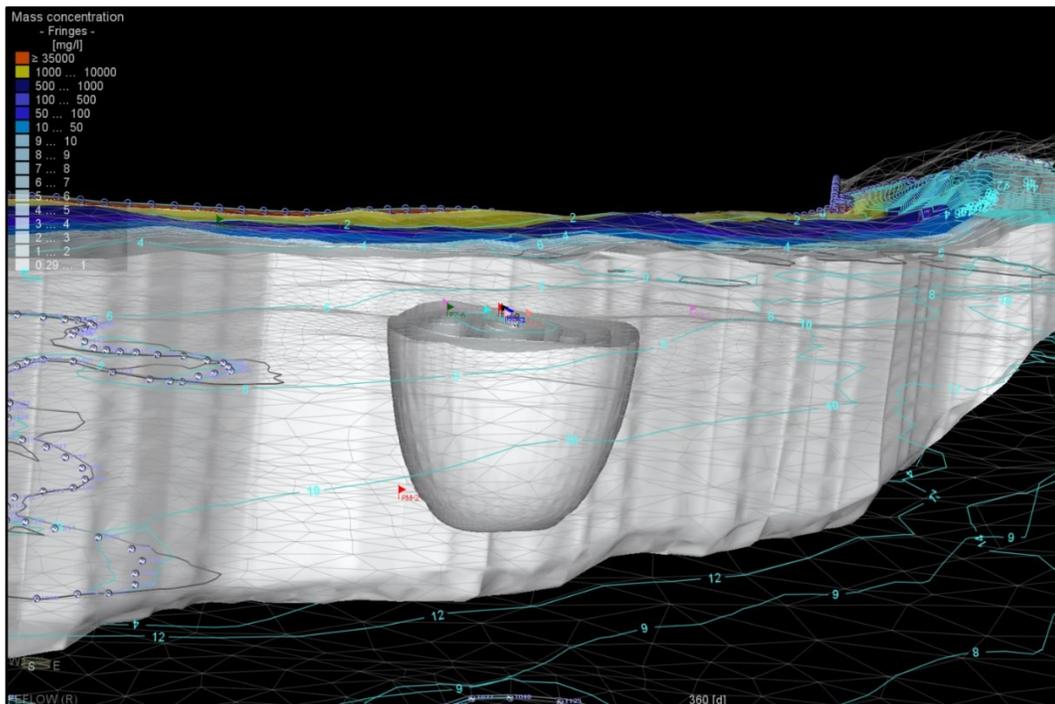


Figura 7.11. Vista 3D de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 270 días después de ejecutar la técnica de remediación.

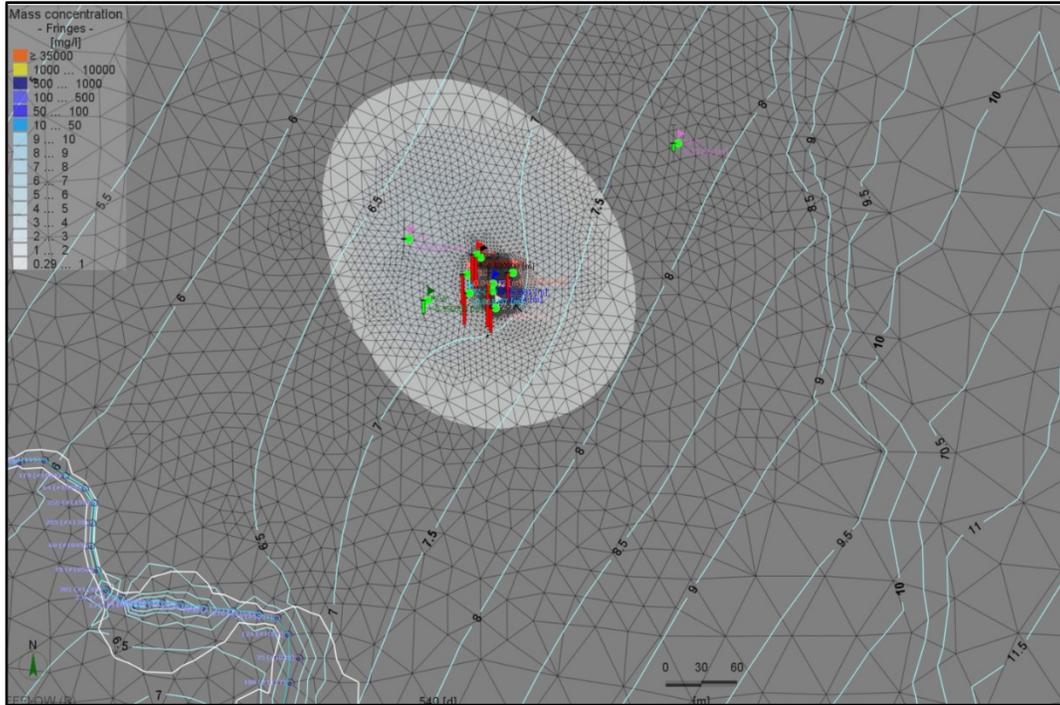


Figura 7.12. Vista en planta de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 450 días después de ejecutar la técnica de remediación.

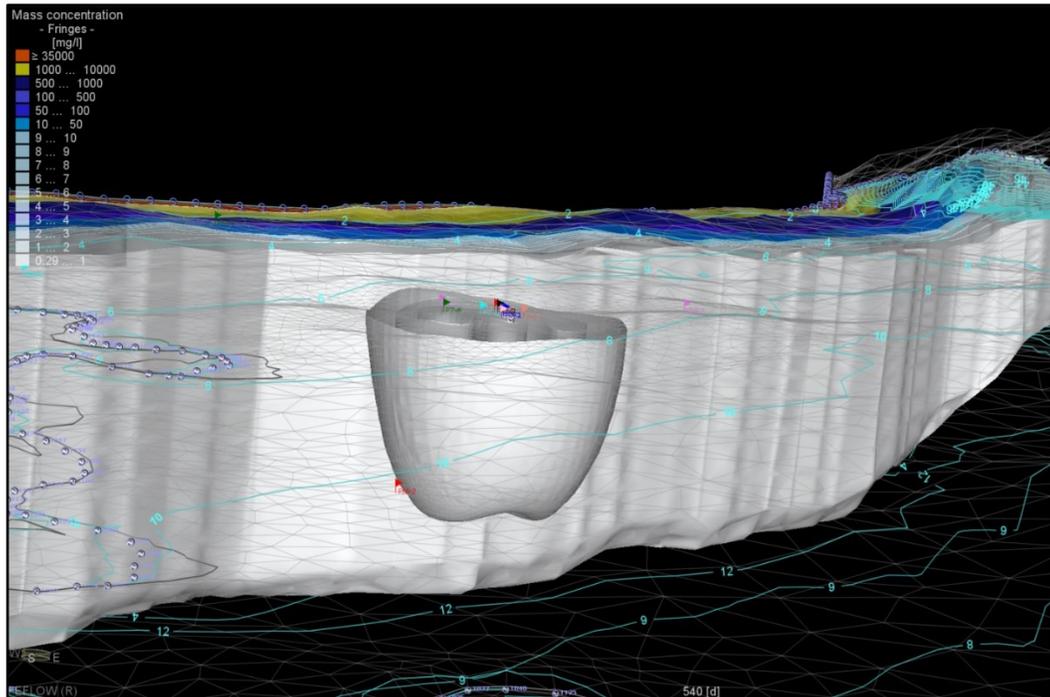


Figura 7.13. Vista 3D de la distribución de las cargas hidráulicas y la concentración del soluto 450 días después de ejecutar la técnica de remediación.

Finalmente, al verificar el balance de masas del dominio del modelo y del río Toribio, se define que el “Imbalance” o el error de cierre es inferior al 1.0 % durante la etapa transitoria que opera la técnica de remediación (Figura 7.14 a la Figura 7.17). Igualmente se determina que existen cambios mínimos en el

balance del río Toribio, los cuales pueden ser atribuibles a las condiciones naturales y no a la extracción de agua subterránea, ya que al comparar el balance de masas sin ejecutar la técnica de remediación se obtiene una diferencia de máximo 0.12 l/s en comparación con el balance obtenido 10 días después de ejecutar la técnica (Figura 7.18).

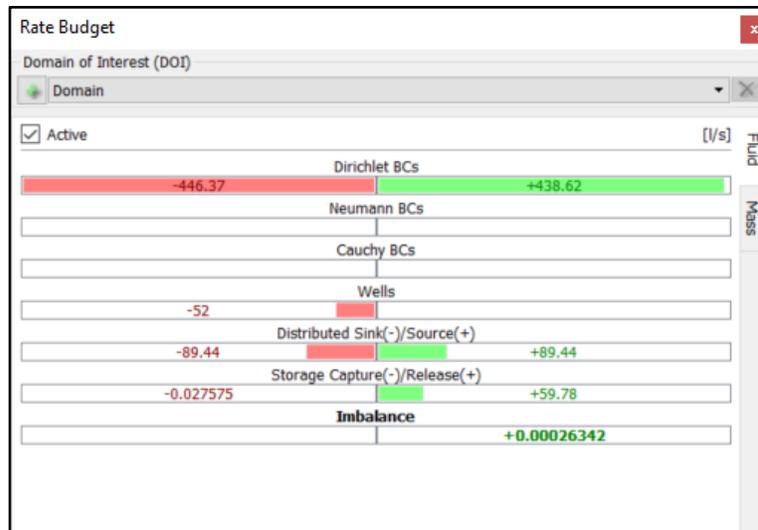


Figura 7.14. Balance de masas en estado transitorio 10 días después de ejecutar la técnica de remediación.

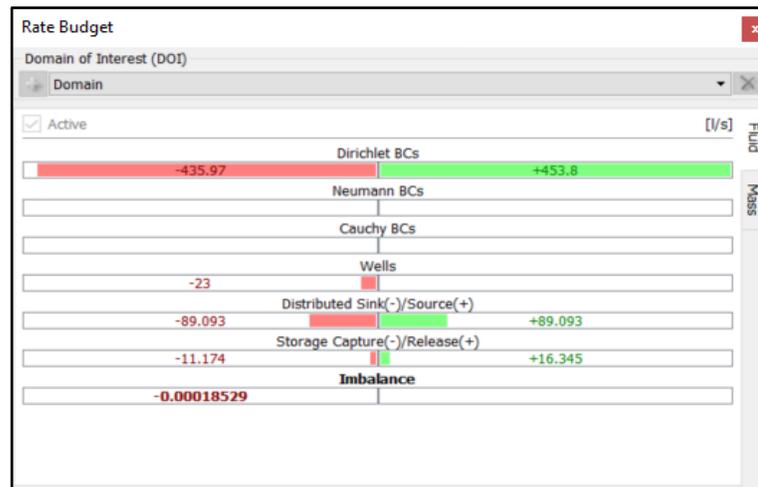


Figura 7.15. Balance de masas en estado transitorio 270 días después de ejecutar la técnica de remediación.

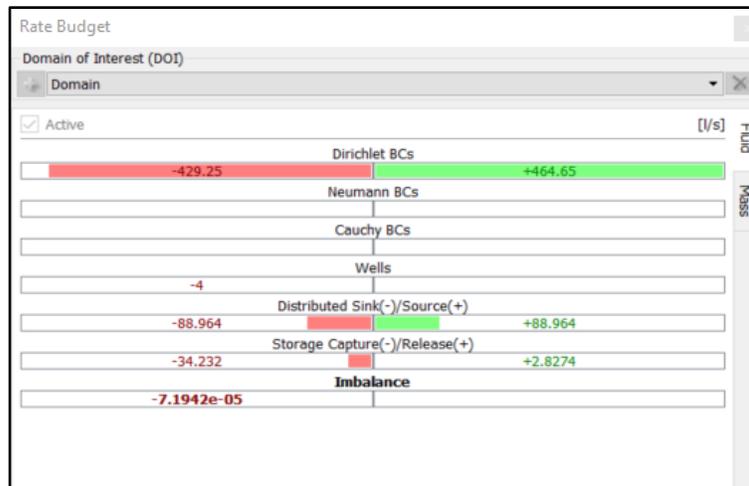


Figura 7.16. Balance de masas en estado transitorio 450 días después de ejecutar la técnica de remediación.

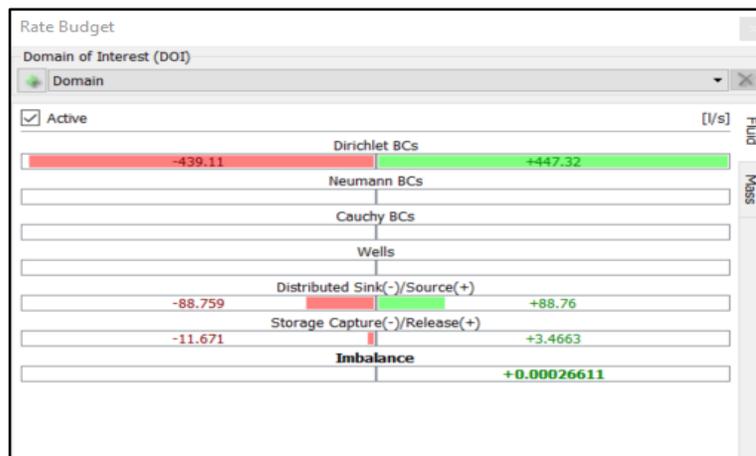


Figura 7.17. Balance de masas en estado transitorio 1710 días después de ejecutar la técnica de remediación.

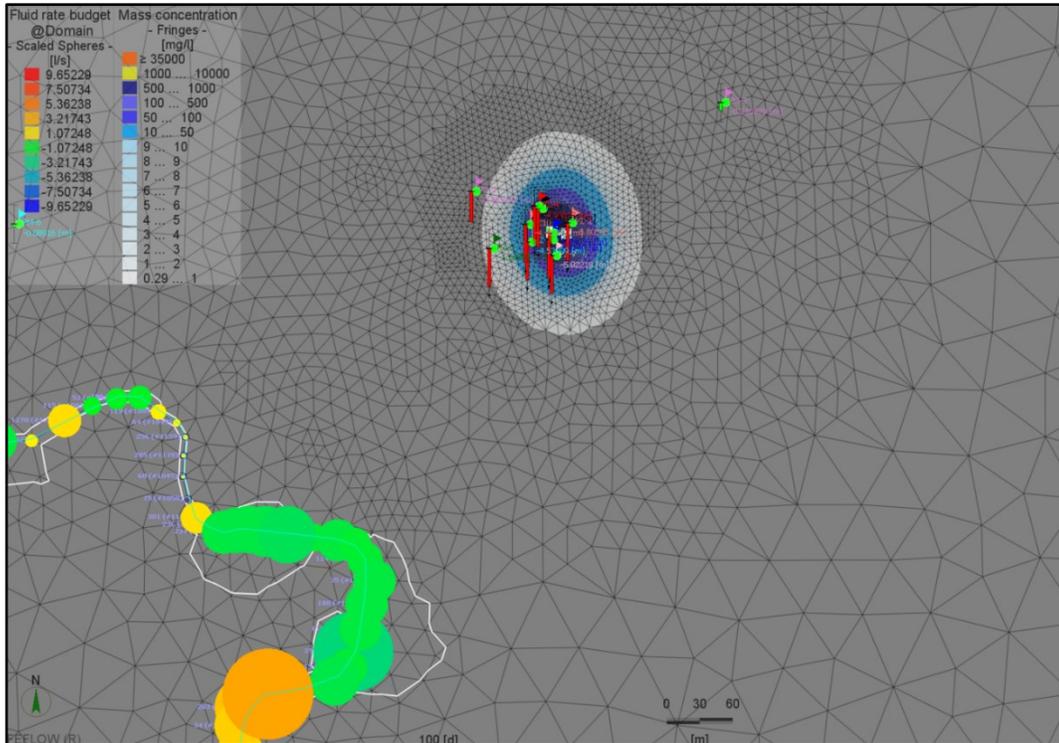


Figura 7.18. Balance de masas en estado transitorio del Rio Toribio, 10 días después de ejecutar la técnica de remediación con el máximo caudal de explotación.

En conclusión, la técnica de remediación con mínimo 4 pozos de extracción de agua subterránea y PFL logra el objetivo de disminuir la concentración del biodiesel en el acuífero aluvial a menos de 0.29 mg/l después de 1590 días (4 años y 5 meses) evitando afectar de esta manera el recurso hídrico. Sin embargo y teniendo en cuenta que el tiempo de remediación es alto, así como los costos de operación, se toma como punto de partida que antes de 150 días (5 meses) la concentración desciende a 3.5 mg/l, por lo cual se considera que la técnica evaluada en la presente investigación puede tener mayor eficiencia con otra técnica ejecutada de forma paralela en la ZNS.

Así las cosas, se recomienda ejecutar de forma paralela una técnica de remediación por extracción de aguas subterráneas y PFL y un sistema de inyección de aire caliente y extracción de vapores para la ZNS con el objetivo de disminuir el tiempo de remediación de 4.5 años a 5 meses y cumplir con los límites requeridos tanto para agua como para suelo por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en el manual técnico para la ejecución de análisis de riesgos para sitios de distribución de derivados de hidrocarburos.

7.2. Evaluación del biodiesel en el acuífero aluvial para condiciones conservativas.

El análisis de los resultados tiene como objetivo evaluar el comportamiento del soluto en condiciones conservativas antes de desarrollar la técnica de remediación, esto significa que el soluto en el acuífero aluvial no presenta retardo ni zona no saturada. De esta manera se evalúa si estas condiciones cambian radicalmente la toma de decisiones en problemas de contaminación sobre recurso hídrico tanto superficial como subterráneo. Por lo anterior, la pluma de contaminación para un soluto conservativo que llega directamente a la zona saturada en 60 días, 2 años y 5 años es la siguiente:

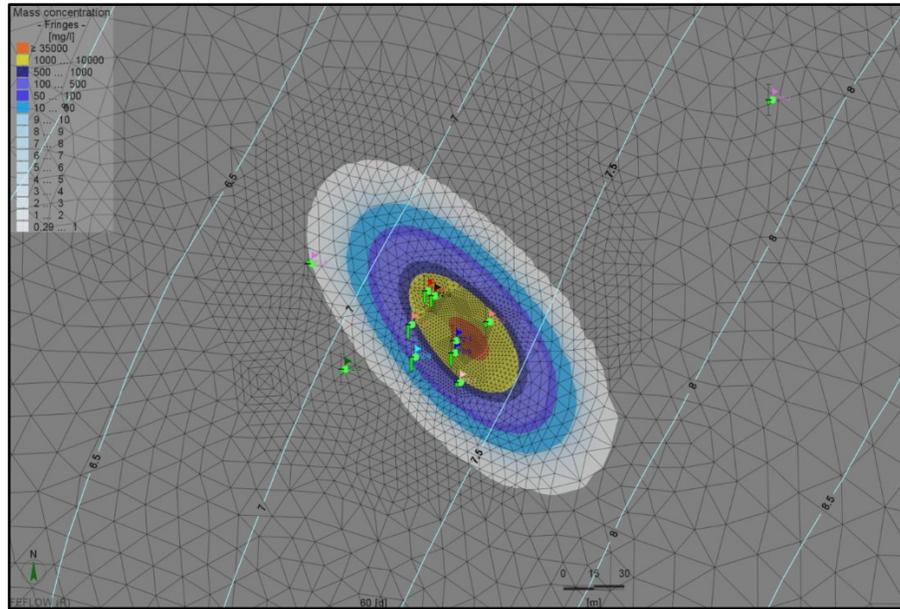


Figura 7.19. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 60 días.

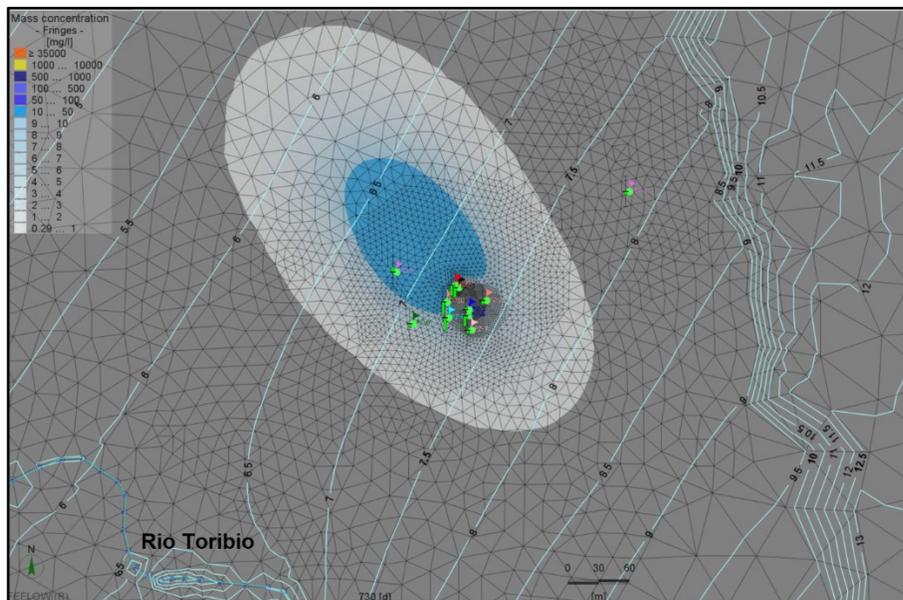


Figura 7.20. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 2 años.

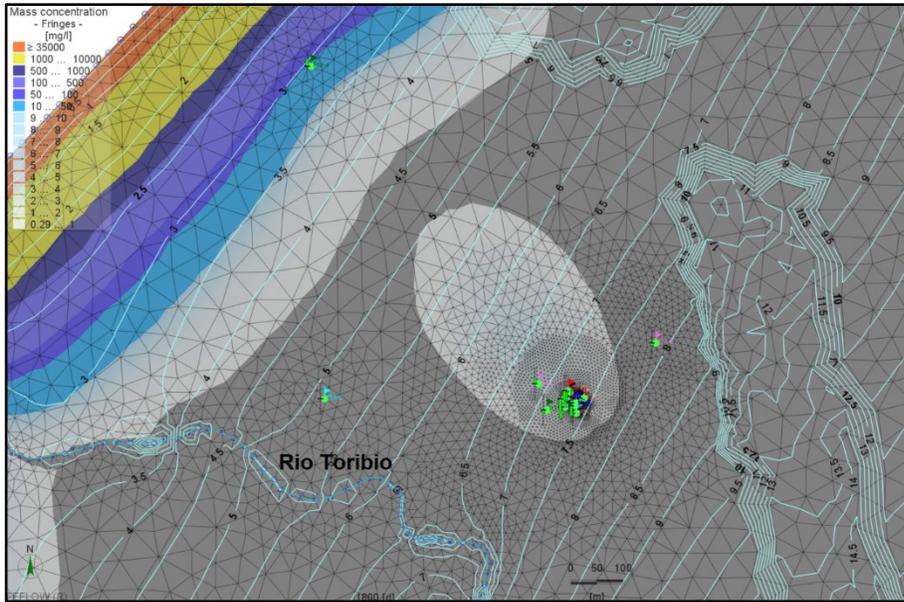


Figura 7.21. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 5 años.

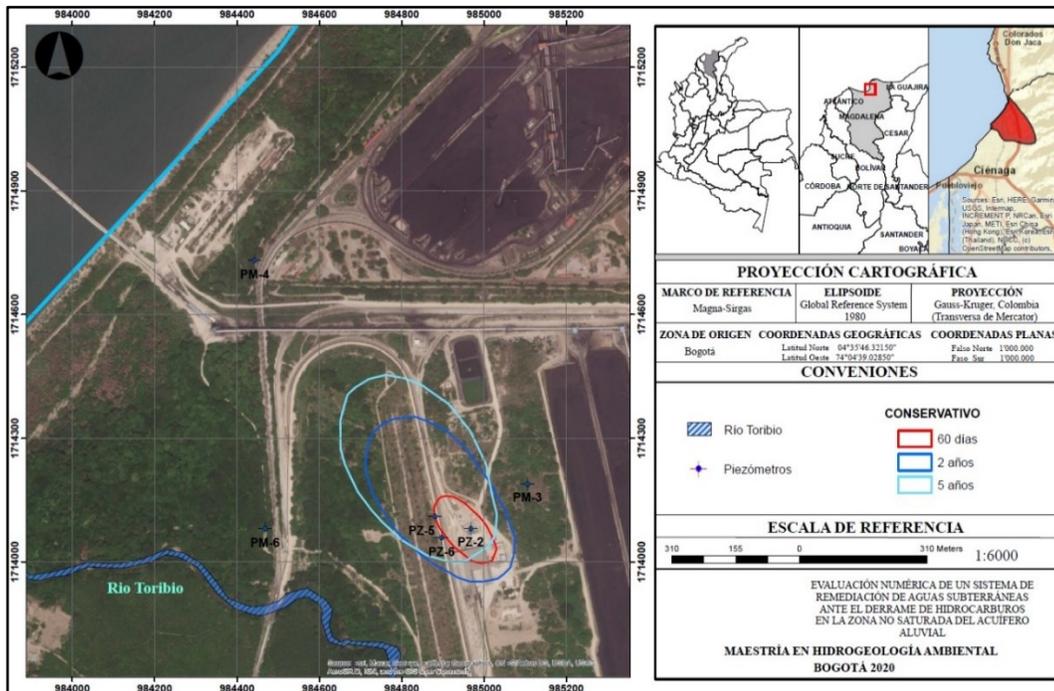


Figura 7.22. Vista en planta del comportamiento de un soluto conservativo a los 60 días, 2 años y 5 años.

En síntesis, las dimensiones de la pluma contaminante para 60 días, 2 años y 5 años se resumen a continuación:

Tabla 7.1. Dimensiones de la pluma de contaminación considerando un soluto conservativo para 60 días, 2 y 5 años.

Tiempo	Longitud (m)	Profundidad (m)
60 días	196.5	77.2

2 años	471.01	103.6
5 años	539.9	171.1

Finalmente, la concentración versus tiempo de los puntos de monitoreo se observa en la Figura 7.23. Distribución de la concentración de un soluto conservativo en los piezómetros y Figura 7.24. Distribución de la concentración de un soluto conservativo en los piezómetros .

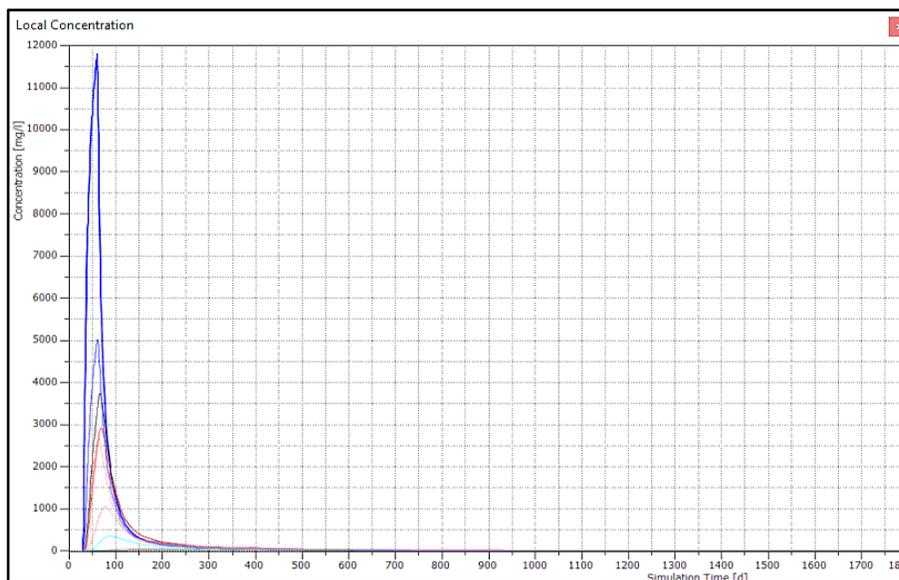


Figura 7.23. Distribución de la concentración de un soluto conservativo en los piezómetros PZ-01 y PZ-10.

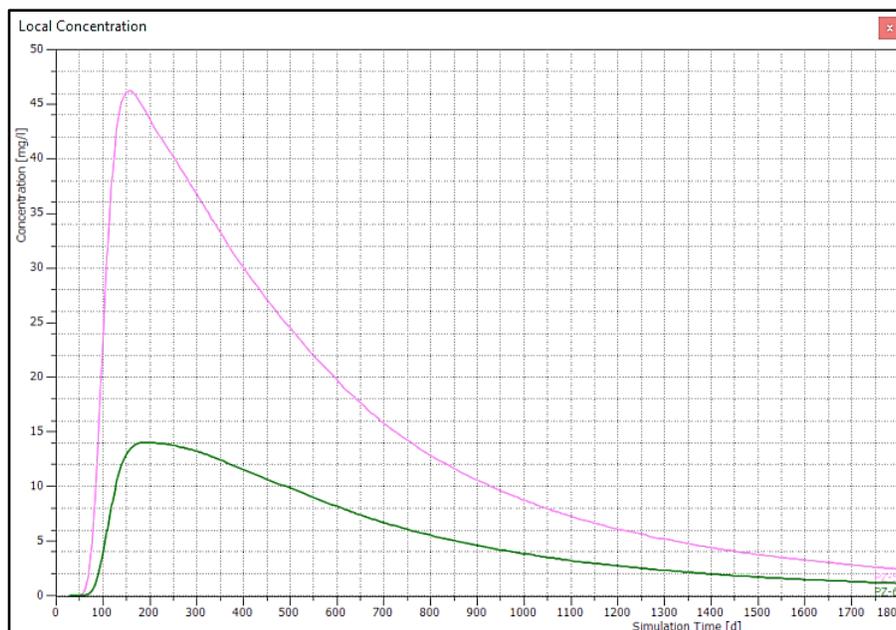


Figura 7.24. Distribución de la concentración de un soluto conservativo en los piezómetros PZ-05 y PZ-06.

Por lo anterior, se determina que la pluma de contaminación sin ZNS y retardo presenta mayor dispersividad, ya que duplica sus dimensiones y profundidad. Esto se puede corroborar con las curvas

de tiempo versus concentración, donde la máxima distribución es 12 veces mayor a la calculada en el modelo no conservativo con un valor de 11.808.6 mg/l en el piezómetro PZ-01 (Figura 7.25). Del mismo modo sucede con los piezómetros PZ-05 y PZ-06, ya que la máxima concentración llega casi 4 veces mayor a la calculada inicialmente en el modelo no conservativo (Figura 7.26).

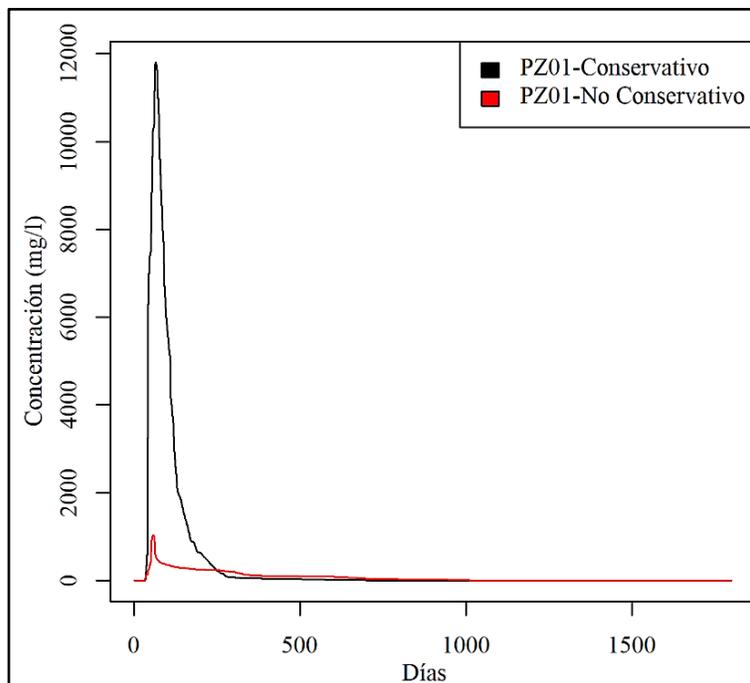


Figura 7.25. Comportamiento de un soluto conservativo y no conservativo en el piezómetro PZ-01.

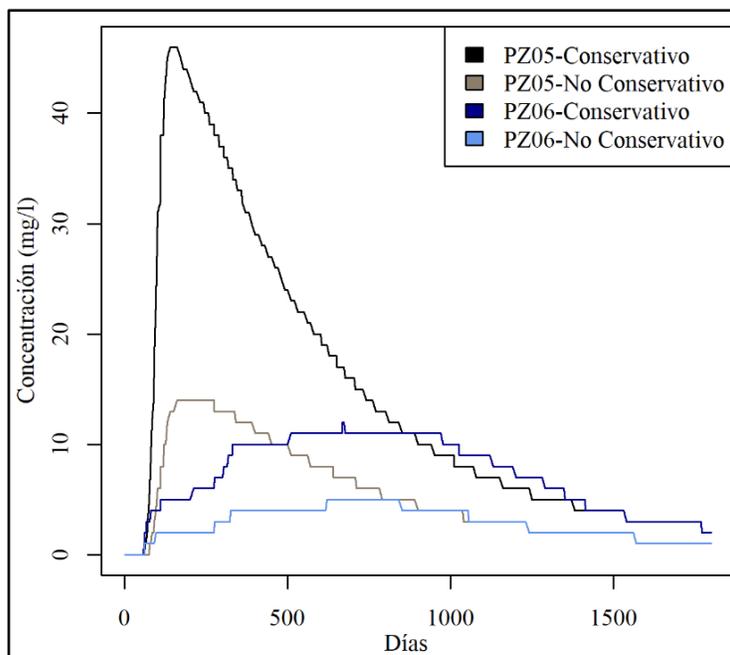


Figura 7.26. Comportamiento de un soluto conservativo y no conservativo en los piezómetros PZ-05 y PZ-06.

En la siguiente figura se presenta la comparación de la pluma contaminación para un soluto no conservativo y conservativo.

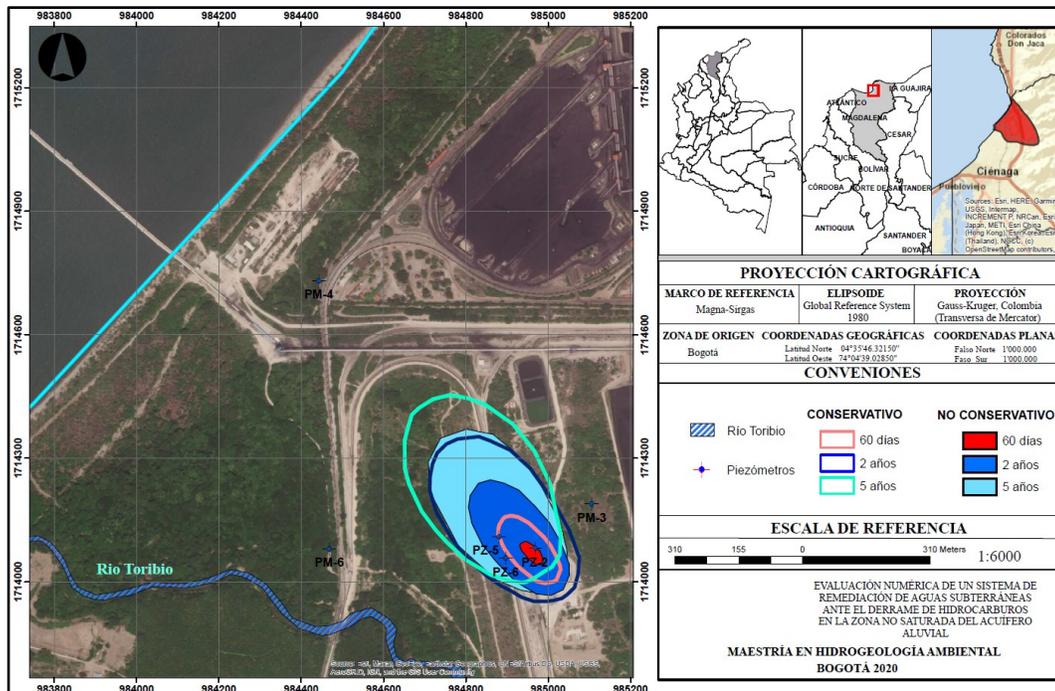


Figura 7.27. Comparación para 60 días, 2 años y 5 años de la pluma de contaminación para un soluto conservativo y no conservativo.

A modo general la inclusión de la ZNS y el retardo en un problema de transporte de contaminantes genera una reducción en la extensión de la pluma de contaminación, llegando esta disminución a aproximadamente 63 % en distancia y 90 % en concentración, comparando con los resultados del modelo numérico conservativo.

De esta manera no considerar estos procesos que se dan en la naturaleza como la zona no saturada y el retardo en problemas de contaminación al recurso hídrico conllevan a la mala toma de decisiones sobre la ejecución de la técnica de remediación, sus tiempos de ejecución y los costos.

8. CONCLUSIONES

- A fin de evaluar una técnica de remediación por extracción de aguas subterráneas y PFL ante el derrame de hidrocarburos en un acuífero aluvial costero, y a partir de la recopilación y análisis de información secundaria, se construyó un modelo hidrogeológico conceptual y numérico de flujo y transporte. Allí se evaluaron los resultados en estado estacionario y transitorio determinando que la técnica de remediación evita que exista contaminación del recurso hídrico superficial.
- El acuífero Deposito Aluvial se caracteriza por tener un tipo de litología principalmente gravosa y en menor porcentaje arenosa, con poca intrusión salina o intrusión casi vertical, conductividad hidráulica promedio de 5.66 m/día, coeficiente de almacenamiento promedio de 0.0165, espesor de la zona no saturada de 7.37 m, contenido humedad en saturación promedio de 1.26, contenido humedad residual promedio de 0.052, el coeficiente empírico (f) y el coeficiente de adsorción (K_d) de la isoterma de Freundlich de 1.38 y 0.32 mg/l, dispersividad longitudinal de 50 m, dispersividad transversal de 10 m y un gradiente hidráulico muy bajo (es inferior a 0.003 m/m) que reduce el movimiento de procesos hidrodinámicos y de transporte. Estos valores fueron obtenidos a partir de la calibración de un modelo numérico.
- El área de estudio se caracteriza porque las direcciones de flujo del agua subterránea tienen una componente Sur-Este Nor-Oeste, la cual es definida por el mar Caribe, el río Toribio y el límite con la falla Bucaramanga–Santa Marta. La precipitación media anual en la zona es de 53.3 mm con épocas de precipitación en los meses de septiembre y octubre, proporcionando la recarga al sistema que genera un cambio sobre las cargas hidráulicas. Esta condición se ve reflejada tanto en la lectura de los niveles piezométricos como en el río Toribio, el cual se comporta como una fuente perdedora, aportando de acuerdo al modelo numérico aquí construido, aproximadamente el 18 % del flujo al acuífero aluvial.
- Es fundamental que en una evaluación hidrogeológica ubicada cerca de la línea de costa se evalúen los procesos que se dan por intrusión salina, ya que el cambio de densidad del agua genera sobrepresión en el flujo de un acuífero, rectificando el comportamiento de las unidades hidrogeológicas evaluadas.
- El modelo numérico construido consta de 13 capas, representando las unidades hidrogeológicas Depósitos de Playa, Depósitos Aluviales, Depósitos Coluviales, Batolito de Santa Marta. Como condiciones de frontera se establecieron fronteras de carga hidráulica constante, el mar Caribe, la frontera con la falla Bucaramanga-Santa Marta y el río Toribio. La simulación numérica consistió en la calibración por prueba y error (al arrojar mejores resultados comparados con los obtenidos con FEPEST) de los parámetros hidráulicos en estado estacionario, a partir del registro de niveles en 16 piezómetros. Posteriormente se ejecutó el modelo en estado transitorio, variando la recarga y el nivel del río Toribio. Finalmente, se calibraron los parámetros de transporte asociados a la isoterma de Freundlich (f : Coeficiente empírico y K_d : Coeficiente de adsorción de Freundlich). En el análisis del transporte de solutos es fundamental evaluar el tamaño de los elementos de la malla mediante la verificación de los números de Courant y Péclet, a fin de garantizar que el paso de la información entre nodos no sea mayor a la velocidad del transporte.
- El estudio del comportamiento de un soluto no conservativo requiere del conocimiento de los parámetros de transporte como dispersividad longitudinal, dispersividad transversal y

parámetros de adsorción. Para el caso de estudio, se estableció que la isoterma de Freundlich con un coeficiente empírico $f = 1.38$ y uno de adsorción $K_d = 0.32$ (Seferou et al, 2013), se reproduce adecuadamente la pluma contaminante, ya que en los piezómetros PZ-05 y PZ-06 no se presenta contaminación durante los primeros 60 días.

- La técnica de remediación con mínimo 4 pozos de extracción de agua subterránea y PFL logra el objetivo de disminuir la concentración del biodiesel en el acuífero aluvial a menos de 0.29 mg/l después de 1590 días (4 años y 5 meses) evitando afectar de esta manera el recurso hídrico superficial. Sin embargo y teniendo en cuenta que el tiempo de remediación es alto, así como los costos de operación, se toma como punto de partida que antes de 150 días (5 meses) la concentración desciende a 3.5 mg/l, por lo cual se considera que la técnica evaluada en la presente investigación puede tener mayor eficiencia utilizando simultáneamente una técnica de remediación adicional en la ZNS.
- Al ejecutar técnicas de remediación paralelas como las expuestas en el marco teórico tanto para la zona no saturada como para la zona saturada, el tiempo de remediación puede disminuir de 4.5 años a 5 meses, ahorrando costos operativos y cumpliendo con los límites permisibles tanto para agua subterránea como para suelo, requeridos en los por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible en el manual técnico para la ejecución de análisis de riegos para sitios de distribución de derivados de hidrocarburos.
- La inclusión de la ZNS y el retardo de la sustancia contaminante en el análisis de un problema de transporte permite representar la atenuación del movimiento del soluto y la concentración, llegando a aproximadamente a un 63 % en distancia y un 90 % en concentración, comparado con los resultados de un modelo numérico conservativo e incluyendo únicamente la zona saturada.
- La principal limitante para evaluar la validez de estos modelos de dispersión de contaminantes es la poca disponibilidad de información de campo como curvas de retención de humedad por unidad de suelo, pruebas hidráulicas de larga duración con pozos de monitoreo, parámetros de adsorción en condiciones reales, cálculo de dispersividades y geofísica continua para definir la ubicación en profundidad de la interfaz agua dulce-agua salada, para el caso de acuíferos costeros.
- Actualizar y complementar el Manual Técnico para la Ejecución de Análisis de Riesgos para Sitios de Distribución de Derivados Hidrocarburos (MADS, (2008)) con el objetivo de incluir en modelo hidrogeológico conceptual y numérico el análisis de la zona no saturada y la adsorción como principales procesos que se dan en la naturaleza.

8.1.RECOMENDACIONES Y POSIBLES INVESTIGACIONES FUTURAS

Como investigaciones futuras y posibles temas de investigación complementaría al presente trabajo se recomienda:

- a) Ejecución de pruebas de bombeo a caudal constante de larga duración (superior a 24 horas) con puntos de observación.
- b) Realizar el seguimiento a la red de monitoreo del recurso hídrico con el objetivo de definir si existen pasivos ambientales después de ejecutar el sistema de remediación.

- c) Realizar un estudio de geoelectrica continua para determinar la configuraci3n de la intrusi3n salina.
- d) Realizar un an3lisis de laboratorio para el agua subterr3nea en los 10 piez3metros ubicados en la zona de contingencia para el agua subterr3nea y la matriz suelo, los cuales deben incluir las cadenas alif3ticas y arom3ticas asociadas al TPH-DRO (C8-C36) con l3mites de detecci3n que no sean inferiores a 0.58 mg/l para las muestras de agua subterr3nea y 10.0 mg/Kg para la matriz suelo.
- e) Realizar un an3lisis de laboratorio para calcular por cada tipo de suelo la curva de retenci3n de humedad el contenido de humedad en saturaci3n y residual por cada unidad de suelo.
- f) Realizar ensayos de adsorci3n en condiciones reales para calcular los par3metros del modelo que se ajusten al tipo de dispersi3n.
- g) Implementar en la ZNS una t3cnica de remediaci3n como inyecci3n de aire y extracci3n de vapores en el suelo para recuperar la fase libre no acuosa y evitar la lixiviaci3n constante de biodiesel a la zona saturada.
- h) Incluir en las simulaciones num3ricas la variabilidad de las cargas hidr3ulicas que representan el mar Caribe y verificar si existen variaciones en el movimiento de los solutos.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, Alejandra Botero, 2015. '*SIMULACIÓN A ESCALA DE LABORATORIO DE BARRERAS HIDRÁULICAS CONTRA LA INTRUSIÓN SALINA EN ACUÍFEROS COSTEROS CONFINADOS CONSIDERANDO LOS EFECTOS DE LA ESTRATIFICACIÓN DEL MEDIO*'.
- Alfredo, Andrés and Torrealba Almarza, 2008. '*APLICACIÓN DE UN MODELO NUMÉRICO PARA ESTIMAR CURVAS DE EVAPORACIÓN A PARTIR DE INFORMACIÓN DE GRANULOMETRÍA BÁSICA*'.
- Alvarez Alvarado, P. J. Guevara, Púrez, E, 2003. '*BIORREMEDIACIÓN Y ATENUACIÓN NATURAL DE ACUÍFEROS CONTAMINADOS POR SUSTANCIAS QUÍMICAS PELIGROSAS*'. Consejo de Desarrollo Científico Humanístico.
- SECRETARIA DISTRITAL DE AMBIENTE-SDA.
- Anderson, Mary P., William W. Woessner, and Randall J. Hunt. 2015, '*APPLIED MODELING SIMULATION OF FLOW AND ADVECTIVE TRANSPORT SECOND EDITION*'.
- Bear, J, 1972. '*DYNAMICS OF FLUIDS IN POROUS MEDIA*'.
- Blanca Oliva Posada Posada, Carlos A. Andrade, Yves-Francois Thomas, 2012. '*ESTRUCTURA DEL SUBSUELO DE LA PLATAFORMA CONTINENTAL ALEDAÑA A LAS ESTRIBACIONES DE LA SIERRA NEVADA DE SANTA MARTA, BAHÍAS DE TAGANGA, SANTA MARTA Y GAIRA CONTINENTAL SHELF SUB-BOTTOM STRUCTURES IN THE VICINITY OF THE SIERRA NEVADA OF SANTA MARTA BAYS*'.
- Cardona, Santiago, 2003. '*BIODEGRADACIÓN DE DIESEL MEXICANO POR UN CONSORCIO DE BACTERIAS DE UN SUELO AGRÍCOLA*'.
- CORPAMAG, 2016. '*ESTUDIO BASE PARA LA REGLAMENTACIÓN DE CORRIENTES DE LOS RÍOS BURITACA, GAIRA, TORIBIO, CÓRDOBA, ORIHUECA Y SEVILLA, A PARTIR DE LA OFERTA Y DISPONIBILIDAD DEL RECURSO HÍDRICO*'.
- CORPAMAG, 2020.
- Custodio, Emilio. and Manuel Ramón. Llamas, 1976. '*HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA*'.
- Dentz, Marco, Xavier Sa, and Elena Abarca, 2007. '*ANISOTROPIC DISPERSIVE HENRY PROBLEM*'.
- DHI WASY. 2017. '*FEFLOW 7.1 ® INTRUDACION AND TUTORIAL*'.
- Environmental Protection Agency (EPA), 2000. '*THE REMEDIATION TECHNOLOGIES SCREENING MATRIX AND REFERENCE GUIDE*'. Retrieved 1 June 2020 (https://frtr.gov/matrix2/top_page.html).
- Fetter, C. W, 1999. '*CONTAMINANT HYDROGEOLOGY*'.
- Gupta, S. C. and W. E. Larson, 1979. '*ESTIMATING SOIL WATER RETENTION CHARACTERISTICS FROM PARTICLE SIZE DISTRIBUTION, ORGANIC MATTER PERCENT, AND BULK*'

DENSITY. *Water Resources Research* 15(6):1633–35.

Ignacio Toro Labbé, 2012. '*GUIA PARA EL USO DE MODELOS DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN EL SEIA*'.
Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM.

Jury, William A, 1990. '*TRANSFER FUNCTIONS AND SOLUTE MOVEMENT THROUGH SOIL*'.

Larenas, Edmundo, 2009. '*CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS POR HIDROCARBUROS LÍQUIDOS LIVIANOS EN FASE NO ACUOSA*'. *Ciencia ahora* 22:20–29.

Lenoir, Christian, Gerardo Tornari, and Luís M. Campos, 2004. '*CONTAMINACIÓN Y TRATAMIENTO DE SUELO*'. *Apunte de Catedra, Posgrados* 1–66.

López Velandia, Cristian Camilo, 2018. '*ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA SUBTERRÁNEA DE LA CUENCA DEL RÍO CHICÚ, COLOMBIA, USANDO INDICADORES HIDROQUÍMICOS Y ESTADÍSTICA MULTIVARIANTE*'. *Ingeniería y Ciencia* 14(28):35–68.

M. Th. van Genuchten, F. J. Leij and S. R. Yates U. S, 1991. '*THE RETC CODE FOR QUANTIFYING THE HYDRAULIC FUNCTIONS OF UNSATURATED SOILS*'.

Merkel, Broder J. and Britta Planer-Friedrich, 2002. '*ASSESSMENT OF THE POTENTIAL POLLUTION OF THE ABIDJAN UNCONFINED AQUIFER BY HYDROCARBONS*'.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2008. '*MANUAL TÉCNICO PARA LA EJECUCIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGOS PARA SITIOS DE DISTRIBUCIÓN DE DERIVADOS DE HIDROCARBUROS*'.

Piña Fulano, Adriana Patricia, 2010. '*ANÁLISIS DEL TRANSPORTE REACTIVO MULTIESPECIE BAJO CONDICIONES SIMULTÁNEAS DE EQUILIBRIO Y CINÉTICA QUÍMICA PARA EL SISTEMA CARBONATO-CÁLCICO*'.

Quintero, M. F., C. A. González-Murillo, and M. Guzmán, 2011. '*SUSTRATOS PARA CULTIVOS HORTÍCOLAS Y FLORES DE CORTE*'. *Sustratos, Manejo Del Clima, Automatización y Control En Sistemas de Cultivo Sin Suelo* (January):79–108.

Radicado en la ANLA No. 2018040639-1-000 del 6 de marzo 2018.

Radicado en la ANLA No. 2019131049-1-000 del 2 de septiembre 2019.

Radicado en la ANLA No. 2020139708-2-000 del 26 de agosto de 2020.

Schosinsky, Gunther, 2000. '*MODELO ANALÍTICO PARA DETERMINAR LA INFILTRACIÓN CON BASE EN LA LLUVIA MENSUAL*'. *Revista Geológica de América Central* 43–55.

Seferou, P., P. Soupios, N. N. Kourgialas, Z. Dokou, G. P. Karatzas, E. Candasayar, N. Papadopoulos, V. Dimitriou, and A. Sarris, 2013. '*OLIVE-OIL MILL WASTEWATER TRANSPORT UNDER UNSATURATED AND SATURATED LABORATORY CONDITIONS USING THE GEOELECTRICAL RESISTIVITY TOMOGRAPHY METHOD AND THE FEFLOW MODEL*'.

Servicio Geológico Colombiano-sgc, 1969. '*PLANCHA 18 - CIÉNAGA*'.

Tejado, Jesús Del Pozo, Miguel Mejías Moreno, and José Antonio Domínguez Sánchez, 2019. '*STRUCTURAL COMPARTMENTATION PROPOSAL IN 041.001 SIERRA DE ALTOMIRA GWB: HYDROGEOLOGICAL IMPLICATIONS*'. *Boletín Geológico y Minero* 130(2):317–40.

Vasquez Polo, José Rafael, 2009. '*CARACTERIZACIÓN DE LA VARIABILIDAD ESPACIAL DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS EN LOS SUELOS DE LA GRANJA ESPERIMENTAL DE LA UNIVERSIDAD DEL MAGDALENA*'.

Vélez Otálvaro, María Victoria, 2004. '*HIDRÁULICA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS*'.

Younes, Anis and Marwan Fahs, 2014. '*UNE SOLUTION SEMI-ANALYTIQUE POUR L'INTRUSION SALINE DANS UNE ZONE DE TRANSITION TRÈS ÉTROITE*'. *Hydrogeology Journal* 22(2):501–6.

ANEXO I-CURVAS DE RETENCIÓN POR CADA TIPO DE SUELO.

DEPÓSITO DE PLAYA.

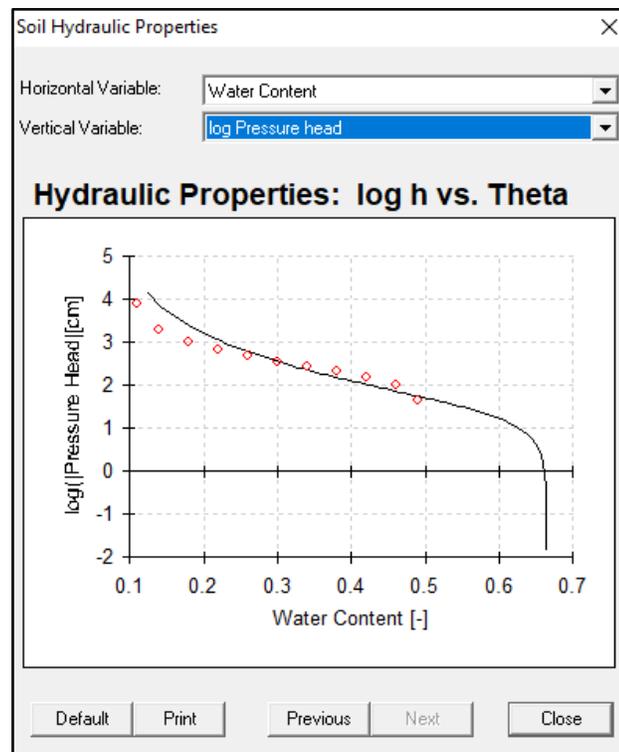
RSquared for regression of observed vs fitted values = .96538814

Nonlinear least-squares analysis: final results

Variable	Value	S.E.Coeff.	T-Value	95% Confidence limits	
				Lower	Upper
ThetaR	.06216	.01512	4.11	.0306	.0937
ThetaS	.65525	.03998	16.39	.5718	.7387
Alpha	.03150	.00741	4.25	.0160	.0470
n	1.37791	.05417	25.44	1.2649	1.4909

Sum of squares of observed versus fitted values

	Unweighted	Weighted
Retention data	.03431	.03431
Cond/Diff data	1.79285	.03279
All data	1.82716	.06711



Curva de retención asociada al depósito de playa.

DEPÓSITO ALUVIAL ARENOSO.

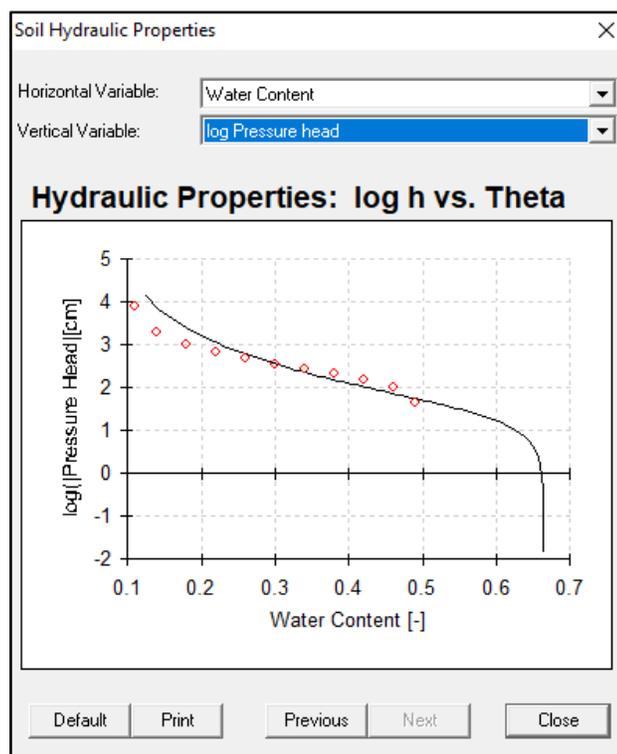
RSquared for regression of observed vs fitted values = .97241484

Nonlinear least-squares analysis: final results

Variable	Value	S.E.Coeff.	T-Value	95% Confidence limits	
				Lower	Upper
ThetaR	.07050	.01134	6.22	.0469	.0941
ThetaS	.64069	.03444	18.61	.5689	.7125
Alpha	.02470	.00506	4.88	.0141	.0353
n	1.42059	.05275	26.93	1.3105	1.5306

Sum of squares of observed versus fitted values

	Unweighted	Weighted
Retention data	.02846	.02846
Cond/Diff data	1.42065	.02599
All data	1.44911	.05445



Curva de retención asociada al depósito aluvial arenoso.

DEPÓSITO ALUVIAL GRAVOSO.

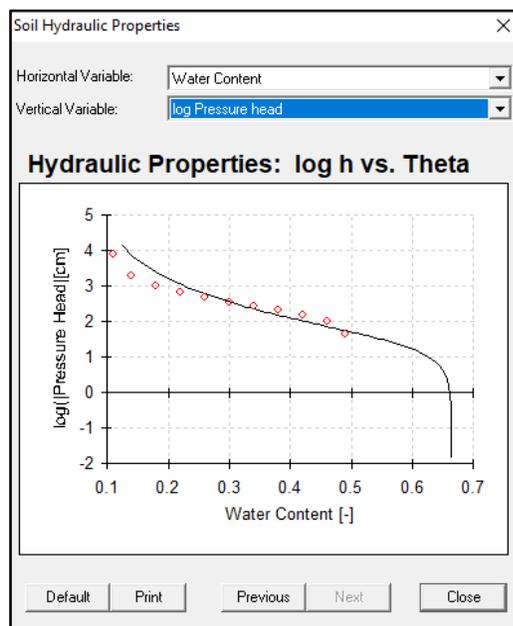
RSquared for regression of observed vs fitted values = .96538814

Nonlinear least-squares analysis: final results

Variable	Value	S.E.Coeff.	T-Value	95% Confidence limits	
				Lower	Upper
ThetaR	.03516	.01512	4.11	.0306	.0937
ThetaS	.62525	.03998	16.39	.5718	.7387
Alpha	.03150	.00741	4.25	.0160	.0470
n	1.37791	.05417	25.44	1.2649	1.4909

Sum of squares of observed versus fitted values

	Unweighted	Weighted
Retention data	.03431	.03431
Cond/Diff data	1.79285	.03279
All data	1.82716	.06711



Curva de retención asociada al depósito aluvial gravoso.

DEPÓSITO COLUVIAL.

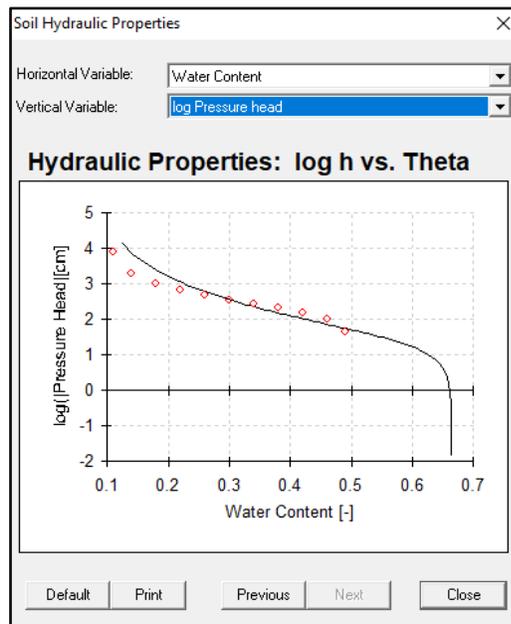
RSquared for regression of observed vs fitted values = .98652034

Nonlinear least-squares analysis: final results

Variable	Value	S.E.Coeff.	T-Value	95% Confidence limits	
				Lower	Upper
ThetaR	.04469	.00536	15.80	.0735	.0959
ThetaS	.64921	.02141	27.98	.5545	.6439
Alpha	.01410	.00192	7.33	.0101	.0181
n	1.54224	.04702	32.80	1.4442	1.6403

Sum of squares of observed versus fitted values

	Unweighted	Weighted
Retention data	.01514	.01514
Cond/Diff data	.68512	.01253
All data	.70026	.02767



Curva de retención asociada al depósito coluvial.

BASAMENTO.

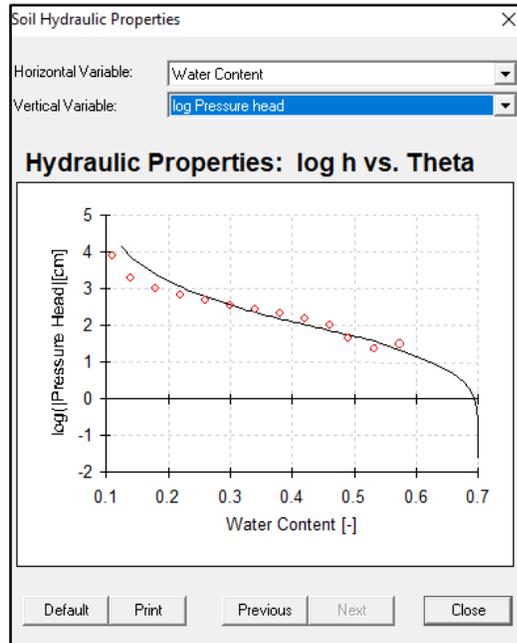
RSquared for regression of observed vs fitted values = .95718816

Nonlinear least-squares analysis: final results

Variable	Value	S.E.Coeff.	T-Value	95% Confidence limits	
				Lower	Upper
ThetaR	.09581	.02053	2.48	.0080	.0936
ThetaS	.70868	.04588	14.570	.5730	.7644
Alpha	.04125	.01114	3.70	.0180	.0645
n	1.33557	.05524	24.18	1.2203	1.4508

Sum of squares of observed versus fitted values

	Unweighted	Weighted
Retention data	.04054	.04054
Cond/Diff data	2.23169	.04082
All data	2.27223	.08136



Curva de retención asociada al basamento.

BASAMENTO METEORIZADO.

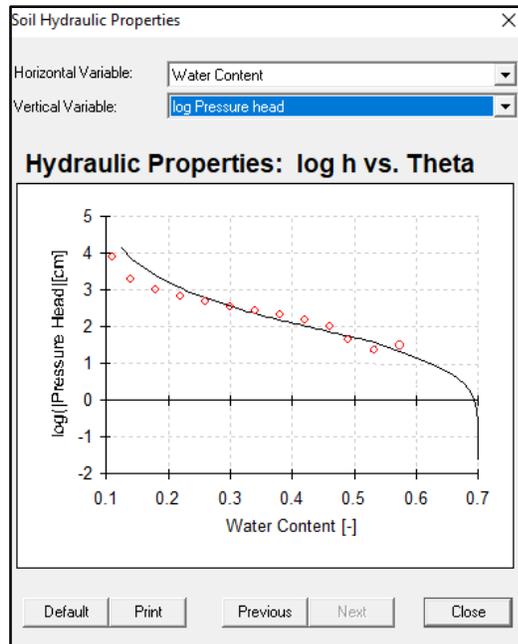
RSquared for regression of observed vs fitted values = .96710620

Nonlinear least-squares analysis: final results

Variable	Value	S.E.Coeff.	T-Value	95% Confidence limits	
				Lower	Upper
ThetaR	.08430	.01413	4.55	.0348	.0938
ThetaS	.68197	.03867	16.86	.5713	.7326
Alpha	.02972	.00677	4.39	.0156	.0438
n	1.38770	.05387	25.76	1.2753	1.5001

Sum of squares of observed versus fitted values

	Unweighted	Weighted
Retention data	.03293	.03293
Cond/Diff data	1.70152	.03112
All data	1.73445	.06405



Curva de retención asociada al basamento meteorizado.