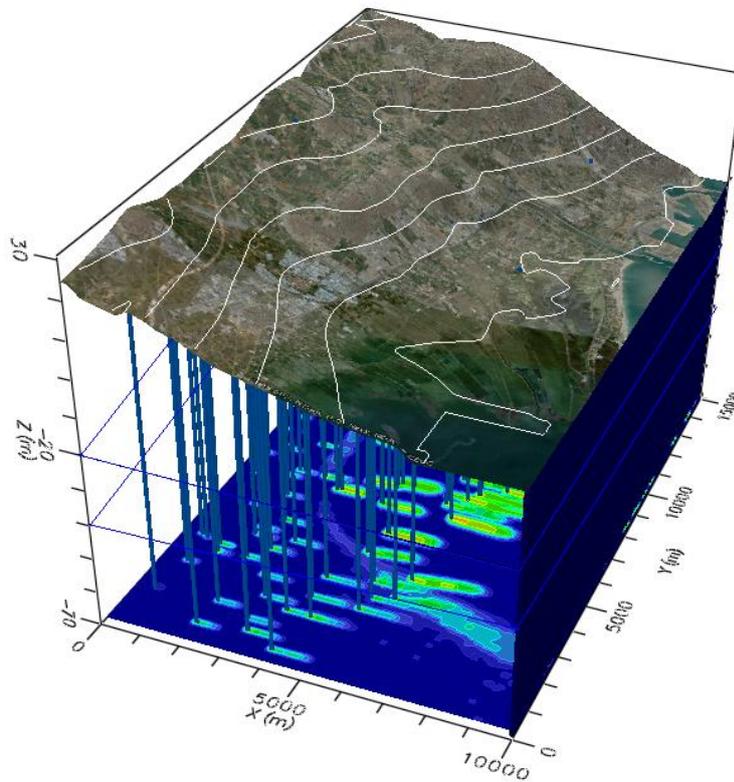


UN ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA
DE LAS PERFORACIONES
EN PROBLEMAS DE
CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS



Autora: Pilar Mejía Fajardo
Director: Eduardo Cassiraga
Valencia, diciembre 2010

UN ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LAS PERFORACIONES EN
PROBLEMAS DE CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS

Trabajo de fin de máster realizado por:
Amanda Del Pilar Mejía Fajardo

Director:
Eduardo Cassiraga

Grupo de Hidrogeología
Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente
Universidad Politécnica de Valencia
Diciembre de 2010

RESUMEN

Este trabajo tiene como objetivo aprender y comprender como la migración de un soluto en un medio poroso saturado se ve afectada tanto por los parámetros físicos del sistema como por la existencia y estado de perforaciones. Para ello se procede a modelar numéricamente el flujo de agua subterránea y el transporte de masa en un medio sintético en tres dimensiones.

El flujo de agua subterránea se simuló por medio del código MODFLOW y el transporte de masa por medio de MT3D. Se diseñaron cuatro escenarios, tres de los cuales están integrados por dos acuíferos separados por un acuitardo. El cuarto trata con un único acuífero.

Un aspecto importante con el que trata este trabajo es la manera de incluir en el modelo una perforación. Por ello, se realizan ejercicios en los que se representa un pozo utilizando la vía clásica seguida por MODFLOW, y a su vez otro camino que consiste en asignar a las celdas correspondientes al pozo un valor de conductividad hidráulica vertical muy alto. En todos los casos simulados en los que se comparan estas aproximaciones, se observa que la cantidad de soluto que se mueve de un acuífero al otro es mucho menor con la primera. Esto se debe a que cuando se adopta la segunda aproximación, los pozos abandonados constituyen vías preferenciales para el movimiento del soluto. No tener en cuenta esta posibilidad podría crear una falsa idea del estado químico del acuífero.

Siguiendo la línea anterior, se realiza un ejercicio de sensibilidad del flujo de soluto al tamaño de celda del pozo. Se verifica que éste último no parece influenciar la cantidad de soluto que se mueve de un acuífero al otro. También se estudia el papel que un acuitardo separando dos acuíferos puede tener. Se demuestra que aun cuando la conductividad del acuitardo es alta, existe un flujo de soluto importante a través de los pozos abandonados.

Otro resultado importante que queda plasmado en este trabajo es que la concentración medida en las perforaciones constituye sólo un indicador de contaminación puntual, mas no de todo el acuífero. Esto se debe al menos a dos cuestiones. Por un lado un mapa interpolado es el resultado de aplicar un algoritmo matemático con arreglo a algún criterio considerado óptimo. En cambio, un mapa simulado es el resultado de la solución de alguna o algunas ecuaciones en derivadas parciales físicamente basadas. Por otro lado, y como se puede apreciar en este trabajo, la concentración de un soluto puede cambiar rápidamente según las condiciones hidrodinámicas del sistema. Por ejemplo, se observó que aún después de varios días de iniciado un bombeo, existen cambios en la distribución del soluto en el sistema.

Por último, se llevan a cabo algunos ejercicios que permiten ver el efecto de un diseño adecuado de los pozos, tanto los abandonados como los activos. En el caso de un pozo abandonado que se clausura, este se representa asignándole las propiedades del medio que lo rodea. Si el pozo es uno activo y parte de la zona de admisión de agua se encuentra en un acuífero contaminado, se procede a representarlo asignándole una permeabilidad horizontal muy baja.

Todos los resultados derivados de este trabajo ponen de manifiesto la importancia de integrar en el proceso de modelado de sistemas acuíferos con problemas de contaminación, el estado de las perforaciones existentes, tanto las activas como las posiblemente abandonadas.

ABSTRACT

The aims to this study is learn and understand how the migration of a solute in a saturated porous medium is affected both by the physical parameters of the system and the existence and state of boreholes. For this we will do a numerical modeling of groundwater flow and mass transport in a synthetic medium in three dimensions.

The groundwater flow was simulated using the MODFLOW code and mass transport through MT3D. We designed four scenarios, three of which are composed of two aquifers separated by an aquitard. The fourth deals with a single aquifer.

An important aspect to consider here is how to include a borehole in the model. One option for represent the boreholes is using the classical pathway followed by MODFLOW, and other assign to the corresponding cells of the borehole a very high vertical hydraulic conductivity value. In all simulated cases in which these approaches are compared, the amount of solute that moves from one aquifer to another is much lower in first option. Therefore when adopting the second approach, abandoned wells are preferential pathways for movement of the solute. Not considering this possibility could create a false idea of the chemical state of the aquifer.

Following the above scheme is realized an exercise of sensitivity of the flow of solute to the cell size of the borehole. It is verified that the latter does not seem to influence the amount of solute that moves from one aquifer to another. Also we studied the role that an aquitard may have separating two aquifers. We evidence that even when is high the conductivity of the aquitard, there is a significant solute flow through abandoned wells.

Another important result is reflected in this work is that the concentration value measured in the boreholes is only an indicator of contamination at one point but not the entire aquifer. This is because at least two issues. On the one hand an

interpolated map is the result of applying a mathematical algorithm according to some criterion considered optimal. Instead, a simulated map is the result of solve one or more partial differential equations. On the other hand, as shown in this study, the concentration of a solute can change quickly according to the hydrodynamic conditions of the system. For example, we observed that even after several days of start of pumping, there are changes in the distribution of the solute in the system.

Finally, we carried out some exercises that let you see the effect of a correct design of the wells, both abandoned as active. In the case of sealing an abandoned well, this is represented by assigning the properties of the surrounding environment. If the boreholes are active and have screen in contact with a contaminated zone, it proceeds to represent the sealing of a screen zone by assigning a very low permeability horizontal.

All results from this study show the importance of integrating in the modeling of aquifer systems with pollution problems, the state of existing boreholes, and both active as possibly abandoned.

RESUM

Este treball té com a objectiu aprendre i comprendre com la migració d'un solut en un mitjà porós saturat es veu afectada tant pels paràmetres físics del sistema com per l'existència i estat de perforacions. Per a això es procedix a modelar numèricament el flux d'aigua subterrània i el transport de massa en un mitjà sintètic en tres dimensions.

El flux d'aigua subterrània es va simular per mitjà del codi MODFLOW i el transport de massa per mitjà de MT3D. Es van dissenyar quatre escenaris, tres dels quals estan integrats per dos aqüífers separats per un aqüítard. El quart tracta amb un únic aqüífer.

Un aspecte important amb què tracta este treball és la manera d'incloure en el model una perforació. Per això, es realitzen exercicis en què es representa un pou utilitzant la via clàssica seguida per MODFLOW, i al seu torn un altre camí que consistix a assignar a les cel·les corresponents al pou un valor de conductivitat hidràulica vertical molt alt. En tots els casos simulats en els que es comparen estes aproximacions, s'observa que la quantitat de solut que es mou d'un aqüífer a l'altre és molt menor amb la primera. Açò es deu al fet que quan s'adopta la segona aproximació, els pous abandonats constitueixen vies preferencials per al moviment del solut. No tindre en compte esta possibilitat podria crear una falsa idea de l'estat químic de l'aqüífer.

Seguint la línia anterior, es realitza un exercici de sensibilitat del flux de solut a la grandària de cel·la del pou. Es verifica que este últim no pareix influenciar la quantitat de solut que es mou d'un aqüífer a l'altre. També s'estudia el paper que un acuitardo separant dos aqüífers pot tindre. Es demostra que encara que la conductivitat de l'acuitardo és alta, hi ha un flux de solut important a través dels pous abandonats.

Un altre resultat important que queda reflexat en este treball és que la concentració mesurada en les perforacions constituïx només un indicador de contaminació puntual, però no de tot l'aquífer. Açò es deu almenys a dos qüestions. Per un costat un mapa interpolat és el resultat d'aplicar un algoritme matemàtic d'acord amb algun criteri considerat òptim. En canvi, un mapa simulat és el resultat de la solució d'alguna o algunes equacions en derivades parcials físicament basades. D'altra banda, i com es pot apreciar en este treball, la concentració d'un solut pot canviar ràpidament segons les condicions hidrodinàmiques del sistema. Per exemple, es va observar que encara després de diversos dies d'haverse iniciat un bombament, existeixen canvis en la distribució del solut en el sistema.

Finalment, es duen a terme alguns exercicis que permeten veure l'efecte d'un disseny adequat dels pous, tant els abandonats com els actius. En el cas d'un pou abandonat que es clausura, este es representa assignant-li les propietats del medi que l'envolta. Si el pou és un actiu i part de la zona d'admissió d'aigua es troba en un aquífer contaminat, es procedix a representar-ho assignant-li una permeabilitat horitzontal molt baixa.

Tots els resultats derivats d'este treball posen de manifest la importància d'integrar en el procés de modelatge de sistemes aquífers amb problemes de contaminació, l'estat de les perforacions existents, tant les actives com les possiblement abandonades.

AGRADECIMIENTOS

Para terminar esta etapa de mi vida quiero hacer un reconocimiento a todo el equipo de trabajo que hizo posible que uno de mis anhelos académicos se realizase. Por tanto agradezco:

A Dios por haber tenido propósitos con mi vida.

A mis padres, familia, pastores y amigos por sus palabras de ánimo y sus oraciones en los momentos en que mi perseverancia empezaba a decaer.

A mi Javi por ser la ayuda idónea que tanto yo necesitaba.

A todo el equipo de trabajo de Perforaciones Ferrer por la enseñanza que desinteresadamente me brindaron, sin su ayuda las aguas subterráneas y los pozos hubiesen sido algo difícil de imaginar.

A Eduardo Cassiraga y Andrés Sahuquillo quienes han dedicado mucho de su tiempo para guiarme en el desarrollo de la idea aquí plasmada.

A mis compañeros del grupo de hidrogeología por brindarme su apoyo y amistad.

“Todo lo puedo en Cristo que me fortalece” Filipenses 4, 13

Contenido

Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Motivación.....	5
1.2 Objetivos.....	5
1.3 Organización del documento	6
Capítulo 2. Marco teórico	7
2.1 Presiones sobre las masas de agua subterránea	7
2.2 Opciones de tratamiento de las aguas subterráneas	8
2.3 Estado de las aguas subterráneas	9
2.4 Nitratos en las aguas subterráneas	11
2.4.1 Efectos sobre la salud humana, el entorno y el medio ambiente	12
2.4.2 Nitrato frente a las características constructivas de perforaciones.....	13
2.4.3 Normativa existente	14
Capítulo 3. Metodología	17
3.1 Asunciones.....	17
3.2 Códigos utilizados	18
3.3 Modelos planteados	19
3.3.1 Modelo 1	20
3.3.2 Modelo 2	22
3.3.3 Modelo 3.....	24
3.3.4 Modelo 4	24
Capítulo 4. Resultados	31
4.1 Modelo 1. Caso 1	31
4.2 Modelo 2. Casos 2 al 7.	33
4.3 Modelo 3. Casos 8 y 9.	41
4.4 Modelo 4. Casos 10 al 13.	44
Capítulo 5. Conclusiones	53
Bibliografía.....	57

Lista de figuras

Figura 1. Mapa de exceso de nitrógeno (kg/ha/año) aplicado en las masas de agua subterránea de la demarcación hidrográfica del Júcar	10
Figura 2. Características del sistema físico, y condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 1	21
Figura 3. Características del sistema físico, y condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 2 (Casos 2 al 7).....	23
Figura 4. Características del sistema físico, y condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 3 (Casos 8 y 9).....	24
Figura 5. Área seleccionada para la simulación del modelo 4, correspondiente a la parte sur del acuífero de la plana de valencia norte, con exceso de nitrógeno mayor de 50 Kg N/ha.año	25
Figura 6 Sistema físico, condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 4.	27
Figura 7. Diseño y sellado de las perforaciones. A la izquierda los caso 10 y 11 y a la derecha en los casos 12 y 13.....	28
Figura 8. Distribución de las perforaciones abandonadas y activas en la zona de estudio, para los casos 12 y 13.....	28
Figura 9. Mapas con la distribución de la concentración del soluto (caso1, gradiente hidráulico nulo).....	32
Figura 10. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años.....	34
Figura 11. Mapas con la distribución de la concentración del soluto (caso 3). Cada vertical corresponde a un instante de tiempo.....	35
Figura 12. Evolución del flujo que pasa a través de la perforación para captación durante los primeros días de bombeo.	36
Figura 13. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años.....	38
Figura 14. Mapas con la distribución de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años.....	39
Figura 15. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años.....	41
Figura 16. Mapas con la distribución de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años.....	43
Figura 17. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 20 años para el caso 10.....	45
Figura 18. Concentración de soluto en el agua extraída de las perforaciones..	46

Figura 19. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 20 años para el caso 10, capa 3.....	47
Figura 20. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años. A.....	48
Figura 21. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 20 años.....	51

Capítulo 1. Introducción

Los datos oficiales (MIMAN, 2000) estiman que el uso del agua subterránea en España se ha incrementado desde 2.000 Mm³ al año en 1960 hasta 6.500 Mm³ al año en la actualidad, siendo una fuente importante de obtención de recurso. Por tanto es necesario identificar las diferentes presiones, y definir estrategias de actuación de cara a minimizar toda actividad humana que le cause o pueda causar consecuencias ambientales negativas a las masas de agua subterránea.

“Las presiones que sufren las masas de agua subterráneas pueden clasificarse en los siguientes grupos: a) captaciones de agua, b) fuentes de contaminación puntual, c) fuentes de contaminación difusa y d) intrusión marina. Respecto a las captaciones se dice que producen serios problemas de sobreexplotación, afectando el estado cuantitativo de las masas de agua y provocando problemas de intrusión; por otra parte, las fuentes de contaminación difusa, especialmente las debidas a la agricultura (uso de fertilizantes y fitosanitarios) también producen serios problemas en el estado químico de las aguas y los suelos.” (Estrela et al., 2004).

El estado químico de las aguas subterráneas se altera si la concentración de las sustancias es mayor que la que puede asimilar, y se habla entonces de contaminación. Si bien las sustancias que pueden causar contaminación en las aguas subterráneas son muy variadas, según Ongley (1997) las que más preocupan son los fertilizantes nitrogenados, pesticidas, disolventes, pinturas, barnices y combustibles como la gasolina.

Se espera que las masas de agua subterránea poco profundas sean más propensas a la contaminación que las profundas (Madison y Brunett, 1985), sin embargo de cara a la existencia de perforaciones, ambas pueden ser vulnerables, por su inadecuada ubicación, su construcción deficiente, la edad de las mismas, el pH y la temperatura

del medio, etc., aumentando la susceptibilidad del medio a la contaminación (Spalding y Exner, 1993).

Dado que son muchos los posibles contaminantes del agua subterránea, nos centraremos en hacer referencia a los nitratos por ser una sustancia que en los últimos años ha aumentado debido a un rápido e intenso desarrollo agrícola, ganadero e industrial; además de “tener una amplia participación en el ciclo biológico del nitrógeno y una elevada solubilidad que lo convierte en excelente indicador de posibles contaminaciones con otros agentes químicos y/o biológicos” (Cionchi y Redin, 2004).

Los nitratos en las aguas subterráneas se derivan de la descomposición natural por microorganismos de materiales nitrogenados inorgánicos como los fertilizantes u orgánicos como las proteínas de las plantas, animales y excretas de animales. El ion amonio formado se oxida a nitritos y nitratos según un proceso de oxidación biológica (nitrificación), y se reduce a nitrógeno mediante reacciones de desnitrificación en presencia de microorganismos (Tesoriero et al., 2000).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) fija el límite de nitrato en el agua de consumo humano en 50 mg/l de NO_3 . La agencia para la protección del medio ambiente norteamericana (EPA) sitúa este límite en 44 mg/l de NO_3 y la Comunidad Europea y siguiendo sus directrices, el Ministerio de Sanidad Español, fijan los niveles máximos permitidos de nitratos en 50 mg/l de NO_3 (Directiva 91/676/CE; Directiva 2006/ 118/CE). Concentraciones mayores que las mencionadas constituyen un riesgo para la salud, al ser el nitrato una molécula precursora de compuestos tóxicos que puede ocasionar problemas como hipertensión, daños en el sistema nervioso, algunos tipos de cáncer, malformaciones congénitas y metahemoglobinemia que puede llegar a provocar la muerte (Wolfe y Patz, 2002).

Estudios estadísticos realizados por Spalding y Exner (1993); Hernández et al. (1998); Stockmarr y Nyegaard (2001); Cionchi y Redin (2004); Claret et al., (2000); Arumí et al. (2005); Carbó et al. (2009); Moratalla et al. (2009) relacionan la existencia de sustancias en acuíferos profundos como el nitrato, con la distancia de la fuente contaminante, profundidad, antigüedad, y construcción deficiente de perforaciones.

Por otro lado Reilly et al. (1989), Lacombe et al. (1995); Neville y Tonkin (2004) y Konikow et al. (2006) han desarrollado metodologías para modelar el flujo a través de perforaciones que atraviesan múltiples acuíferos, sin embargo pocos estudios hacen uso de éstas.

A pesar de los resultados observados en los anteriores estudios, en España se continúa dando mayor importancia a las perforaciones como medio que puede afectar el estado cuantitativo (nivel piezométrico) de los acuíferos, y poca importancia a la influencia que podrían tener como mecanismo de transporte de sustancias a zonas profundas que logren alterar el estado químico de las aguas subterráneas. Un ejemplo de esto se encuentra en el informe del Grupo de Trabajo Internacional (2006) donde se dice que “Los pozos de extracción abandonados no deberían en general ser tenidos en cuenta al pensar en el seguimiento del agua subterránea, sobre todo porque su funcionalidad no está básicamente garantizada. Un programa de seguimiento no debiera generar datos de validez cuestionable, pues esto socavaría su aceptación global”.

Por tanto, el aumento de la demanda de agua subterránea y la concentración de nitratos en acuíferos, incrementa la necesidad de analizar la influencia de las perforaciones en problemas de contaminación de acuíferos.

En esa línea, este trabajo se propone estudiar el comportamiento de un medio natural en el que se desarrolla el transporte de un contaminante ante diferentes escenarios caracterizados por la existencia de perforaciones. Estos escenarios vienen determinados por el número y la ubicación de pozos, así como por los valores de algunos parámetros físicos del medio. En concreto, se presentan cuatro modelos descritos en detalle más adelante.

Uno de los resultados más interesantes de este trabajo, es que el comportamiento de la concentración del contaminante es distinto si consideramos o no los pozos abandonados. Dentro de este ámbito, nos preocupaba la representación matemática dentro del modelo de una perforación abandonada, es decir, una en la cual el caudal de bombeo es nulo. Dicha representación no puede realizarse utilizando la formulación original del código MODFLOW.

Otra cuestión a resaltar es que existen diferencias entre la distribución de la concentración de soluto estimada a partir de la interpolación de los registros en las perforaciones (mapas de distribución usuales de una red de monitoreo) y aquellos obtenidos mediante la simulación del transporte de masa. Es importante para interpretar los resultados de un monitoreo entender que la concentración de nitrato en el acuífero confinado inferior y en el agua extraída de las perforaciones cambia según el régimen de bombeo, la recarga, el gradiente hidráulico, la permeabilidad del medio y el diseño de las perforaciones. Por tanto, un valor puntual de concentración de contaminante medido en el agua extraída de una perforación, constituye sólo un indicador de la contaminación puntual, y no es un valor representativo que pueda indicar contaminación de un acuífero profundo.

Los resultados preliminares observados sirven para ver la importancia de tener normas claras de construcción, monitoreo, mantenimiento y abandono de perforaciones para prevenir el transporte de solutos a capas profundas y evitar la contaminación.

1.1 Motivación

Al no existir en España normas de construcción, monitoreo y abandono, no se puede esperar que la mayoría de las perforaciones para captación, geotermia y monitoreo presenten una adecuada construcción con relleno anular en los tramos en los que pueda existir contaminación; y que aquellas perforaciones que han sido abandonadas sean selladas correctamente.

Además, debido a que en España ha aumentado la demanda de agua subterránea y la concentración de nitrato en acuíferos, es necesario analizar si una de las causas de migración y variación de nitratos en acuíferos, es el transporte a lo largo de las perforaciones, e identificar estrategias para proteger esta fuente importante de obtención de agua.

1.2 Objetivos

El objetivo general de este trabajo es entender la influencia de la permeabilidad de un medio y del diseño de las perforaciones para captación, monitoreo, y aquellas que han sido abandonadas, en el flujo y transporte de solutos a acuíferos profundos. Para ello nos proponemos:

1. Conocer el estado actual de los acuíferos respecto a la contaminación por nitratos.
2. Construir un modelo que permita aproximarse al problema planteado.
3. Simular el comportamiento de distintos escenarios.
4. Analizar la influencia que podrían tener unas normas adecuadas de construcción, abandono y clausura de perforaciones.

1.3 Organización del documento

Como hemos visto, en el primer capítulo de este trabajo se hace una introducción, se presentan las razones que motivaron a realizarlo y los objetivos a alcanzar.

En el capítulo 2 se presenta una revisión de las actividades y sustancias que pueden causar deterioro de las aguas subterráneas, las opciones de tratamiento, el estado actual de las aguas subterráneas en relación al nitrato, y la normativa existente respecto a los nitratos y al diseño de perforaciones.

En el capítulo 3 se explica la metodología empleada para entender las variables que tienen una influencia más directa en el proceso de flujo y transporte de contaminantes en acuíferos. Se describen las hipótesis que se han hecho para desarrollar el modelo matemático que utilizaremos en este trabajo. Se presentan los códigos utilizados para simular el flujo de agua subterránea y el transporte de masa. Por último, se explica el diseño de cada uno de los modelos realizados y los casos analizados.

En el capítulo 4 se presentan los resultados de cada uno de los casos y se hace un análisis de los mismos.

Finalmente, en el capítulo 5 se presentan las conclusiones de este trabajo.

Capítulo 2. Marco teórico

“Las aguas subterráneas se originan principalmente por exceso de precipitación que se infiltra directa o indirectamente en la superficie del suelo” (Foster et al., 2002), tiende a ser dulce, es decir, de muy baja salinidad, y potable. Sin embargo en ocasiones son demasiado ricas en partículas tales como bacterias, flúor, magnesio, calcio, cloruros, arsénico, boro, selenio, cadmio, plomo, mercurio, sulfatos, nitratos, plaguicidas e hidrocarburos aromáticos y clorados.

Aunque el propio medio geológico tiende a depurar el agua subterránea, en ocasiones ésta no alcanza a limpiarse completamente, siendo su protección una prioridad, dada su importancia de cara a la satisfacción de demandas, en la conservación de los humedales, el caudal base de muchos ríos y la calidad de las aguas superficiales.

2.1 Presiones sobre las masas de agua subterránea

El estado de las masas de agua subterránea se puede ver afectado de forma natural por la acción de sustancias resultantes de reacciones y por la erosión natural de las formaciones rocosas; o de forma antrópica.

Las presiones son todas aquellas actividades humanas que afecten el estado de las aguas subterráneas. Entre las principales actividades están las captaciones (sobreexplotación de acuíferos), la intrusión marina y las fuentes puntuales y difusas tales como desechos de ganadería y agricultura, desechos municipales e industriales, fugas en tanques de almacenamiento de residuos orgánicos, lagunas de retención de residuos sólidos no impermeabilizados, fertilización excesiva con compuestos nitrogenados, deforestación, pozos sépticos y captaciones de agua mal construidas, y pozos mal sellados o abandonados.

Spalding y Exner (1993), señalan que las masas de agua subterránea pueden ser vulnerables a la contaminación por causa de perforaciones para captación de agua con inadecuada ubicación, construcción deficiente y antigüedad, así como por el pH y la temperatura del medio. Perdomo et al. (2001); Cancino et al. (2004) y Arumí et al. (2006), consideran que perforaciones que han sido abandonadas, antiguas, o sin relleno anular en zonas de contacto con áreas contaminadas, presentan elevados niveles de contaminación.

Dado que las actividades que pueden afectar el estado de las masas de agua subterránea son muy variadas, y las sustancias suelen ser muchas, nos centraremos en hacer referencia a las perforaciones para captación por ser una actividad que no se ha considerado que influya en el estado químico de las aguas subterráneas y el nitrato por ser una sustancia que en los últimos años ha aumentado debido a un rápido e intenso desarrollo agrícola, ganadero e industrial; además de “tener una amplia participación en el ciclo biológico del nitrógeno y una elevada solubilidad que lo convierte en excelente indicador de posibles contaminaciones con otros agentes químicos y/o biológicos” (Cionchi y Redin, 2004).

2.2 Opciones de tratamiento de las aguas subterráneas

La técnica más convencional para eliminar contaminantes de las aguas subterráneas consiste en el bombeo y tratamiento de las mismas. Sin embargo, recientes estudios realizados por Roig (2009) y Alvarado (2004), han mostrado las insuficiencias de este método, ya que extraer el agua contaminada y tratarla requiere un largo período de tiempo para remediar el problema e incluso puede llegar a no resolverlo. Por tanto se han desarrollado otras técnicas tales como fijación geoquímica, zonas reactivas in situ (IRZ) y barreras reactivas permeables (PRB) que se construyen bajo la superficie del terreno y aprovechan el flujo natural de las aguas subterráneas, con el fin de interceptar los contaminantes.

La Universidad North-West de Sudáfrica ha construido una planta de tratamiento de aguas que incorpora membranas de ultrafiltración para purificar aguas subterráneas eliminando cloruros, nitratos, fosfatos y sulfatos, entre otros contaminantes, y genera agua potable destinada al uso doméstico y comunitario.

“Dado que los procesos naturales tienen una mejor oportunidad de eliminar o reducir la contaminación cuando la distancia entre la fuente de la contaminación y la fuente de agua subterránea es mayor” (USEPA, 1993); se encuentran propuestas tales como retener los nitratos procedentes de un sistema séptico mediante la plantación de una franja de árboles en la zona (Tuthil et al., 1998).

Las anteriores opciones de tratamiento son aplicables a aguas contaminadas, pero antes de contaminar es mejor pensar en prevenir mediante la implementación de técnicas adecuadas de riego, construcción y abandono de perforaciones.

2.3 Estado de las aguas subterráneas

A nivel europeo según datos reportados por la Agencia Ambiental Europea “Las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas en los diferentes países en general, reflejan la importancia y la intensidad de las actividades agrícolas en las masas de aguas subterráneas. En 19 de los 31 países con información disponible para el año 2005 había sitios donde las aguas subterráneas superan los 50 mg/l de NO_3^- , siendo los países con mayor uso de la tierra agrícola y mayores densidades de población como Bélgica, Dinamarca y Alemania, quienes presentaban concentraciones de nitratos superiores, reflejando el impacto de las emisiones de nitratos procedentes de la agricultura”.

En España “las zonas regables donde la contaminación por nitratos afecta de forma importante se encuentran en el litoral mediterráneo, especialmente en el Maresme, donde se llega a superar los 500 mg/l NO_3^- , y en grandes áreas de las planas

costeras del Júcar (Castellón y Valencia) donde se superan 100 mg/l NO_3^- . Entre las unidades interiores, la Llanura Manchega, el aluvial del Ebro y algunos sectores del valle del Guadalquivir son las más afectadas, con contenidos entre 50 y 100 mg/l de NO_3^- . De forma local la presencia de nitratos afecta a diversas áreas de las cuencas del Duero, Tajo, Sur y Segura” (MIMAN 2000).

En la figura 1 se observan (color amarillo y rojo) las zonas de mayor aplicación en exceso de nitrógeno sobre cultivos localizados en las regiones de recarga de las masas de agua subterránea que puede llegar a provocar una entrada adicional de nitrógeno. Estas zonas coinciden con las de mayor uso del recurso que el disponible (sobreexplotación) según Estrela, et al. (2004), por tanto es un motivo más para estudiar la influencia de las perforaciones en la migración de solutos.

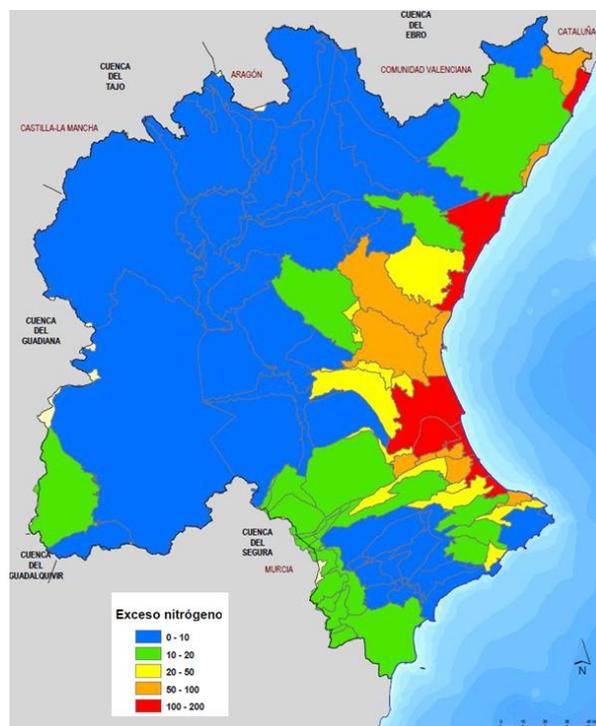


Figura 1. Mapa de exceso de nitrógeno (kg/ha/año) aplicado en las masas de agua subterránea de la demarcación hidrográfica del Júcar.



2.4 Nitratos en las aguas subterráneas

El ion nitrato es la forma termodinámica estable del nitrógeno combinado en los sistemas acuosos y terrestres oxigenados, de forma que hay una tendencia de todos los materiales nitrogenados a ser convertidos a nitratos en estos medios.

La mayor parte de materiales nitrogenados inorgánicos como los fertilizantes u orgánicos como las proteínas de las plantas y excretas de animales aportados al suelo, como urea o amonio, se transforman mediante reacciones de oxidación biológica (nitrificación) primero en nitritos y luego en nitratos. Por ejemplo, en nitritos por la acción de las bacterias nitrosomonas que son quimiolitófilas y en nitratos por bacterias nitrobacter, las cuales obtienen casi toda su energía de la oxidación de nitritos.

Según estudios realizados por Pacheco et al. (2003), todos los compuestos del nitrato son altamente solubles en agua y cualquiera de ellos que se forme en este proceso, se encontrará en solución.

Dado que el nitrógeno en forma de nitrato es muy móvil en el suelo debido a su elevada solubilidad y escasa retención, en condiciones de elevadas precipitaciones o riego abundante, se facilita su movimiento vertical en el perfil del suelo hacia profundidades alejadas de la raíz de las plantas, donde el nitrato no puede ser absorbido por la misma, y finalmente es transportado por el flujo de agua hacia las corrientes subterráneas, siendo este fenómeno conocido como lixiviación.

Según Korom (1992), la reducción del nitrato (aceptor de electrones) a N_2O ó N_2 , suele ocurrir a causa de reacciones mediadas por bacterias (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Paracoccus*) en un medio anaerobio. Se producen reacciones de desnitrificación heterotrófica donde la materia orgánica (dador de electrones) se oxida; o reacciones de desnitrificación autotrófica, donde compuestos inorgánicos tales como Mn^{2+} ,

Fe^{2+} o HS^- (dadores de electrones) se oxidan (Tesoriero et al., 2000). Estas últimas reacciones pueden producir consecuencias negativas, pues la *Gallionella Ferruginea* tiende a crecer rápidamente y atascar las rejillas de perforaciones para captación de agua.

Según la Organización Mundial de la Salud, el nitrato es una sustancia peligrosa cuando se encuentra en altas concentraciones, razón por la cual merece nuestra máxima atención el efecto que pueda tener la contaminación de las aguas subterráneas por nitrato sobre la salud humana, el entorno y el medio ambiente.

2.4.1 Efectos sobre la salud humana, el entorno y el medio ambiente

Los iones nitrato por su naturaleza oxidante despolarizan la reacción catódica de reducción del oxígeno, acelerando el proceso de corrosión en materiales tales como acero, ocasionando problemas en todas aquellas estructuras sumergidas que no estén suficientemente protegidas (por ejemplo, con protección catódica).

Freeze y Cherry (1979), exponen que debido a su naturaleza soluble los nitratos son contaminantes móviles en el agua subterránea que no son adsorbidos por los materiales del acuífero y no precipitan como un mineral, lo cual permite que grandes cantidades de nitrato disuelto permanezcan en el agua subterránea y estén presentes en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas.

Según estudios realizados por Spalding y Exner (1993); y Wolfe y Patz (2002) aunque los nitratos son un producto normal en el metabolismo humano, en determinadas concentraciones y bajo la acción de determinados microorganismos en el aparato digestivo, pueden formar nitritos que a su vez reaccionan con otros compuestos como aminas y amidas, para formar derivados N-nitrosos como nitrosaminas y nitrosamidas, que constituyen compuestos cancerígenos. Además los nitratos al estar presentes en la sangre oxidan la hemoglobina convirtiéndola en metahemoglobina. La metahemoglobina se caracteriza por impedir la fijación del

oxígeno en la sangre y limitar su transporte a los tejidos. Aunque la formación de metahemoglobina es un proceso reversible, puede llegar a provocar la muerte, especialmente en niños (“síndrome del bebé azul”).

2.4.2 Nitrate frente a las características constructivas de perforaciones

Un terreno actúa como barrera de protección para retardar y minimizar la entrada de contaminantes que se encuentran en superficie y se infiltran al subsuelo y a los acuíferos. Cuando se realiza una perforación se forma una cavidad vertical que rompe con dicha protección y se convierte en un medio a través del cual puede fluir fácilmente cualquier sustancia.

Según Spalding y Exner (1993), el 2,7% de los 14.478 pozos evaluados en los estados de Iowa, Missouri, Illinois, Indiana y el 3,2% de los 1.323 pozos evaluados en Arkansas presentan niveles de concentración de nitrato mayores de 10 mg/l de NO_3^- -N asociadas a la profundidad (<15 m), antigüedad y deficiencias constructivas de perforaciones para captación de agua.

Según Hernández et al. (1998), existen unos 1.200 puntos de agua en el área de afloramiento de las fases detríticas dentro del municipio de Madrid de los cuales el 31% son pozos perforados. De éstos últimos el 24% han sido abandonados de forma incontrolada, y el 1% recibe residuos de forma más o menos continua, y está ya modificando la calidad natural del acuífero en sus alrededores, según se ha podido comprobar mediante el análisis de aguas de pozos cercanos, y el 23% restante son susceptibles de ser una vía directa de inyección de contaminantes en el acuífero.

Según Cionchi (2004), en Mar del Plata (Argentina), pozos sin revestimiento de las paredes de la perforación, presentan contenidos de nitratos que resultan superiores a 48 mg/l de NO_3^- y alcanzan valores máximos determinados de hasta 380 mg/l NO_3^- . En cambio en aquellos que tenían relleno anular cementado el máximo valor

determinado fue 41 mg/l de NO_3^- . En otro estudio Cionchi y Redin (2005), indican que de los análisis químicos de 56 perforaciones, distribuidas en el Sudeste Bonaerense, 26 mostraban concentraciones mayores de 45 mg/l NO_3^- asociadas a pozos que no poseen relleno anular cementado.

Según Carbó et al. (2009), de 160 muestras tomadas en perforaciones para captación ubicadas en un acuífero semiconfinado de Buenos Aires, 63 presentan concentraciones mayores a 45 mg/l de NO_3^- de las cuales 33 no tienen tuberías, 24 de ellas tienen 25 o más años de antigüedad.

Todos estos autores hacen énfasis en que las mayores concentraciones de nitrato se observan en perforaciones para captaciones de agua que presentan un diseño deficiente, por tanto si existiese una buena gestión y normas adecuadas de mantenimiento, remediación, sellado y construcción de perforaciones, éstas ayudarían a eliminar o disminuir el mecanismo de conexión que se establece entre la superficie y el subsuelo a través de las perforaciones, y prevenir una contaminación potencial, sobre todo en zonas de riego, granjas y depósitos de residuos.

2.4.3 Normativa existente

Luego de ser traspuestas mediante Reales Decretos, España aplica la Directiva 96/61/CEE, donde se establecen las medidas para la prevención y el control integrado de la contaminación. Sin embargo, debido a que la problemática relacionada con la contaminación de las aguas continentales y litorales, es producida por nitratos, en su gran mayoría por la actividad agrícola, se establece la Directiva 91/676/CEE que especifica aun más las medidas de protección.

En el anexo 1 del reglamento de la administración pública del agua y de la planificación hidrológica aprobado por el Real Decreto 927/1988, modificado por el Real Decreto 1541/1994 se fija el nivel máximo permitido de nitrato en el agua

subterránea correspondiente al territorio español en 50mg/l NO_3^- (nitrógeno medido como nitrato). Es de resaltar que en España la normativa no contempla como medida de protección el control del diseño y abandono adecuado de perforaciones, y es menos estricta respecto al límite máximo de nitrato permitido en las aguas subterráneas que en otros lugares, como Norteamérica, Argentina y Uruguay donde el límite de nitrato en el agua de consumo humano es 44 mg/l de NO_3^- .

Para prevenir la contaminación de las aguas subterráneas, algunos países como Estados Unidos (EPA y NGWA), Uruguay, Argentina y México han elaborado normativas técnicas para la construcción de perforaciones, así como manuales que incluyen métodos de construcción (tipos de perforación, relleno, limpieza, selección de filtros, tuberías), y abandono de pozos. La normativa española en el artículo 180 y 187 del reglamento del dominio público hidráulico nombra las diferentes condiciones a considerar cuando se hace una concesión de aguas para extracción mediante pozos, sin hacer énfasis en ellas.

Entre una de las especificaciones técnicas importantes citadas por la EPA, la Norma Oficial Mexicana y la norma Argentina se encuentra la protección superficial e interna de la estructura del pozo como áreas que presentan mayor riesgo de contaminación, a continuación se hace una breve descripción:

1. Tubería de la perforación: Durante la construcción, el perforador instala una tubería de acero o plástico, para evitar el colapso de la perforación. Debe tener la longitud necesaria para evitar la infiltración de agua superficial o agua contaminada contenida en el subsuelo hacia el interior del pozo. Longitud mínima de seis metros y debe sobresalir 0.20 m del nivel del terreno natural o sobre elevado, o bien 0.50 m, dependiendo del diseño del pozo.
2. Relleno anular: El espacio entre la carcasa y los lados del agujero se debe cerrar para evitar que los contaminantes se filtren a través de los pozos, para esto se rellena el espacio con materiales poco permeables tales como cemento, hormigón o bentonita, seleccionados en función de los materiales geológicos y los contaminantes encontrados. Los resultados de aplicar el sellado en los

pozos abandonados y en acuífero en contacto con zonas contaminadas se puede observar en la figura 21, siendo importante la reducción de contaminante en el acuífero inferior.

3. Abandono y sellado de pozos: Antes de hacer abandono de un pozo cuya perforación haya fracasado, sea cualquiera la razón, el contratista deberá proteger las formaciones acuíferas contra posible contaminación y evitar pérdidas de la presión, rellenando el pozo. Debe prevalecer el concepto de que estas maniobras, en lo posible deben restituir las condiciones geológicas que existían antes de realizada la perforación. Estas maniobras deben ser continuas e ininterrumpidas, antes que se endurezca la lechada para sellar. Deben utilizarse bombas adecuadas por presión hidráulica o neumática. No podrá ser por gravedad.

Capítulo 3. Metodología

En este capítulo se estudian diferentes situaciones en relación a la interacción entre un sistema acuífero y una serie de perforaciones cuando se introduce en el primero un contaminante. En primer lugar se describen las condiciones bajo las cuales se implementan los modelos, luego se presentan los códigos utilizados para la resolución de las ecuaciones de flujo de agua subterránea y transporte de masa, y por último se describen con detalle los modelos implementados.

3.1 Asunciones

Los modelos que se describen en este capítulo fueron realizados bajo las siguientes asunciones:

1. Las variables a estudiar son la permeabilidad del medio y el diseño de las perforaciones por su influencia más directa en el proceso de flujo y transporte de sustancias.
2. El medio es poroso y está saturado.
3. El fluido es ideal y de densidad constante.
4. El contaminante se asume conservativo. Se consideran procesos que reducen la concentración del soluto pero no la masa total. En este estudio nos centraremos en entender únicamente el transporte por advección y por dispersión, por lo que el término de difusión es nulo. Un cálculo puramente advectivo puede ser una buena primera aproximación para el movimiento de los solutos.
5. Para garantizar una conexión entre las capas que atraviesa la perforación y la mezcla del agua dentro del pozo, se asigna a las celdas que lo representan una permeabilidad vertical alta igual a 10^4 m/día.
6. Para simular el sellado de las perforaciones las celdas que representan pozos tienen permeabilidad igual al resto del área a modelar.

7. Para simular las perforaciones sin rejilla, se consideran las celdas que representan pozos como inactivas asignándoles una permeabilidad horizontal igual a 10^{-5} m/día.
8. En las celdas que representan una perforación, es necesario disminuir los parámetros del almacenamiento para reflejar en el modelo un descenso del fluido más rápido a través de ella. El rendimiento específico S_y se considera igual a 1.0×10^{-5} y la porosidad efectiva θ_e se asume igual a 0,001.
9. Se asume que la permeabilidad vertical del medio es la décima parte de la horizontal.
10. La recarga es asignada a la capa más superficial.
11. El valor de dispersividad longitudinal asignado es $\alpha_L = 10$ cm y se utilizó la relación usual α_H/α_L igual a 0,1 y α_V/α_L igual a 0,01.
12. El tiempo de simulación en régimen transitorio es igual a 10 años para los modelos 1, 2 y 3, y de 20 años para el modelo 4, con el propósito de lograr observar la evolución del contaminante, ya que estos procesos de transporte son lentos.

3.2 Códigos utilizados

Para simular el flujo de agua subterránea se utilizó el código MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988), que resuelve la ecuación en derivadas parciales de flujo subterráneo mediante la técnica de diferencias finitas.

Para simular el transporte de masa se utilizó el código MT3D (Zheng y Wang, 1999) que resuelve el transporte dispersivo mediante el método de diferencias finitas y el advectivo mediante el método de las características.

3.3 Modelos planteados

Se plantean cuatro modelos sintéticos que llamaremos 1, 2, 3 y 4. Dentro de cada modelo se consideran diferentes escenarios que llamaremos casos. El modelo 1 se diseñó para evaluar la posibilidad de que existiera transporte de soluto a través de una perforación activa que conecta dos acuíferos separados por un acuitardo. El bombeo se realiza en ambos acuíferos y el acuífero superior está contaminado. Además ingresa una recarga contaminada. En este modelo se simula una única situación (caso 1).

En el modelo 2 se desea estudiar la situación del sistema anterior cuando además del pozo de bombeo existe uno abandonado. En este modelo se simularon 6 situaciones (casos 2 a 7) con el objeto de observar la influencia de distintos factores en los procesos evaluados. En cada uno de ellos se evalúa:

- Caso 2. Influencia de la perforación abandonada con rejilla en los dos acuíferos.
- Caso 3. Influencia de la permeabilidad horizontal del acuitardo, del tamaño y porosidad asignada a las celdas de las perforaciones cuando las permeabilidades del acuífero superior e inferior son iguales.
- Caso 4. Influencia de la permeabilidad horizontal del acuífero libre respecto al confinado (K_x del acuífero superior $<$ K_x del acuífero inferior).
- Casos 5 y 6. Influencia de la permeabilidad horizontal del acuífero libre respecto al confinado (K_x del acuífero superior $>$ K_x del acuífero inferior).
- Caso 7. Influencia de la permeabilidad vertical en las celdas donde se asigna una perforación.

En el modelo 3 se desea estudiar la situación del sistema anterior cuando en lugar de dos acuíferos separados por un acuitardo existe un único acuífero. En este modelo se simularon 2 situaciones (casos 7 y 8) con el objeto de observar la influencia del flujo en vertical en los procesos evaluados. En cada uno de ellos se evalúa:

- Caso 8. Influencia de la permeabilidad vertical en el acuífero ($K_v=K_x/10$).
- Caso 9. Influencia de la permeabilidad vertical en el acuífero ($K_v=K_x/100$).

Por último el modelo 4 pretende representar un sistema físico que se aproxime a la realidad, donde se asignan características similares a acuíferos de la costa mediterránea española. Se simulan 4 escenarios (casos 10 a 13). En cada uno de los casos se evalúa lo siguiente:

- Caso 10. El acuitardo es heterogéneo (4 zonas con distinta permeabilidad).
- Caso 11. El acuitardo es homogéneo ($K=0,001$ m/día).
- Case 12. Influencia del sellado de 5 pozos abandonados y de 29 pozos de bombeo sin filtro en contacto con el acuífero superior.
- Case 13. Influencia del sellado de 5 pozos abandonados y de 29 pozos de bombeo sin filtro en contacto con el acuífero superior tomando como condición inicial la condición final del caso 10.

A continuación se describen con detalle los cuatro modelos y sus correspondientes casos.

3.3.1 Modelo 1

Las características del modelo 1 se esquematizan en la figura 2. Se trata de un medio formado por tres capas, dos acuíferos, uno superior no confinado y uno inferior confinado separados por un acuitardo, homogéneos y anisótropos. En el centro del modelo se asigna a la celda correspondiente una perforación para captación (PB) con rejillas en los dos acuíferos, permeabilidad vertical K_v igual a 10.000 m/día, almacenamiento específico S_s igual a 5.0×10^{-6} m⁻¹, rendimiento específico S_y igual a 1.0×10^{-5} y porosidad efectiva θ_e igual a 0,001.

Para las tres capas la condición de contorno para el flujo es de borde impermeable en los límites norte y sur y potencial constante en los límites este y oeste. Para el transporte es de borde impermeable en el límite oeste, norte y sur. Cada año, el

pozo de bombeo permanece inactivo los primeros 6 meses y se bombean 2000 m³/día durante los segundos seis meses. Durante el tiempo que no se extrae caudal se asigna una recarga al acuífero de 2938 mm/año con una concentración de soluto igual a 100 mg/l de N-NO₃⁻.

Para las tres capas el potencial inicial es igual a 80 m. La concentración inicial en la capa superior es igual a 100 mg /l de N-NO₃⁻ y en las capas 2 y 3 igual a 0 mg/l de N-NO₃⁻.

El soluto se asume que es conservativo y el transporte es por advección y dispersión. En las tres capas se asigna un coeficiente de dispersividad (α_L) igual a 10 m y la relación entre los coeficientes de dispersividad α_H/α_L y α_V/α_L son 0,1 y 0,01, respectivamente.

Para evaluar la influencia de la condición de contorno de potencial constante en el problema de flujo (límites este y oeste) se simulan cuatro situaciones manteniendo constante e igual a 80 m el correspondiente al borde oeste y cambiando el del borde este (80 m, 79.5 m 77.5 m 75 m).

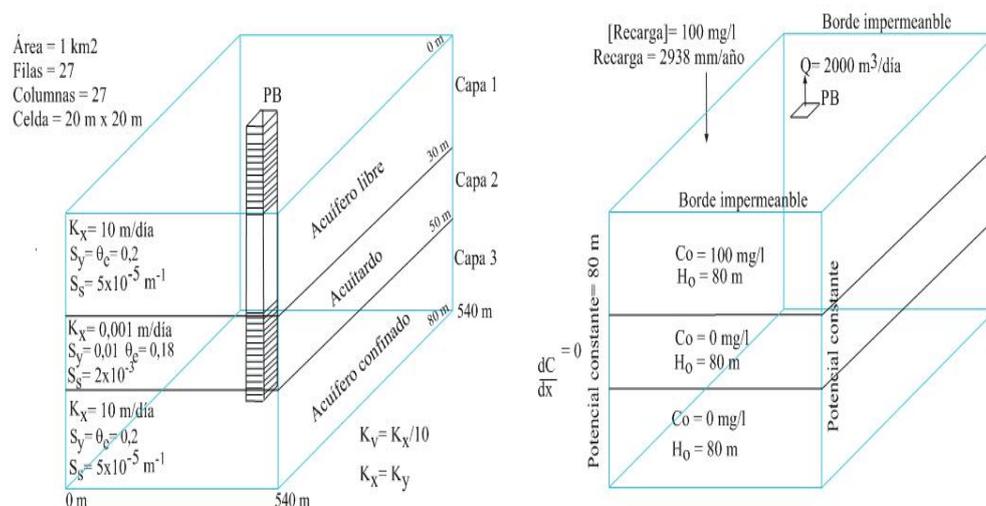


Figura 2. Características del sistema físico, y condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 1.

3.3.2 Modelo 2

Se pretende evaluar la influencia de la permeabilidad horizontal del acuífero superior respecto del acuífero inferior. Además, se desea estudiar el efecto de cambios en la porosidad, la permeabilidad vertical y el tamaño de celda asignado a las perforaciones, sobre el flujo y el transporte del soluto. Para ello se implementan 6 escenarios (casos 2 a 7). Este modelo trabaja con el mismo esquema que el modelo 1 pero se modifican las condiciones de contorno y se agrega una perforación funcionando como pozo abandonado.

En todas las capas la condición de contorno para el flujo y para el transporte en los límites este, oeste, norte y sur es de flujo y transporte nulo (bordes impermeables). En el vértice inferior derecho del área a simular se localiza una perforación para captación (PB) y en el vértice superior izquierdo una en condición de abandono (PA).

Las características de los casos estudiados en este apartado, se esquematizan en la figura 3 y se describen a continuación. En la tabla 1 se pueden ver la permeabilidad horizontal y vertical de cada capa.

En el caso 2 la permeabilidad horizontal del acuífero superior y del inferior es 10 m/día y la permeabilidad horizontal del acuitardo es 100 veces menor que en los primeros, es decir, igual a 0,1 m/día. En este caso sólo se busca estudiar la influencia del pozo abandonado en un marco similar al del modelo 1.

En el caso 3 se considera un acuitardo menos conductivo que en el 2 y se estudia el comportamiento del modelo modificando la porosidad efectiva y el tamaño de celda donde hay perforaciones. La permeabilidad horizontal del acuitardo es 10.000 veces menor que en las dos capas acuíferas, es decir 0,001 m/día. Los tamaños de celda analizados fueron 2 m x 2 m, 15 m x 15 m y 20 m x 20 m. Las porosidades efectivas analizadas fueron: 0,01 y 0,001.

En los casos 4, 5 y 6 la permeabilidad horizontal del acuitardo permanece constante e igual a 0,001 m/día y se modifica la del acuífero superior respecto al acuífero inferior. Los valores fijados se pueden ver en la tabla 1.

Por último, en el caso 7 la permeabilidad horizontal de los acuíferos es 10 m/día, la del acuitardo es 0,001 m/día y la de las perforaciones es igual a las celdas adyacentes. La permeabilidad vertical en toda el área del modelo, incluyendo las celdas correspondientes a los pozos, es la décima parte de la horizontal.

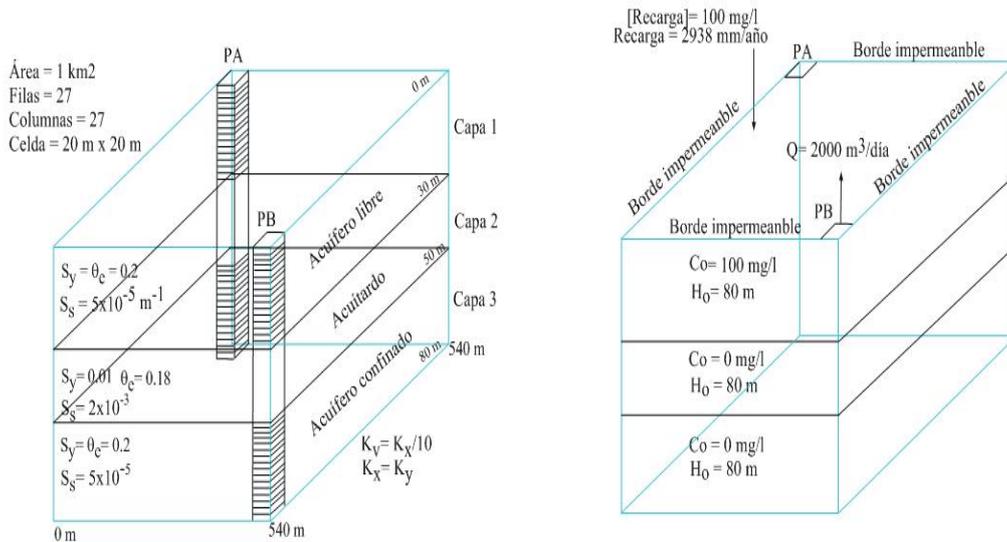


Figura 3. Características del sistema físico, y condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 2 (Casos 2 al 7).

Caso	Acuífero libre	Acuitardo	Acuífero confinado	Perforaciones	
				K_x	K_v
2	10	0,1	10	Igual a la de cada capa	10.000
3	10	0,001	10		10.000
4	5	0,001	10		10.000
5	10	0,001	5		10.000
6	50	0,001	10		10.000
7	10	0,001	10		1/0,0001/1

Tabla 1. Permeabilidad horizontal en m/día de ambos acuíferos, del acuitardo y de las perforaciones.

3.3.3 Modelo 3.

Se trata de un medio formado por un acuífero único con permeabilidad horizontal igual a 10 m/día. Para un mejor análisis la profundidad se dividió en diez capas. En las perforaciones las rejillas se asignan en las capas 1, 2, 9 y 10. En este escenario se evalúa la influencia de la permeabilidad vertical respecto de la horizontal del medio. Se plantean 2 situaciones (casos 8 y 9) cuyas características se esquematizan en la figura 4 y se describen a continuación.

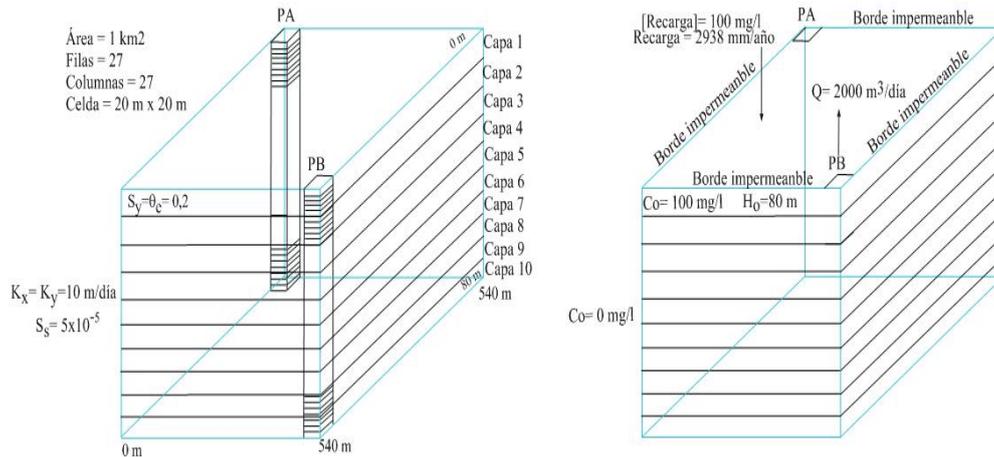


Figura 4. Características del sistema físico, y condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 3 (Casos 8 y 9).

En el caso 8 la permeabilidad vertical en todas las capas es 10 veces menor que la permeabilidad horizontal, siendo igual a 1 m/día, y en el caso 9 es 100 veces menor que la permeabilidad horizontal, siendo igual a 0,1 m/día.

3.3.4 Modelo 4

Este modelo pretende acercarse a una situación real desarrollada en una parte del acuífero de la plana de Valencia Norte, en la provincia de Valencia (ver figura 5). Para diseñar el modelo se utilizó la cartografía de la zona. Sobre la zona de estudio se distribuyen de forma arbitraria 100 perforaciones. Se plantean 4 situaciones (casos 10 a 13).

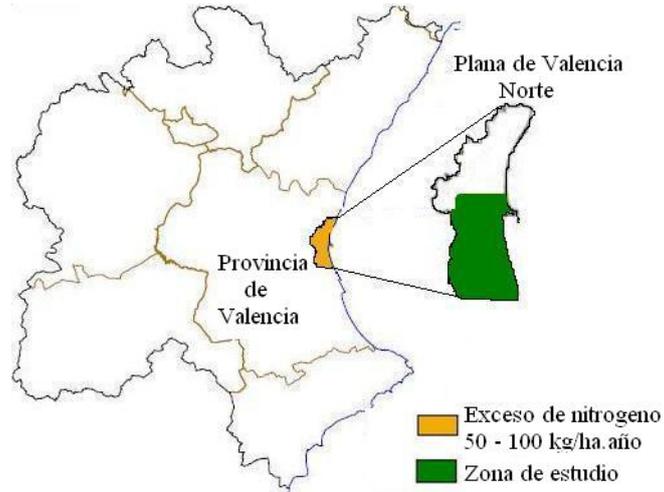


Figura 5. Área seleccionada para la simulación del modelo 4, correspondiente a la parte sur del acuífero de la plana de valencia norte, con exceso de nitrógeno mayor de 50 Kg N/ha.año

Las características que tienen en común estos casos se esquematizan en la figura 6 y se describen a continuación.

Se trata de un medio formado por dos acuíferos separados por un acuitardo. De las 100 perforaciones existentes, 90 están activas. Las perforaciones están diseñadas con zonas de paso de flujo en el acuífero superior e inferior.

Para las tres capas la condición de contorno para el flujo es de borde impermeable en los límites norte y sur y potencial constante en los límites este y oeste, y para el transporte es de borde impermeable en el límite oeste, norte y sur.

El potencial en el límite oeste es igual a 80 m y el potencial en el límite este es el necesario para contrarrestar una altura de columna de agua media de una densidad igual al agua del mar (1.025 kg/m^3), suponiendo que el contacto entre el acuífero y este último se produce en la línea de costa.

Cada perforación activa extrae un caudal constante durante cierto intervalo de tal forma que el caudal total bombeado de 11.000.000 m³/año, que equivale a la tercera parte de la recarga al acuífero. La recarga es distribuida en la capa 1 e igual a 200 mm/año. La concentración de soluto infiltrado es de 50 mg/l de N-NO₃⁻ para los casos 10, 11, 12 y 13. El soluto no se distribuye de forma uniforme como la recarga y se aplica a intervalos de 90 días.

Para las tres capas el potencial inicial es igual al resultado del potencial en equilibrio calculado a partir de la modelación del flujo en estado estacionario, con una recarga uniforme anual y caudal de extracción medio. La concentración inicial en la capa superior es igual a 50 mg /l de N-NO₃⁻ y en las capas 2 y 3 igual a 0 mg/l de N-NO₃⁻.

El soluto se asume que es conservativo y el transporte es por advección y dispersión. En las tres capas se asigna un coeficiente de dispersividad (α_L) igual a 10 m y la relación entre los coeficientes de dispersividad α_H/α_L y α_V/α_L son 0,1 y 0,01, respectivamente.

En los casos 10, 12 y 13 el acuitardo se dividido en cuatro zonas. Cada zona es homogénea e isotrópica, con permeabilidades que van disminuyendo en sentido oeste al este iniciando por un valor de 10 m/día y terminando por un valor de 0,0001 m/día (ver figura 6).

La permeabilidad horizontal de los dos acuíferos y del acuitardo es igual a la permeabilidad vertical.

El almacenamiento específico y la porosidad efectiva en las capas 1 y 3 son iguales a 5×10^{-5} y 0,2, respectivamente. En la capa 2 estas propiedades cambian según la figura 6. En cuanto a las celdas que corresponden a las perforaciones, el

almacenamiento específico es igual a $5 \times 10^{-6} \text{ m}^{-1}$ y la porosidad efectiva es igual a 0,001.

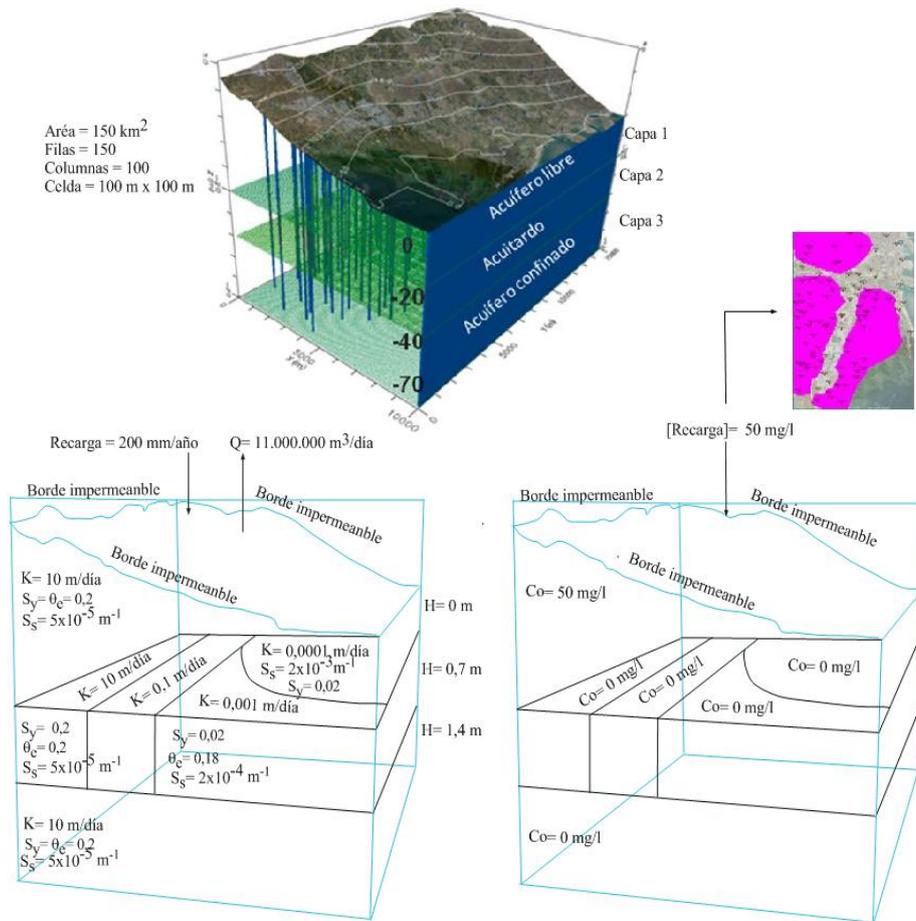


Figura 6 Sistema físico, condiciones iniciales y de contorno de flujo y transporte del modelo 4.

Las variables analizadas en cada caso se comentan a continuación. En el caso 10 se estudia el efecto de la zonificación del acuitardo. En el caso 11 no se considera que el acuitardo esté zonificado y su permeabilidad es constante e igual a 10^{-3} m/día . En el caso 12 se simula una situación con 5 pozos abandonados clausurados y 29 pozos activos sin filtro en contacto con el acuífero superior. El diseño y sellado de los pozos para este caso se esquematiza en la figura 7. La localización de estos 34 pozos puede verse en la figura 8.

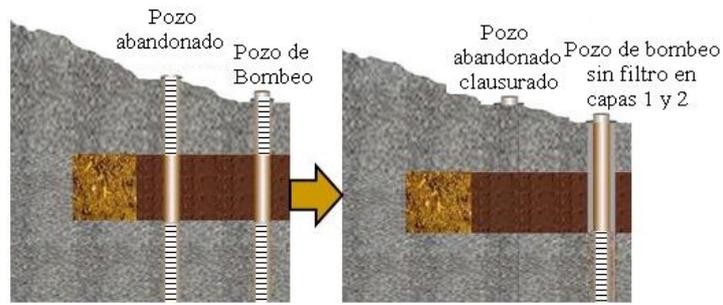


Figura 7. Diseño y sellado de las perforaciones. A la izquierda los caso 10 y 11 y a la derecha en los casos 12 y 13.

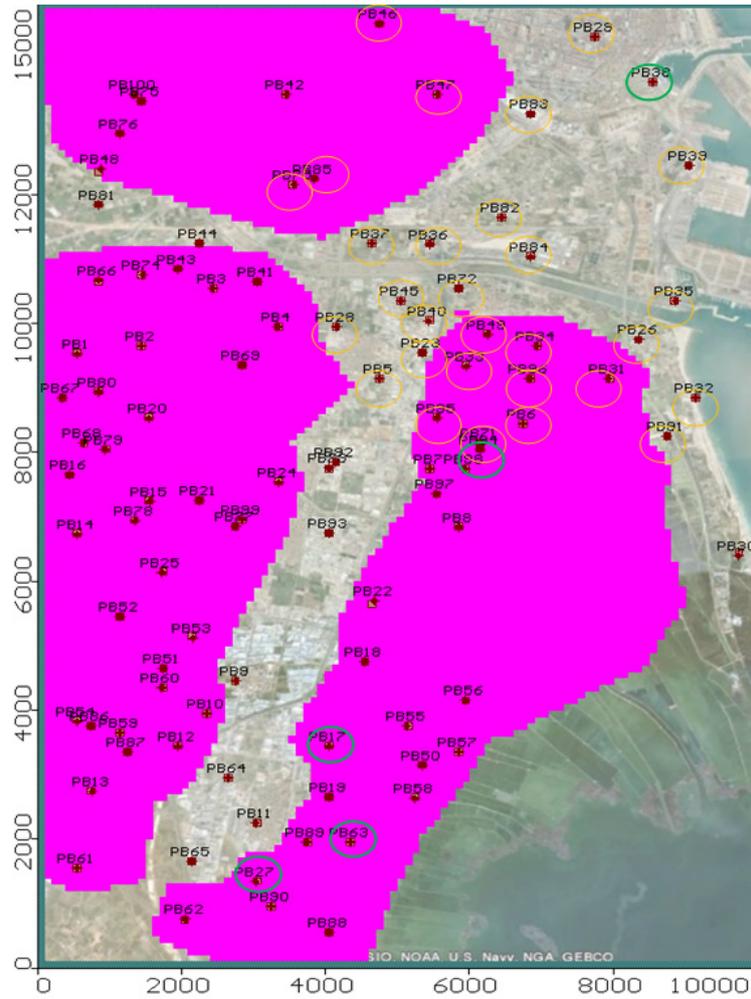


Figura 8. Distribución de las perforaciones abandonadas y activas en la zona de estudio, para los casos 12 y 13. El círculo verde corresponde a la ubicación de los pozos abandonados clausurados el amarillo a la de los pozos de bombeo sólo con filtro en el acuífero superior.

Se considera una permeabilidad horizontal igual a 1×10^{-5} m/día en las celdas de los 29 pozos de bombeo que corresponden a las capas 1 y 2 con el fin de simular una tubería sin rejilla o zona filtrante en contacto con la zona contaminada (capa 1).

En cuanto al sellado de los pozos abandonados, se considera una permeabilidad horizontal igual a la de las celdas adyacentes a cada perforación clausurada, emulando las condiciones geológicas que existían antes de realizar la perforación.

En el caso 13 se simula durante 20 años una situación con 5 pozos abandonados clausurados y 29 pozos activos sin filtro en contacto con el acuífero superior, cuando se encuentran inicialmente contaminados los dos acuíferos y el acuitardo, con el propósito de observar la influencia que podría tener la clausura, el mantenimiento, el rediseño o la reubicación de las perforaciones que tienen un diseño inapropiado. Las condiciones iniciales de flujo y transporte utilizadas corresponden a los resultados obtenidos después de 20 años de simulación del caso 10. Las demás características del sistema, condiciones de contorno, localización, diseño y sellado de los pozos son las mismas que en el caso anterior.

Capítulo 4. Resultados

4.1 Modelo 1. Caso 1

Al evaluar la influencia de la condición de contorno de potencial constante en el problema de flujo en las cuatro situaciones simuladas, se observa que cuando existe una diferencia de potencial, el acuífero superior se va limpiando por el flujo que desplaza el contaminante y lo hace más rápidamente cuando esa diferencia entre el límite derecho e izquierdo es mayor.

Para la situación en que el potencial es constante e igual a 80 m en ambos límites del área a simular (diferencia de potencial cero), el acuífero superior permanece contaminado ya que no hay ningún flujo que vaya desplazando al contaminante. Y se observa entrada de contaminante al acuífero inferior (capa 3) a través de la perforación durante los periodos en los que no se bombea, siendo extraído el contaminante en su totalidad durante el bombeo. En la figura 9 se observa la distribución de la concentración de soluto para diferentes tiempos.

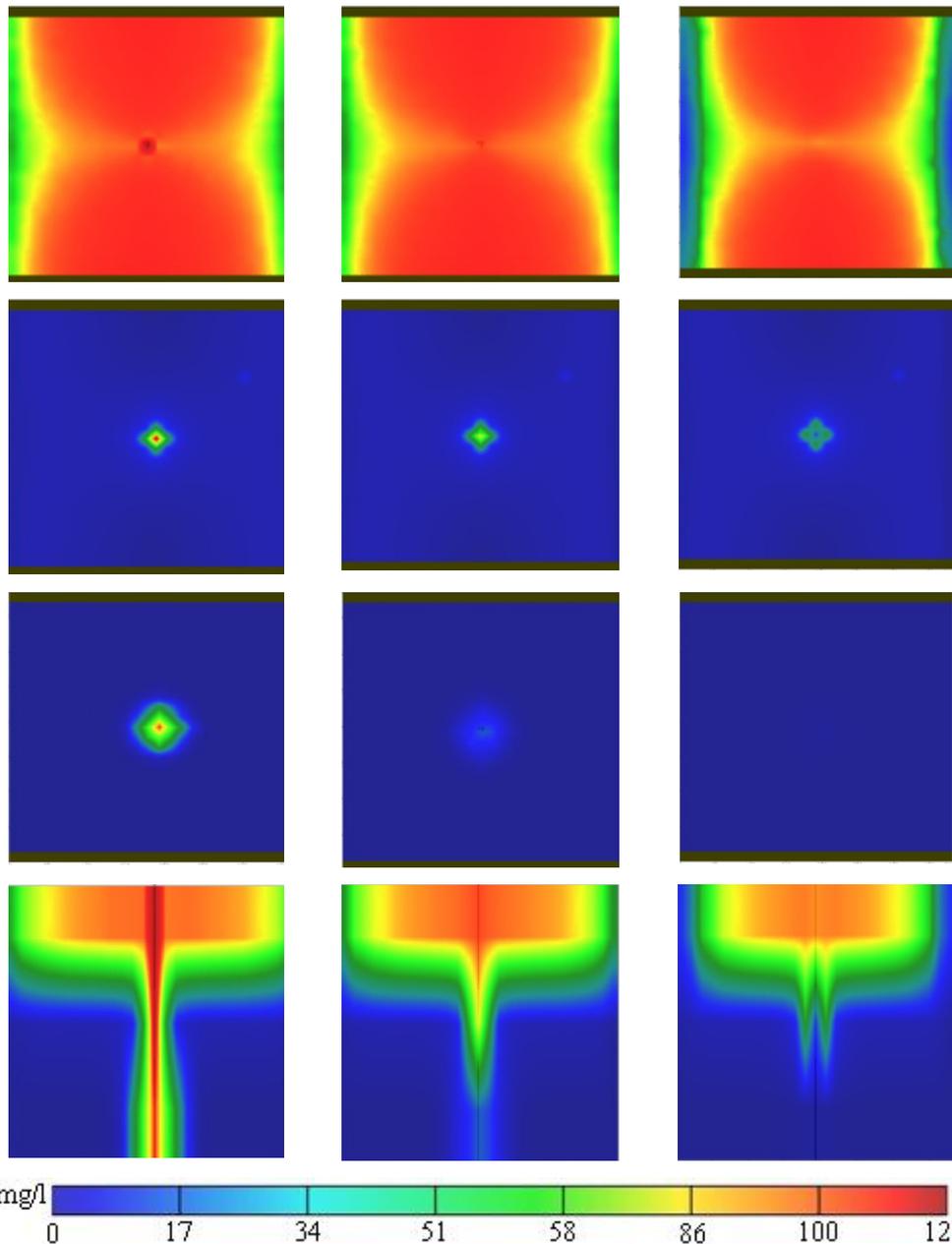


Figura 9. Mapas con la distribución de la concentración del soluto (caso1, gradiente hidráulico nulo). Cada vertical corresponde a un instante de tiempo. De izquierda a derecha: $t = 3420$ días (final del periodo de recarga), $t = 3460$ días (durante el bombeo), $t = 3600$ días (final del periodo de bombeo). Las tres primeras filas corresponden a la distribución horizontal en cada capa. De arriba abajo: capa 1, capa 2 y capa 3. La última fila corresponde a un corte vertical que contiene el eje del pozo.

4.2 Modelo 2. Casos 2 al 7.

Al evaluar la influencia que la relación entre los valores de la permeabilidad horizontal de los acuíferos superior e inferior tiene sobre el transporte del soluto (casos 2 al 6), se observa que una gran cantidad de contaminante se mueve desde el acuífero superior al inferior tanto a través del pozo de bombeo como del abandonado. Esto se acentúa cuando el acuitardo es poco conductivo (casos 3 al 7).

En el caso 2 se observa que al cabo de 10 años de simulación todo el contaminante que entra a los dos acuíferos no puede ser extraído únicamente con el bombeo en el pozo puesto que una gran parte permanece en el acuífero superior, otra pasa a través del acuífero superior al acuitardo y la restante del acuífero superior al inferior a través de la perforación abandonada. Aunque el acuitardo es conductivo el soluto tiende a distribuirse con más facilidad cuando existe un pozo abandonado que ponga en contacto los acuíferos.

En el caso 3 el acuitardo es muy poco conductivo por lo que una mayor cantidad de contaminante pasa al acuífero inferior a través del pozo abandonado. Una perforación que está inactiva y que fue diseñada con ranuras en contacto con los acuíferos será una vía rápida por la cual se transfiera contaminante. En general, pozos de monitoreo, geotermia, o abandonados con un diseño inapropiado pueden servir como medio de transporte de contaminantes aún cuando estén ubicados en zonas poco conductivas.

En la figura 10 se comparan los mapas de la concentración de soluto obtenidos en los casos 2 y 3 para un tiempo de simulación igual a 10 años. En estos casos los acuíferos tienen la misma conductividad horizontal pero el acuitardo es muy poco conductivo en el caso 3.

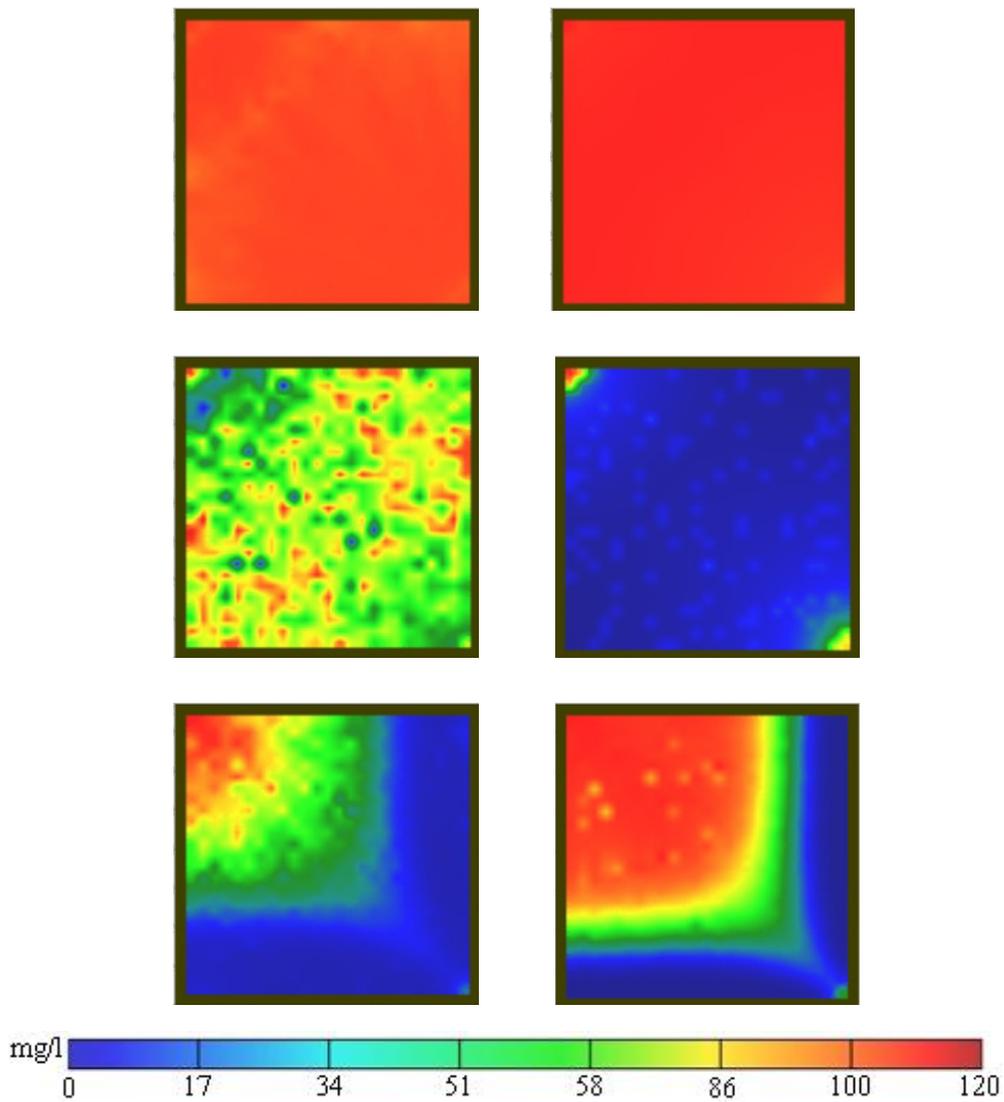


Figura 10. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años. A la izquierda el caso 2 y a la derecha el caso 3. De arriba a abajo: capa 1, capa 2 y capa 3.

Siguiendo con el caso 3, se observa que durante los periodos de recarga (por ejemplo para $t = 0$ y $t = 80$ días), hay una pequeña entrada de contaminante a través de las dos perforaciones al acuífero inferior. En los periodos de bombeo (por ejemplo para $t = 200$ y $t = 340$ días), se produce una diferencia de potencial que permite un mayor paso de contaminante a través del pozo abandonado hacia el acuífero inferior, mientras que en la perforación para captación el contaminante que

va entrando sale con el caudal extraído. En la figura 11 se comparan los mapas de la concentración del soluto para los 4 instantes de tiempo antes mencionados.

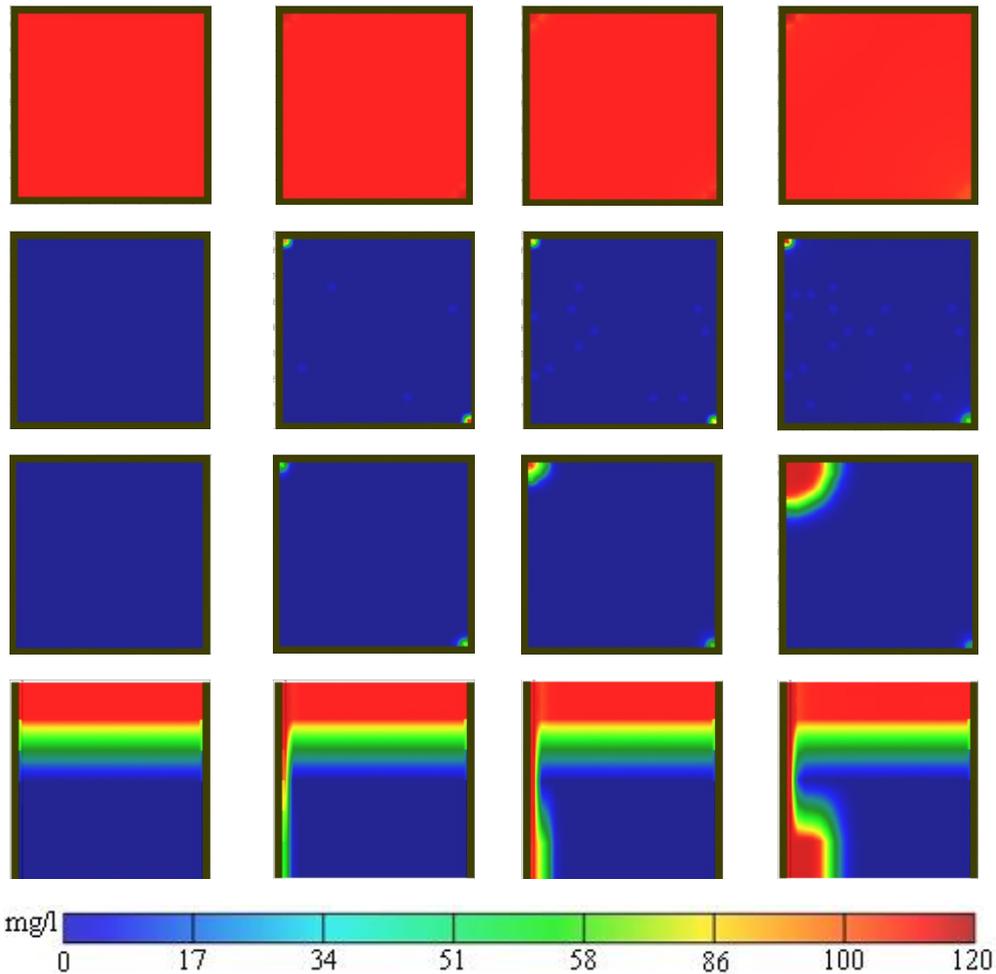


Figura 11. Mapas con la distribución de la concentración del soluto (caso 3). Cada vertical corresponde a un instante de tiempo. De izquierda a derecha la primera y la segunda columna corresponden a $t = 0$ días y $t = 80$ días (recarga) y la tercera y cuarta columna a $t = 200$ días y $t = 340$ días (bombeo). Las tres primeras filas corresponden a la distribución horizontal en cada capa. De arriba abajo: capa 1, capa 2 y capa 3. La última fila corresponde a un corte vertical que contiene el eje del pozo abandonado.

Dentro del caso 3 se estudia la evolución del flujo de agua entrando al pozo de bombeo en función del tiempo y del tamaño de celda utilizado para representar la perforación. En la figura 12 se observa que el flujo que entra a la perforación desde

ambos acuíferos varía durante las primeras semanas de bombeo para luego estabilizarse y hacerse independiente del tamaño de celda. Respecto al transporte se observaron los mapas de distribución de soluto sin encontrar diferencia alguna entre cada una de las simulaciones realizadas, por tanto se considera que no existe una influencia significativa del tamaño de celda en el transporte del soluto. Por lo anterior considerar un tamaño de celda de 20 m x 20 m puede ser considerada una buena aproximación para este modelo. Las soluciones del flujo y transporte no se ven afectadas y al tener menos celdas en el modelo, el tiempo de simulación es menor que el que resultaría si las celdas fueran más pequeñas.

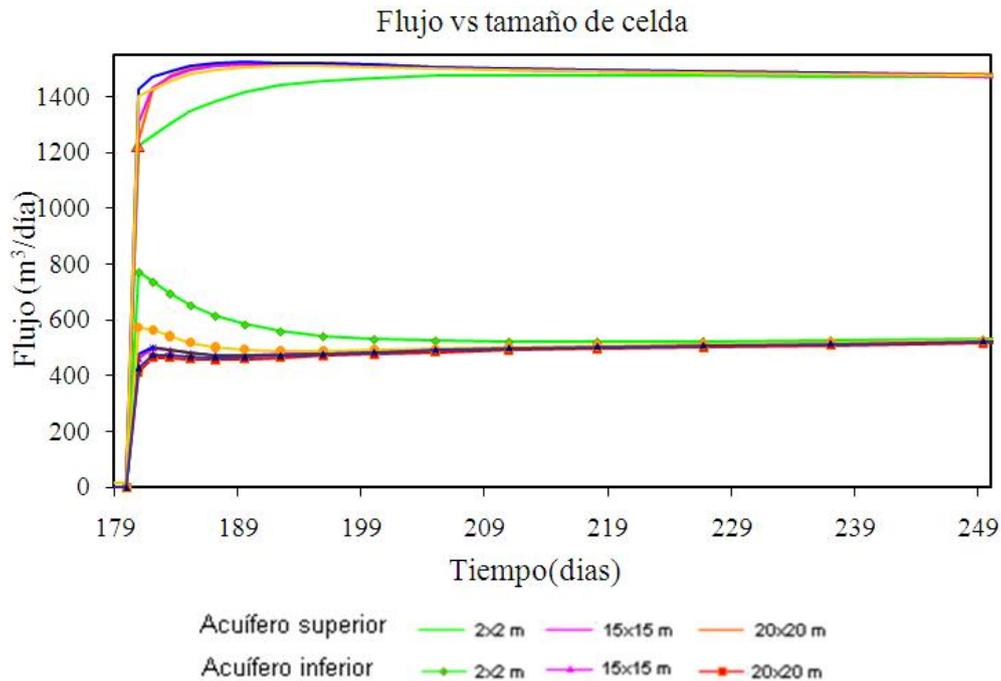


Figura 12. Evolución del flujo que pasa a través de la perforación para captación durante los primeros días de bombeo.

Por último, para comprobar si una disminución de la capacidad de almacenamiento del pozo afectaba al flujo de soluto, se llevó a cabo una simulación con una porosidad efectiva y un rendimiento específico para las celdas del pozo más bajas que en las anteriores. Se observó que al haber menos volumen de poros disponibles para almacenar agua y al ser los cambios de potencial más perceptibles, la

transferencia de contaminante al acuífero inferior es más rápida durante los primeros instantes de bombeo. Sin embargo, no se observaron variaciones en los mapas de la concentración de soluto al final de la simulación.

En el caso 4 la conductividad del acuífero superior es la mitad de la del inferior. Comparando los resultados obtenidos en el caso 3, se observa un mayor flujo y transporte de soluto del acuífero superior al inferior a través de la perforación abandonada. Esto se debe a que el flujo busca el medio de menor resistencia para fluir a la capa más profunda y cumplir con el requerimiento de caudal de la perforación para captación. Por tanto un acuífero profundo puede contaminarse, aún cuando las capas que lo confinan tengan baja permeabilidad si en el área existen perforaciones con un diseño inapropiado.

En el caso 5 la conductividad superior es el doble que la inferior y por tanto el flujo de soluto hacia el acuífero inferior es menor que en los casos 3 y 4. En la figura 13 se comparan los mapas de la concentración para los casos 3, 4 y 5 al final del periodo de simulación (10 años).

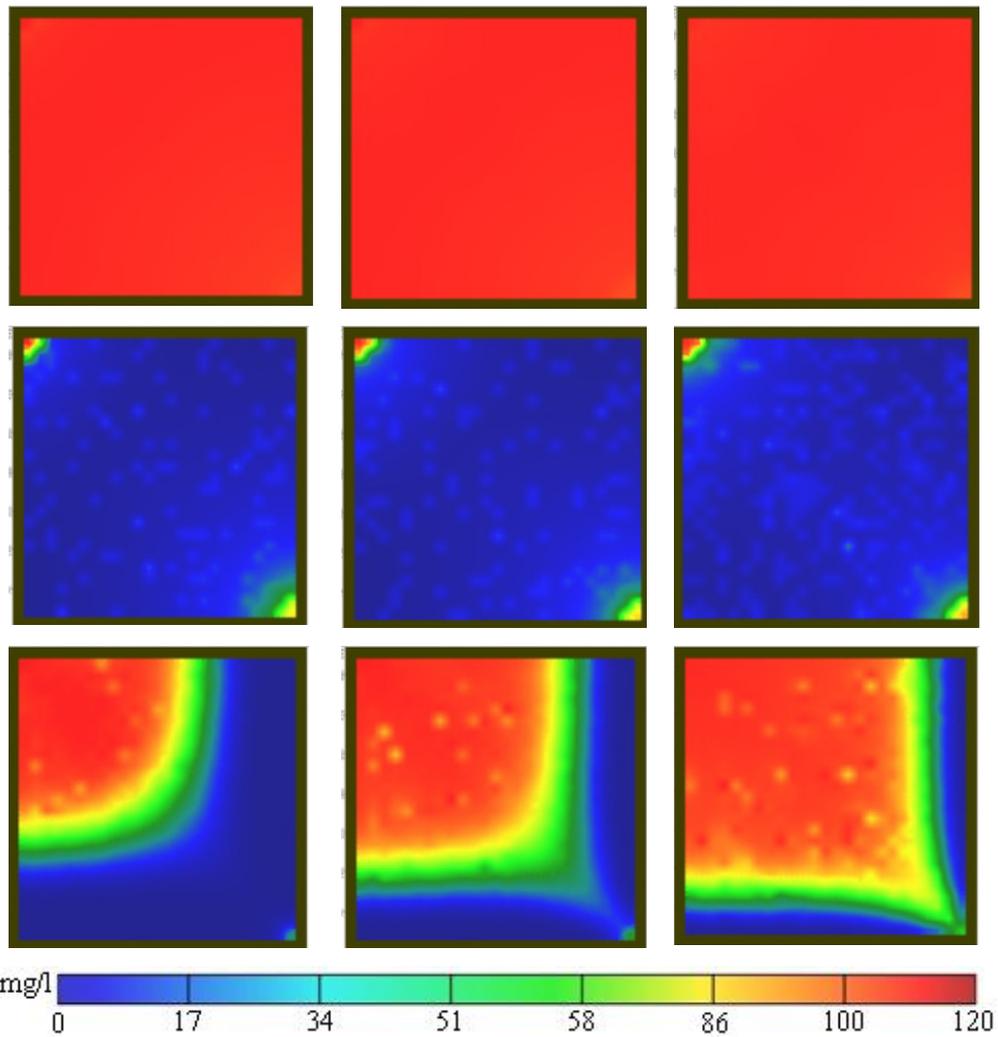


Figura 13. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años. De izquierda a derecha el caso 5, 3 y 4. De arriba a abajo: capa 1, capa 2 y capa 3.

En el caso 6 el acuífero superior es cinco veces más conductivo que el inferior. En la figura 14 se representan los mapas de la concentración para este caso y se los compara con el caso 3, situación en la cual la relación entre conductividades horizontales entre el acuífero superior y el inferior era igual a 1.

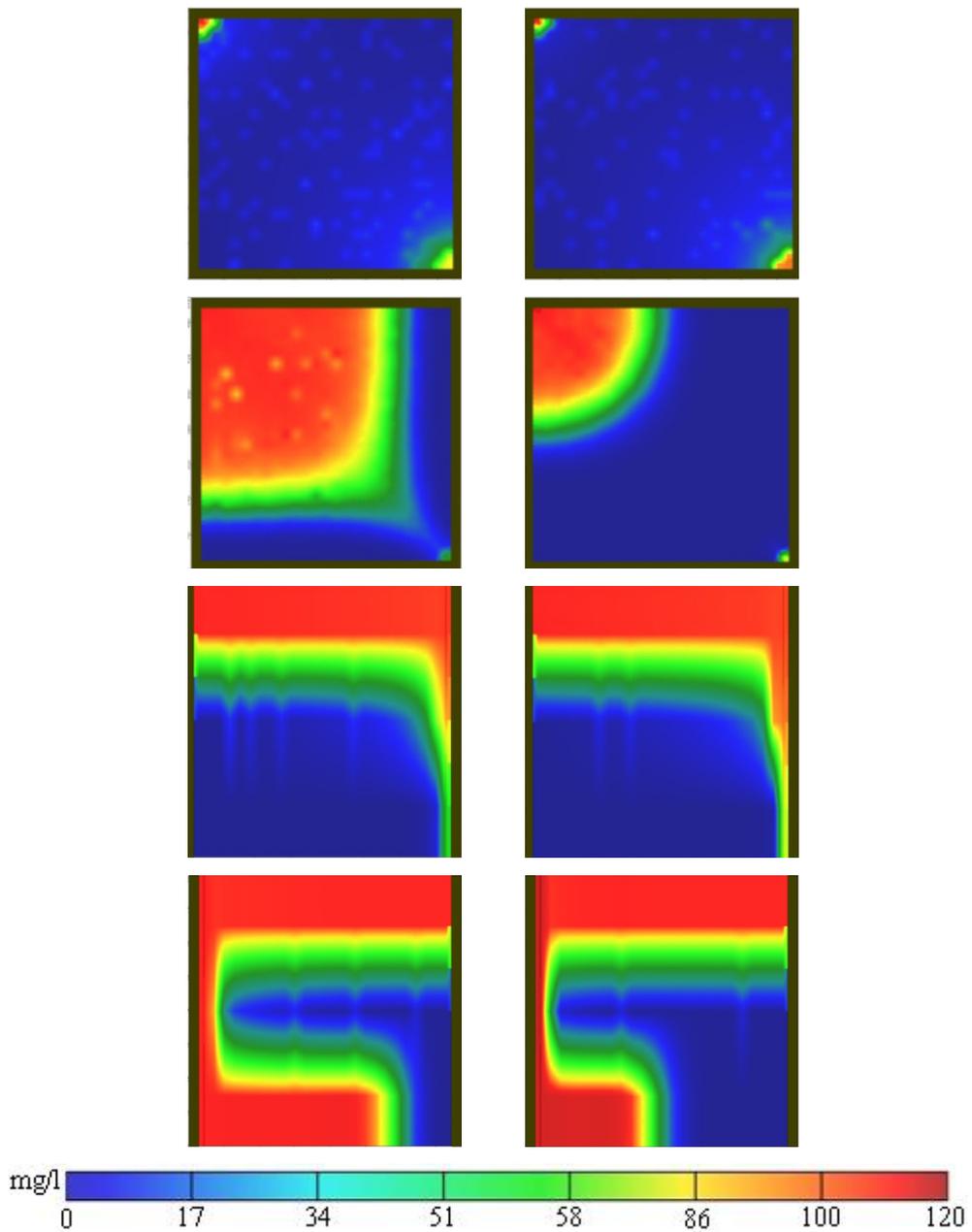


Figura 14. Mapas con la distribución de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años. A la izquierda el caso 3 y a la derecha el caso 6. Las dos primeras filas corresponden a la distribución horizontal en las capas 2 y 3. Las dos últimas filas corresponden a un corte vertical que contiene el eje del pozo de bombeo (fila 3) y abandonado (fila 4).

Por último, en el caso 7 se procede a cambiar la permeabilidad vertical de las celdas correspondientes al pozo mientras que las demás condiciones permanecen igual que en el caso 3. Ahora, el valor de la conductividad vertical del pozo es el mismo que el de las celdas del acuífero. Como cabía esperar, se observa que la cantidad de soluto que pasa al acuífero inferior es mucho menor (ver figura 15). Este resultado podría llevar a interpretaciones erróneas del estado de un acuífero. Por tanto, si se está interesado en modelar el flujo vertical a través de perforaciones abandonadas, es una buena aproximación el considerar que la permeabilidad vertical en las celdas que representan cada pozo, tenga un valor más elevado que las correspondientes al medio. El no tener en cuenta esto, que es como habitualmente trabaja la mayor parte de los modeladores, puede conllevar a resultados poco representativos como vemos en el análisis hecho con las figura 15.

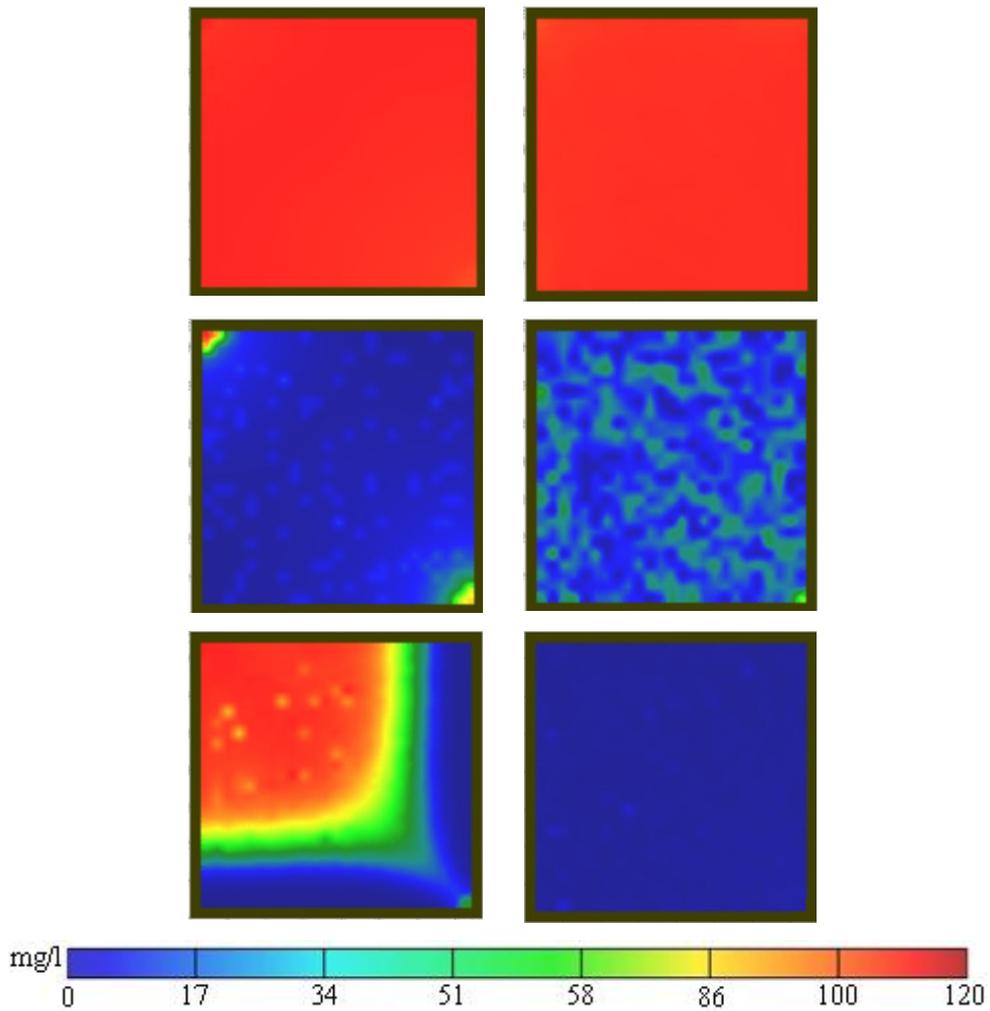


Figura 15. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años. A la izquierda el caso 3 y a la derecha el caso 7. De arriba a abajo: capa 1, capa 2 y capa 3.

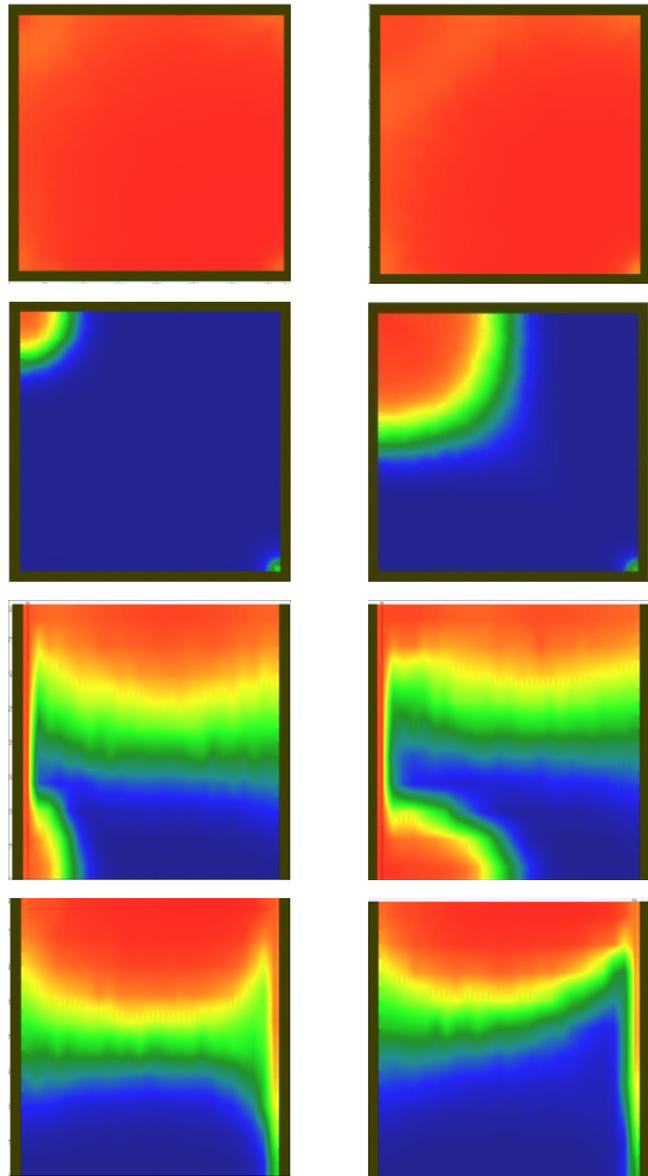
4.3 Modelo 3. Casos 8 y 9.

En los casos 8 y 9 se evalúa la influencia de la permeabilidad vertical respecto de la horizontal del medio considerando un acuífero único representado a través de 10 capas. Las perforaciones están ranuradas en las dos capas superiores y en las dos inferiores. Luego, todas las condiciones permanecen inalteradas de un caso al otro, excepto la relación entre la componente horizontal y vertical de la conductividad

hidráulica del medio. En el caso 8 esa relación es igual a 1 y en el caso 9 es igual a 0.1.

En el caso 8 se observa que una gran parte de soluto se distribuye en vertical a través del terreno y el resto por los pozos, posiblemente por la baja resistencia que tiene el terreno. En el caso 9 al disminuir la permeabilidad vertical se disminuye la transferencia vertical del flujo a través de las capas, y hay mayor flujo por el pozo abandonado. Para cumplir con el requerimiento de caudal del pozo de bombeo, el flujo se transfiere desde el pozo abandonado a través de la última capa, generando una mayor transferencia de contaminante en la parte baja del acuífero. Una parte del contaminante que pasa a través de las capas va quedando y otra parte es transportada por el flujo, mientras que el contaminante que entra a través del pozo de bombeo en parte o en su totalidad es extraído con el bombeo. En la figura 16 se presentan los mapas de la concentración de soluto para los casos 8 y 9.

Para evitar la entrada de agua de forma lateral a los pozos en las capas donde no existe ranura, fue necesario definir celdas inactivas o hacer que sea nula la permeabilidad horizontal dentro de la perforación. Lo anterior no suele tenerse en cuenta habitualmente.



mg/l 0 17 34 51 58 86 100 120

Figura 16. Mapas con la distribución de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años. A la izquierda el caso 7 y a la derecha el caso 8. Las dos primeras filas corresponden a la distribución horizontal en las capas 1 y 10. Las dos últimas filas corresponden a un corte vertical que contiene el eje del pozo de bombeo (fila 3) y abandonado (fila 4).

4.4 Modelo 4. Casos 10 al 13.

Este caso se plantea como una primera aproximación a uno real donde el número de pozos es bastante mayor que en los casos anteriores. En los 5 casos los valores de las componentes de la conductividad hidráulica, las condiciones de contorno y el número (90 activos y 10 abandonados) y la localización de los pozos permanecen inalterados.

En el caso 10 la permeabilidad del acuitardo es variable según 4 zonas (ver figura 6). Al realizar la simulación correspondiente se observa que el transporte del contaminante ocurre mayormente a través de las perforaciones cuando éstas atraviesan zonas del acuitardo poco conductivas. Por otro lado, en zonas donde el acuitardo es más permeable el flujo de soluto a través de los pozos es menor y se desarrolla en el acuitardo. Además la concentración en el acuífero inferior se incrementa cuando los pozos abandonados están cerca de pozos de bombeo. En la figura 17 se puede ver la distribución horizontal de las concentraciones al cabo de 20 años en las tres capas del sistema. Como puede verse, las mayores concentraciones en el acuífero inferior se encuentran debajo de la zona menos permeable del acuitardo.

En el caso 10 se observa también que a pesar de alcanzar el régimen estacionario en el flujo no ocurre lo mismo con el transporte (ver figura 18). La concentración en el acuífero inferior y en el agua extraída no alcanza un valor constante, sino que varía a lo largo del tiempo. Por tanto si se toma un valor de concentración de soluto en el agua extraída de las perforaciones durante los primeros minutos de bombeo y aún después de varios días, este valor puede no ser representativo de la concentración del agua subterránea del acuífero inferior. Esto puede deberse a que los procesos de transporte de masa en medios porosos suelen ser muy lentos y están afectados por múltiples factores (recarga, bombeos, estado de las perforaciones, etc.).

En consecuencia, a la hora de monitorizar e interpretar datos sobre el estado químico de un acuífero, es necesario evaluar la influencia del diseño de las perforaciones que en él pueda haber, el régimen de bombeo y riego, la hidráulica del acuífero y la permeabilidad del suelo.

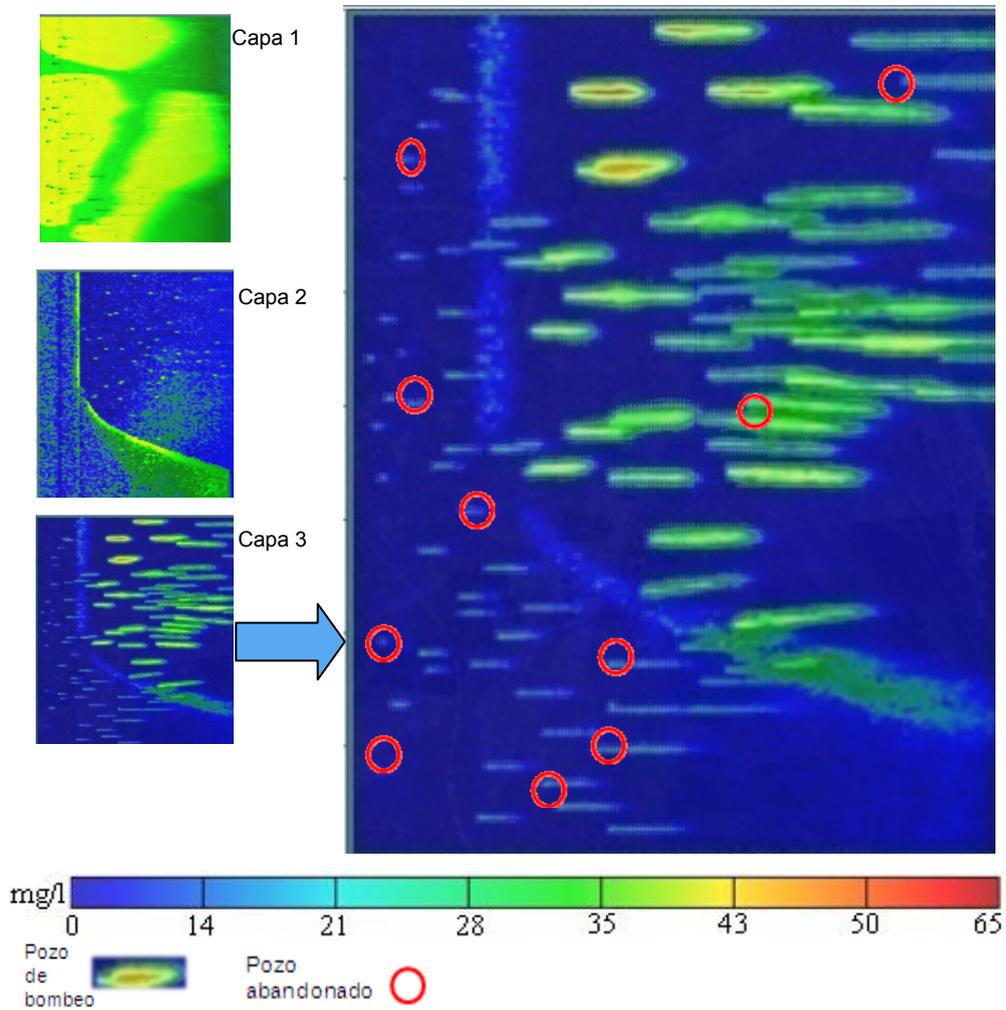


Figura 17. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 20 años para el caso 10.

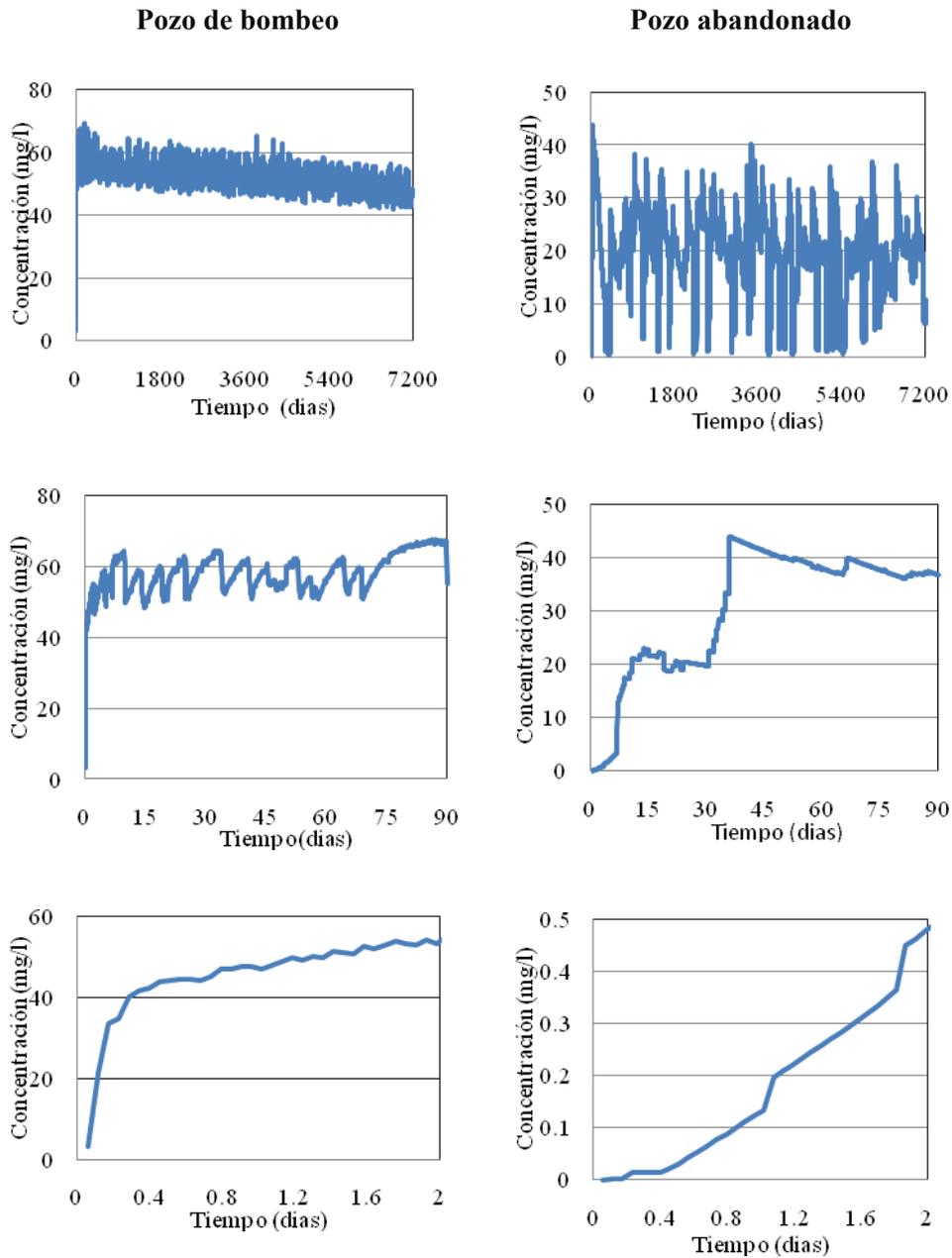


Figura 18. Concentración de soluto en el agua extraída de las perforaciones. De arriba abajo la figura muestra el perfil de concentraciones después 20 años, 90 días y 2 días de simulación (caso 10).

Por ejemplo, una práctica habitual es obtener mapas de la concentración de un soluto interpolando datos puntuales registrados en campo. En la figura 19 se observan los resultados de una interpolación considerando los 100 valores de la concentración obtenidos por simulación en el acuífero inferior y el mapa simulado completo. Las diferencias entre ambos son evidentes y el uso del primero de los mapas podría llevarnos a conclusiones alejadas de la realidad.

Imágenes como la de la figura 19a, son las que suelen aparecer en los informes de las redes de observación de calidad. En base a estos resultados se estima que el acuífero inferior está contaminado, lo cual puede no ser cierto teniendo esto posibles implicaciones económicas.

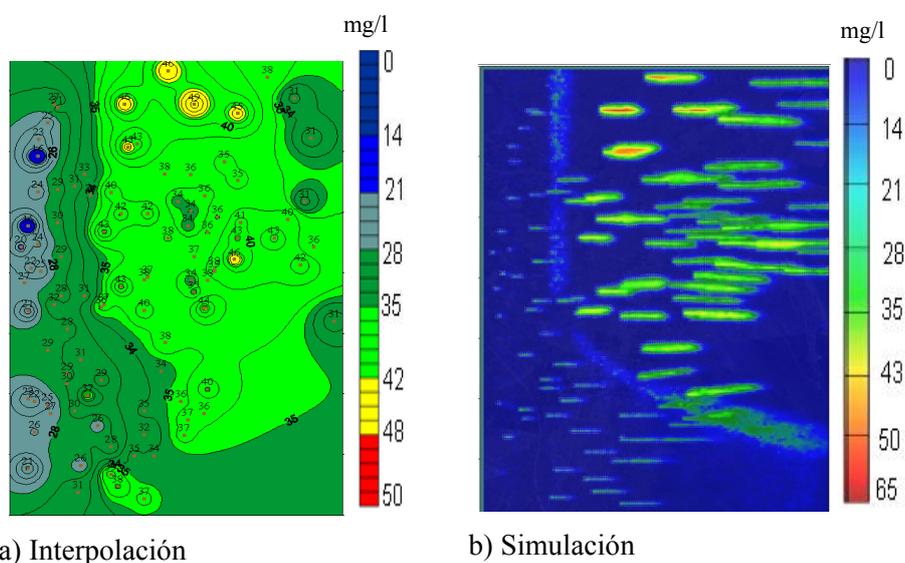


Figura 19. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 20 años para el caso 10, capa 3. A la izquierda: interpolación por el método del inverso de la distancia, a la derecha: simulación del transporte de masa.

Por último, es importante señalar que en este caso se ha considerado una concentración de soluto en la recarga igual a 50 mg/l de N-NO_3^- . En muchos puntos de muestreo localizados en acuíferos costeros de la Comunidad Valenciana, se han registrado concentraciones que alcanzan hasta 500 mg/l de NO_3^- .

En el caso 11 vemos como la permeabilidad del acuitardo afecta la distribución del soluto en los acuíferos. Se ha considerado que el acuitardo es homogéneo y poco permeable. Las demás condiciones del sistema son idénticas a las del caso 10. Al simular el comportamiento del sistema y representar gráficamente la distribución de la concentración, se observa que desaparecen los efectos de la zonificación del acuitardo. Por otro lado, al ser el acuitardo muy poco conductivo, el soluto se mueve en mayor medida a través de las perforaciones. En la figura 20 se comparan las concentraciones obtenidas para los casos 10 y 11.

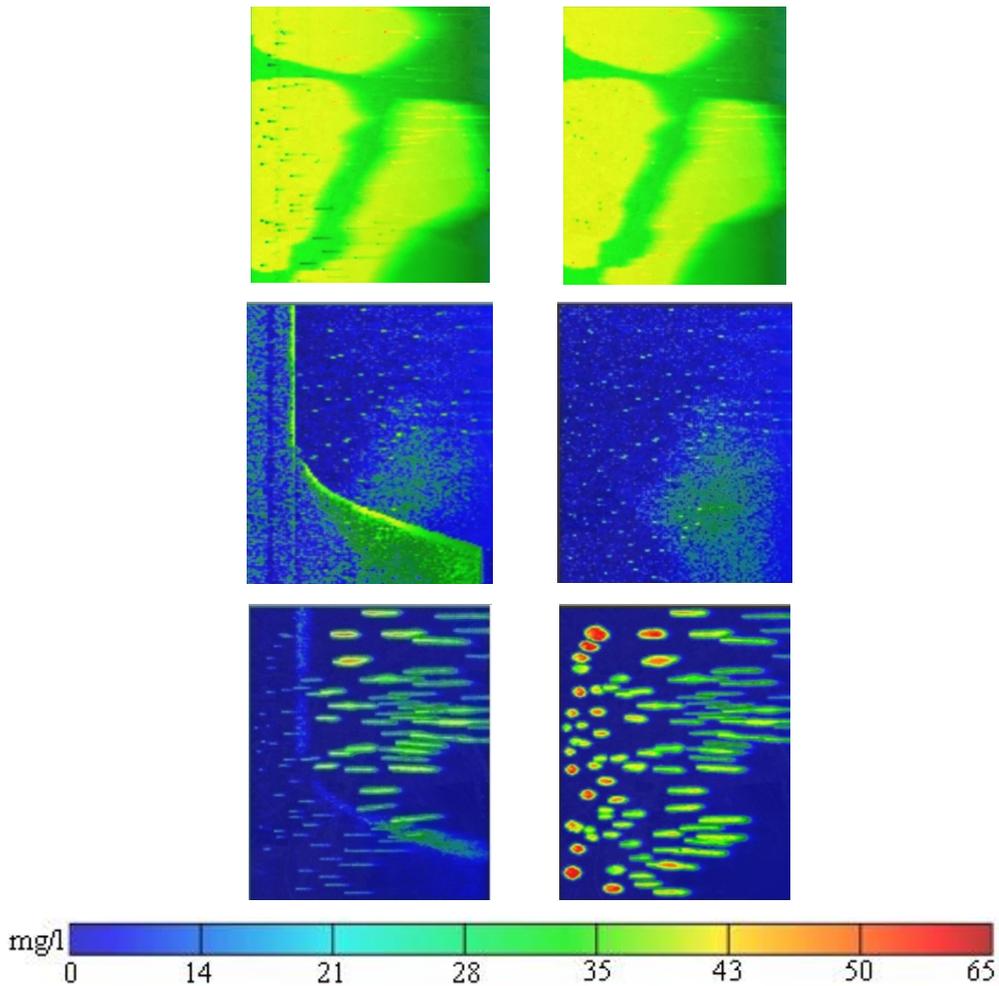


Figura 20. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 10 años. A la izquierda el caso 10 y a la derecha el caso 11. De arriba a abajo: capa 1, capa 2 y capa 3.

En el caso 12 se mantienen las condiciones del caso 10 pero se procede a clausurar 5 de los 10 pozos abandonados y a diseñar 29 de los 90 pozos de bombeo de tal forma que no exista zona ranurada en el acuífero superior. Clausurar un pozo significa asignar a las celdas que le pertenecen las propiedades del medio circundante. Se observa una reducción del contaminante en el acuífero inferior y un pequeño aumento del flujo y transporte de solutos a través del acuitardo. Esto se debe a que es necesario cumplir con el requerimiento de caudal en cada una de las perforaciones. En otras palabras, la desaparición de 5 vías preferenciales del flujo (pozos clausurados) y de 29 tramos ranurados (en pozos de bombeo), debe ser compensada con un flujo mayor a través del acuitardo. En la figura 21 (columna 1 y 2), se comparan las concentraciones para los casos 10 y 12 y puede comprobarse visualmente lo anterior.

Hasta ahora todas las situaciones simuladas partían de un sistema en el cual sólo había contaminación el acuífero superior. Al cabo del tiempo de simulación se estudiaba como se contaminaban el acuitardo y el acuífero inferior. En el caso 13 se está interesado en estudiar una situación en la cual todo el sistema parte de un estado de cierta contaminación. Esto se consigue imponiendo como condiciones iniciales de flujo y transporte las soluciones obtenidas en el caso 10. En la figura 21 se representan los mapas de la concentración obtenida para los casos 10 (columna 1) y 13 (columna 3). La columna 1 es la condición inicial del problema de transporte para el caso 13. La idea es simular una situación en la que partimos de un medio contaminado e implementamos una serie de medidas de remediación como lo son la clausura de pozos y la supresión de zonas ranuradas en acuíferos contaminados. Una vez el acuífero inferior está contaminado reconstruir una perforación existente no eliminará el contaminante que había inicialmente, pero si evitará que la perforación sea una vía rápida de entrada de contaminante y que la calidad del acuífero inferior siga empeorando.

Los resultados observados en la figura 21 reflejan la importancia de un diseño y/o clausura adecuados de pozos. Esto supone establecer como medidas de prevención la elaboración de procedimientos específicos que minimicen el riesgo de entrada de contaminante, tales como:

- Estudio del entorno donde se realizará la perforación.
- Procedimiento para la determinación del caudal máximo a extraer.
- Determinación de la profundidad y diámetro de perforación y entubación.
- Determinación de materiales, características y ubicación de las tuberías de revestimiento, tramos filtrantes y relleno anular.
- Métodos de perforación.
- Operaciones de cementación.
- Procedimiento de limpieza, desarrollo y desinfección de perforaciones.
- Procedimientos de sellado y abandono de perforaciones.
- Procedimientos de inspección de los revestimientos y rellenos.
- Procedimientos de toma de muestras para el análisis de la calidad del agua.

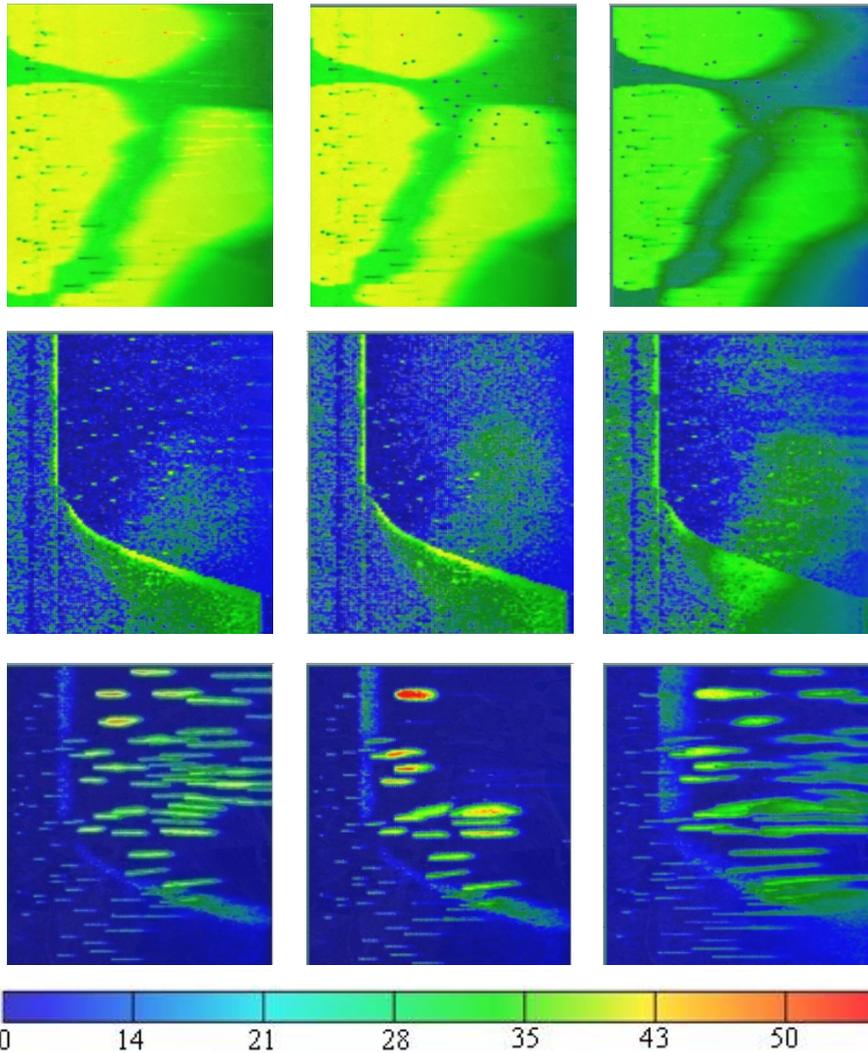


Figura 21. Mapas con la distribución horizontal de la concentración del soluto para un tiempo de simulación igual a 20 años. De izquierda a derecha el caso 10, 12 y 13. De arriba abajo: capa 1, capa 2 y capa 3. En la columna 2 y 3 se han eliminado 5 vías preferenciales de flujo (pozos clausurados) y 29 tramos ranurados (en pozos de bombeo). La condición inicial del flujo y transporte para el caso 10 y 12 son la misma. La columna 1 es la condición inicial del problema de transporte para el caso 13.

Capítulo 5. Conclusiones

Este trabajo tiene como objetivo comprender como algunos parámetros físicos de un sistema hidrogeológico y las condiciones en las que se encuentran las perforaciones existentes en él, afectan al proceso de migración de un soluto. Para ello se realiza la modelación matemática de un acuífero en tres dimensiones sintético y se estudian una variedad de situaciones. A continuación se resumen las principales conclusiones de este trabajo.

Un aspecto a tener en cuenta a la hora de modelar sistemas con perforaciones es como el modelo numérico representa un pozo. La aproximación clásica considera que el caudal inyectado o bombeado a través de un pozo es un término más del balance hídrico en la celda afectada. Esta forma de tratar el problema puede no ser adecuada cuando trabajamos con el transporte de un contaminante. En este trabajo se presenta un escenario en el cual el mismo problema es resuelto considerando las celdas asignadas a pozos como si fueran celdas del medio (aproximación convencional), y asignando a ellas un valor de la conductividad hidráulica vertical muy alto. Se observa que en el primer caso la cantidad de soluto que alcanza las cotas más bajas del sistema es mucho menor que para el segundo. Lo cual podría crear una falsa idea del estado cualitativo del acuífero inferior.

Otro problema que surge a la hora de implementar pozos en el marco de modelos numérico es el tamaño de la celda que lo representa. En este trabajo se realiza un ejercicio de sensibilidad donde el mismo escenario es resuelto para distintos tamaños de celda representado perforaciones. Se encuentra que al menos la distribución de la concentración del soluto no se ve afectada por dicha magnitud.

Se está acostumbrado a pensar que la calidad del agua de un acuífero profundo cuyo potencial es inferior al de las capas que lo confinan, disminuye siempre a

causa de que un soluto se infiltra a través de ellas. Los resultados obtenidos en este estudio muestran que cuando existen pozos inactivos conectando distintas unidades hidrogeológicas, un acuífero profundo puede contaminarse a través éstos aún siendo el acuitardo que lo confina muy poco conductivo.

Los valores de la concentración de soluto del acuífero inferior cambian, en ocasiones en gran proporción, según el régimen de bombeos, recarga, y características del medio. Inclusive durante períodos en que las extracciones son nulas, existe transporte de soluto entre acuíferos a través de las perforaciones.

Si un contaminante llega al acuífero inferior a través de perforaciones activas, pueden ocurrir dos cosas. El contaminante puede ser extraído totalmente durante los periodos de bombeo, o quedar retenido en el acuífero inferior en caso de que el flujo extraído no supere al que ingresa al mismo. En cambio, si el soluto ingresa al acuífero inferior a través de un pozo abandonado, no puede ser extraído y se moverá en el acuífero inferior según las condiciones del sistema.

En este trabajo se muestra cuán diferentes pueden ser dos mapas de la concentración de un soluto en el subsuelo cuando uno de ellos se obtiene por interpolación de datos puntuales registrados en campo y el otro por simulación de los procesos físicos que subyacen al medio modelado. La primera opción suele ser la más aplicada y la que encontramos habitualmente en los típicos informes acerca de la calidad del agua de un acuífero. La concentración medida en las perforaciones a través de un monitoreo, constituye sólo un indicador de contaminación puntual, mas no de todo el acuífero. Esto puede tener graves implicaciones económicas que sería conveniente evaluar en estudios posteriores.

Otro aspecto que se intenta comprender en este trabajo es el impacto de algunas cuestiones relativas al diseño y construcción de las perforaciones. Por ejemplo, interesa saber que ocurre cuando una perforación tiene zonas ranuradas en

diferentes partes del sistema. También, que pasa si un pozo se abandona y se clausura adecuadamente. En relación a las zonas de admisión de agua, se ve que un modo sencillo de disminuir la contaminación de las capas más profundas es a través del sellado de las ranuras de los pozos en el acuífero superior. Igualmente si las perforaciones abandonadas son selladas se reduce la entrada de contaminante al acuífero inferior. Dejar de bombear y clausurar perforaciones con un diseño inapropiado y construir perforaciones en otros sitios, también mejoraría la calidad del agua en el acuífero profundo.

En relación a influencia de pozos en un problema de contaminación, interesa saber como éste se ve afectado por la consideración o no de perforaciones abandonadas en el modelado del sistema. Para ello, en este trabajo resolvemos algunos casos en los que se observa que los pozos abandonados constituyen vías preferenciales para el movimiento del soluto. Incluso, se puede ver como la contaminación de un acuitardo separando dos acuíferos disminuye de forma dramática cuando los pozos abandonados entran en juego.

Por último, y volviendo al problema de la implementación de pozos en modelos numéricos, es importante señalar que se debe definir de alguna manera una condición de flujo horizontal nulo en las celdas asignadas a pozos en las zonas no ranuradas. Esto se consigue asignando conductividades hidráulicas horizontales muy bajas a dichas celdas.

Bibliografía

Arumí, J.L., J. Núñez, L. Salgado y M. Claret, Evaluación del riesgo de contaminación con nitrato de pozos de suministro de agua potable rural en Chile (zona de parral). *Revista Panamericana de Salud Pública*, 20 (6), 385-392, 2006.

Arumí, J.L., R. Oyarzún, M. Sandoval, Natural protection against groundwater pollution by nitrates in the Central Valley of Chile, *Hydrological Sciences Journal des Sciences Hydrologiques*, 50(2), 331-340, 2005.

Cancino, J., C. Bonilla y G. Donoso, Contaminación de los recursos hídricos en la zona central de Chile. VI Jornadas del CONAPHI-Chile, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal.

Carbó, L.I., M.C. Flores y M.A. Herrero, Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina. *Environmental Geology*. 57, 1489-1500, 2009.

Cionchi, J. y I. Redin, La construcción deficiente de pozos y su influencia en la contaminación de acuíferos en el sudeste bonaerense- Argentina, IV congreso de hidrogeología, río cuarto Córdoba- Argentina. Proyecto REDESAR, 2005

Cionchi, J., La influencia de las características constructivas en la caracterización hidroquímica del agua subterránea. Obras Sanitarias Mar del Plata, Proyecto REDESAR, 2004

Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas del Ministerio de Medio Ambiente, Caracterización de las fuentes agrarias de contaminación de las

aguas por nitratos, Centro de publicaciones secretaria general técnica ministerio del medio ambiente, 2001.

Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. Diario Oficial de la Comunidad Europea L 375.
<http://www.miliarium.com/Paginas/Leyes/Aguas/ue/D91-676.asp>

Directive 2006/118/EC, Groundwater Directive.

<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:372:0019:0031:ES:PDF>

U.S. Environmental Protection Agency (2009) User's Manual, Drinking Water Contaminants, <http://www.epa.gov/safewater/contaminants/index.html>

Estrela T, A. Fidalgo, J. Fullana, J. Maestu, M.A. Pérez, M.A. Pujant, Júcar Pilot River Basin Provisional 814 Article 5 Report pursuant to the Water Framework Directive, Ministry for the Environment, Valencia, Spain, 2004.

Freeze, R.A. y J.A. Cherry, Groundwater prentice hall, Inc, p 604, 1979.

Grupo de Trabajo Internacional, Guía para el seguimiento general de las Aguas Subterráneas, Informe n° GP 2006 – 1 Utrecht Junio, 2006.

Hernández, M.E., M. Llamas, M. Ramón y J. Cruces, El impacto de los pozos abandonados sobre la calidad de las aguas subterráneas del acuífero de Madrid, Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente, Valencia, 1998.

Korom S. F, Natural Denitrification in the Saturated Zone' A Review, Water Resources Research, 28 (6),1657-1668, 1992.

Konikow L. F., G.Z. Hornberger, Modeling effects of multimode wells on solute transport, Ground Water 44(5), 648-660, 2006.

Lacombe, S., E.A. Sudicky, S.K. Frapre, and A.J.A. Unger, Influence of leaky boreholes on cross-formational groundwater flow and contaminant transport, Water Resources Research 31(8), 1871–1882, 1995.

McDonald, M.G., A.W., Harbaugh, A modular three-dimensional finite difference groundwater flow model. US Geological Survey Technical Manual of Water Resources Investigation, Book 6,1998.

Ministerio de Medio Ambiente, Libro blanco del agua en España. Secretaria de estado de aguas y costas, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 1-637, 3-232, 2000.

Moratalla, A., J. J. Gómez, J. De las Heras, D. Sanz, S. Castaño, Nitrate in the Water-Supply Wells in the Mancha Oriental Hydrogeological System (SE Spain). Water Resource Manage 23, 1621–1640, 2009.

Neville J. and M. Tonkin, Modeling multiaquifer wells with modflow, Ground Water, 42(6), 910-919, 2004.

O.M.S., Anexo 4, Cuadros de información sobre sustancias químicas. Cuadro A4.3. Valores de referencia de sustancias químicas cuya presencia en el agua de bebida es significativa para la salud OMS.

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3sp_annex4.pdf

Ongley, E.D., Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos, GEMS/Water Collaborating Centre Canada Centre for Inland Waters Burlington, Canadá Estudio FAO: Riesgo y drenaje, 55, 1997.

Perdomo, C. H., O. N. Casanova y V. S. Ciganda, Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay, *Agrociencia*, 1, 10-22, 2001.

Reilly, T.E., O.L. Franke, and G.D. Bennett, Bias in groundwater samples caused by wellbore flow. *Journal of Hydraulic Engineering*, 115 (2), 270–276, 1989.

Stockmarr J., P. Nyegaard, Nitrate in Danish groundwater, Geological Survey of Denmark and Greenland, 2001.

Sukop M.C, Estimation of vertical concentration profiles from existing wells, *Ground Water*, 38 (6), 836-841, 2000.

Spalding, R. F., y M.E. Exner, Occurrence of nitrate in groundwater – A review, *Journal of Environmental Quality*. 22, 392-402, 1993.

Tesoriero, A., H. Liecscher, S. Cox, Mechanism and rate of denitrification in an agricultural watershed: electron and mass balance along ground water flow paths. *Water Resources Research* 36 (6), 1545–1559, 2000.

Wolfe, A.H., J.A. Patz, Reactive nitrogen and human health: acute and long term implications. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2), 120–125, 2002

Zheng, C., P. Wang, MT3DMS. Department of Geological Sciences. Department of Mathematics, University of Alabama, U.S. Army Corps of Engineers, 1999.