

AGUA SUBTERRÁNEA, MEDIO AMBIENTE, SALUD Y PATRIMONIO

Congreso Ibérico sobre Agua subterránea, medio ambiente, salud y patrimonio

12-15 de noviembre de 2018 - Salamanca



Asociación Internacional de Hidrogeólogos
Grupo Español



Asociación Internacional de Hidrogeólogos
Grupo Portugués



IMGA-España



PMG
Portuguese
Chapter
on Medical
Geology



INSTITUTO
UNIVERSITARIO DE ESTUDIOS
DE LA CIENCIA Y LA TECNOLOGÍA



UNIVERSIDAD
DE SALAMANCA

Patrocinan:



GOBIERNO
DE ESPAÑA



MINISTERIO
DE CIENCIA, INNOVACIÓN
Y UNIVERSIDADES



Instituto Geológico
y Minero de España



CEHYUMA
CENTRO DE HIDROGEOLOGÍA
DE LA UNIVERSIDAD DE MÁLAGA



Diputación
de Salamanca



GOBIERNO
DE ESPAÑA



MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA



CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL DUERO



FCIHS
FUNDACIÓN CENTRO INTERNACIONAL
DE HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA



TURISMO de
SALAMANCA



Junta de
Castilla y León

Colaboran:



AFORMHIDRO
aforos y mantenimientos hidráulicos, s.a.



acuria

sondeos
martínez



testificación
geofísica

Civicons
CONSTRUCCIONES



aqualia

Facsa
ciclo integral del agua



Fariña

Grupo Español de la AIH y Grupo Español de IMGA

Bartolomé Andreo Navarro, Elena Giménez Forcada y

Juan José Durán Valsero (editores)

Agua subterránea, medio ambiente, salud y patrimonio

Comunicaciones presentadas al “Congreso Ibérico sobre Agua subterránea, medio ambiente, salud y patrimonio”
Salamanca, 12-15 de noviembre de 2018

Autor:

Asociación Internacional de Hidrogeólogos – Grupo Español

Editores:

Bartolomé Andreo Navarro
Elena Giménez Forcada
Juan José Durán Valseiro

Asistente editorial:

José Manuel Nieto López

© 2018 Asociación Internacional de Hidrogeólogos – Grupo Español
Gran Capitán s/n, 08034 – Barcelona
Edición digital, octubre de 2018. Edición electrónica: www.aih-ge.org
ISBN: 978-84-938046-6-4

CONGRESO IBÉRICO SOBRE AGUA SUBTERRÁNEA, MEDIO AMBIENTE, SALUD Y PATRIMONIO

Salamanca, 12-15 noviembre 2018

Organizan:

Asociación Internacional de Hidrogeólogos - Grupo Español y Grupo Portugués

Asociación Internacional de Geología Médica – Grupo Español y Grupo Portugués



Asociación Internacional de Hidrogeólogos
Grupo Español



Asociación Internacional de Hidrogeólogos
Grupo Portugués



IMGA-España



UNIVERSIDAD
DE SALAMANCA

Patrocinan:



Con la colaboración de:



Organización del Congreso

El Congreso ha sido promovido conjuntamente por los Grupos Español y Portugués de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH) y de la Asociación Internacional de Geología Médica (IMGA), que han delegado parte de la organización en el Comité Organizador. Se ha contado con la colaboración de miembros del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga (CEHIUMA), Confederación Hidrográfica del Duero (CHD), Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea (FCIHS), Ayuntamiento y Diputación de Salamanca y de la Junta de Castilla y León.

Comité Organizador:

Grupo Español:

Bartolomé Andreo Navarro (CEHIUMA)
Juan José Durán Valsero (IGME)
Teresa Carceller Layel (CHE)
Margarida Valverde Ferreiro (FCIHS)
Jaime Gómez Hernández (UPV)
José Benavente Herrera (UGR)
Jorge José Molinero Huguet (Amphos 21 Consulting, S.L.)
Luis Martínez Cortina (MITECO)
Carolina Guardiola Albert (IGME)
Elena Giménez Forcada (IGME)
M^a Dolores Pereira García (USAL)

Grupo Portugués:

António Chambel (UÉv)
Raquel Sousa (AIH-GP)
José Paulo Monteiro (UAlg)
José Manuel Marques (IST)
Manuel Abrunhosa (AIH-GP)
Carla Patinha (UA)
Eduardo Ferreira da Silva (UA)

Comité Local:

Elena Giménez Forcada (IGME)
M^a Dolores Pereira García (USAL)
Santiago M. López García (USAL)
Víctor del Barrio Beato (CHD)
Esther Rodríguez Jiménez (CHD)
José Luis Molina González (USAL)
Marta Moreno Gómez (JCyL)
M^a Carmen García Macías (USAL)
Miriam Pérez Veneros (USAL)
Santiago Gutiérrez Broncano (UCLM)
M^a Pilar Pena Búa (ULoyola)
M^a Elena Galindo Rodríguez (IGME)
Mercedes Delgado Pascual (USAL)
Antonio Martínez Graña (USAL)
M^a Antonia García Jiménez (MITECO)
Natalia García Bravo (IGME)
Almudena de la Losa Román (IGME)
Raquel Morales García (IGME)
José Manuel Nieto López (CEHIUMA)
Jorge Prieto Mera (CEHIUMA)
José Manuel Gil Márquez (CEHIUMA)
Matías Mudarra Martínez (CEHIUMA)
Juan Antonio Barberá Fornell (CEHIUMA)
Pedro Huerta Hurtado (USAL)
Guillermo Simón Porcar (IMGA)

Comité Científico:

José Miguel Andreu Rodes (UA)
María Aurora Armienta (UNAM)
Juan Antonio Barberá Fornell (UMA)
Irene de Bustamante Gutiérrez (IMDEA)
M^a Carmen Cabrera Santana (ULPGC)
M^a Luisa Calvache Quesada (UGR)
Lucila Candela Lledó (UPC)
Paula Carreira (UL)
M^a Isabel Carretero León (USE)
José Antonio Centeno (FDA)
Hélder Chaminé (ISEP)
Rafael Delgado Calvo-Flores (UGR)
José Ángel Díaz Muñoz (IGME)
Juan José Durán Valsero (IGME)
Francisco Javier Elorza Tenreiro (UPM)
M^a Virginia Fernández González (UGR)
Eduardo Ferreira da Silva (UA)
Saverio Fiore (UNIBA)
Diego Fridman (FCEI)
Juan José Gómez Alday (UCLM)
María Izquierdo Ramonet (CSIC)
Juan A. Luque Espinar (IGME)
Nelly Mañay (URM)
José Manuel Marques (UL)
José Martins Carvalho (TARH)
Marisol Manzano Arellano (UPCT)
Pedro Martínez Santos (UCM)
Sergio Martos Rosillo (IGME)
Josep Mas Pla (UdG)
Rosa Mejjide Faílde (UDC)
M^a do Rosario Melo Da Costa (UTAD)
José Paulo Monteiro (UALG)
Carla Patinha (UA)
Esperanza Montero González (UCM)
Ignacio Morell Evangelista (UJI)
Matías Mudarra Martínez (UMA)
Manuel Olías Álvarez (UHU)
Manuel Pozo Rodríguez (UAM)

Miguel Rodríguez Rodríguez (UPO)
Javier Samper Calvete (UDC)
Alcino Sousa Oliveira (UTAD)
Iñaki Vadillo Pérez (UMA)
Ángela Vallejos Izquierdo (UAL)
Juana Vegas Salamanca (IGME)

Patrocinadores y Colaboradores:

Los siguientes organismos, entidades y empresas públicas y privadas han apoyado económica y técnicamente la realización del Congreso.

- Ayuntamiento de Salamanca
- Diputación de Salamanca
- Universidad de Salamanca (USAL) – ECYT
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME)
- Confederación Hidrográfica del Duero (CHD)
- Junta de Castilla y León (JCyL)
- Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga (CEHIUMA)
- Fundación Centro Internacional de Hidrología Subterránea (FCIHS)
- Aformhidro
- Sondeos Martínez
- Civicons
- Aqualia
- Bodegas Fariña
- Fomento Agrícola Castellonense, S.A. - FACSA

Índice de contenidos

Presentación	17
---------------------------	----

Ponencias del Congreso

Humedales y aguas subterráneas: una visión hidrogeológica <i>Emilio Custodio</i>	21
Minería e hidrogeología: interacciones <i>Rafael Fernández Rubio</i>	33
Propuesta realizada por la AIH-GE: estándares mínimos para una correcta ejecución de pozos <i>Alfredo Barón Pérez</i>	47
Calidad y contaminación de aguas subterráneas. Afecciones al medio ambiente <i>Jesús Carrera Ramírez</i>	57
Calidad del agua de consumo y salud <i>Cristina Villanueva Belmonte</i>	59
Importancia de los elementos geogénicos traza en los estudios de Geología Médica <i>Elena Giménez Forcada</i>	61
Aguas minero medicinales, termales y peloides: aspectos beneficiosos en la salud <i>Rosa Meijide Faílde</i>	67
Contaminantes emergentes en las aguas subterráneas y su incidencia en la salud <i>Josep Mas Pla</i>	77
Patrimonio hidrogeológico: métodos de estudio y estrategias de conservación <i>Raquel Morales García</i>	89
Hidrogeología de espacios naturales protegidos <i>Juan José Durán Valseo</i>	97
Aguas subterráneas y patrimonio cultural e histórico <i>Sergio Martos Rosillo</i>	103
Técnicas y aplicaciones de la hidrogeología a la gestión de residuos radioactivos <i>Elena Abarca Cameo</i>	113

Comunicaciones libres

Tema 1. Agua subterránea y medio ambiente

Sesión 1.1. Humedales y aguas subterráneas

- Caracterización hidrogeológica del acuífero del Suevo: implicaciones en el cálculo del coeficiente de agotamiento
J. Fernández Ortega, M. Meléndez Asensio y M. Jiménez Sánchez 123
- Estimación de tiempos de tránsito en acuíferos kársticos de alta montaña del pirineo oriental mediante isótopos ambientales. El macizo del Port del Comte (Lleida, España)
I. Herms, J. Jódar, J. Lambán, S. Martos Rosillo, J. Jorge, I. Vadillo, A. Soler y E. Custodio 135
- Evaluación del impacto de la recarga artificial en la zona no saturada (ZNS) mediante modelación numérica: masa de agua subterránea de Medina del Campo, España
P. Valle, H. Aguilera, J. Heredia, J.A. de la Orden, A. de la Hera y V. del Barrio Beato 145
- Contexto hidrogeológico y aproximación al balance hídrico de las lagunas Amarga y de los Jarales (Lucena, Córdoba)
J.M. Gil Márquez, B. Andreo Navarro, M. Mudarra Martínez y L. Linares Girela..... 155
- Hidroquímica y parámetros físicos potencialmente relacionados con la ausencia de vegetación sumergida en las Tablas de Daimiel
J. M. Ruíz Hernández, E. Santofimia Pastor, E. López Pamo y M. Mejías Moreno..... 165
- Modelización hidrológica y análisis de tendencias en las lagunas peridunares de Doñana
M. Rodríguez Rodríguez, A. Jaén, A. Fernández Ayuso y F. Moral 177
- Aspectos generales de los humedales costeros mediterráneos españoles vinculados al agua subterránea: el informe SASMIE
E. Custodio 187
- Estudio del funcionamiento hidráulico de la Llacuna de la Ricarda y propuestas de gestión a partir de un modelo numérico de flujo
J. Massana y E. Queralt 197
- Hidrogeología histórica de las Lagunas Reales de Medina del Campo (Cuenca del Duero, España)
A. de la Hera Portillo, J. López Gutiérrez, R. Mediavilla López, V. Borrueal Abadía, M. Llorente Isidro, M.D. Bejarano y T. Orozco Cuenca..... 207

Sesión 1.2. Minería e Hidrogeología: interacciones

- Marco hidrogeológico de los yacimientos uraníferos de Retortillo-Santidad (Salamanca)
J. Velasco Ventura, R. Fernández Rubio, D. Lorca Fernández, C. González Garrido, J. Verdejo Serrano, J.M. Montero González, L.J. Pérez Rodríguez y J. Pohl..... 219
- La modelización numérica hidrogeológica, como herramienta de gestión de las aguas subterráneas en minería. Aplicación al proyecto Salamanca (Berkeley Minera España)
J. Verdejo Serrano, M. Mallo Rodrigo, C. González Garrido, J.M. Montero González, J. Velasco Ventura, R. Fernández Rubio y D. Lorca Fernández..... 231

Diseño de una red de drenaje de aguas subterráneas mediante sondeos verticales en la corta minera de Retortillo Sur (Salamanca) <i>A. Barrera García, J.M. Montero González, J. Velasco Ventura, M. Mallo Rodrigo, A. Ramírez Bermúdez, S. Bueso Sánchez y A. Cantudo Muñoz</i>	241
Modelo hidrogeológico preliminar aplicado al estudio de los flujos regionales de la Cuenca Carbonífera Central Asturiana <i>L. Álvarez Álvarez, A. González Quirós, L. Calvo Buelga y J.P. Fernández Álvarez</i>	253
Caracterización hidrodinámica del entorno de los yacimientos uraníferos de Retortillo – Santidad (Salamanca) <i>D. Lorca Fernández, R. Fernández Rubio, J. Verdejo Serrano, J. Velasco Ventura, M. Mallo Rodrigo y J.M. Montero González</i>	263
Evaluación conceptual y numérica de la influencia de la explotación minera en la definición de sus condiciones de contorno y su modelo numérico: caso de Candín-Fondón <i>L. Calvo Buelga, A. González Quirós, L. Álvarez Álvarez y J.P. Fernández Álvarez</i>	275
Elementos minoritarios y trazas en el distrito minero de Sierra de Gádor <i>M.A. Díaz Puga, A. Vallejos, F. Sola, L. Daniele y A. Pulido Bosch</i>	287
Análisis de la distribución de la concentración de un soluto conservativo en un medio poroso a escala regional considerando flujo vertical a través de perforaciones activas e inactivas <i>A. Mejía, E. Cassiraga y A. Sahuquillo</i>	295
 Sesión 1.3. Construcción y clausura de pozos	
Los pozos abandonados como fuente puntual de contaminación de los acuíferos. Ideas para una normativa de clausura de captaciones en desuso <i>C. Guardiola Albert, N. Naranjo Fernández, A. de la Losa, M. Martínez Parra, F. Villarroya y A. Barón</i>	307
Una revisión sobre el movimiento de patógenos en acuíferos: implicaciones para la construcción de pozos <i>J. Carrera, C. Valhondo, L. Martínez Landa y J. Wang</i>	317
Desarrollo y limpieza de sondeos con CO ₂ . Análisis del estado actual de la tecnología en España <i>A.J. Ramírez Bermúdez, S. Bueso Sánchez, A. Barrera García y A. Cantudo Muñoz</i>	329
Reflexiones sobre el estado actual de la técnica de construcción de pozos de captación de agua subterránea en España <i>T. García Ruiz</i>	339
Realización de sondeos para utilización conjunta de recursos superficiales y subterráneos: monitorización y uso. Caso del pantano de Forata <i>P. Romero Pavía y R. Sánchez Sacristán</i>	349
 Sesión 1.4. Calidad y contaminación de aguas subterráneas. Afecciones al medio ambiente	
Estudio de los efectos sobre las aguas subterráneas del incendio de la Vall de Ebo de 2015 (Alicante, España) <i>J.A. Domínguez Sánchez, R. Morales García, S. Rosado Piqueras, N. García Bravo, J.A. de la Orden Gómez y J.J. Durán Valsero</i>	361

Avaliação da evolução espaço-temporal da contaminação das águas subterrâneas na área envolvente ao Complexo Químico de Estarreja (Aveiro, Portugal) <i>C. Patinha, T. Marques, N. Durães, E. Ferreira da Silva y M. Senos Matias</i>	371
Valores genéricos para la restauración de aguas subterráneas en emplazamientos contaminados por fuentes de origen puntual: metodología de cálculo y valoración <i>M. Toribio, E. Orejudo, M.R. Espínola y J. Sánchez</i>	381
Efectos producidos por la marea oceanográfica sobre la temperatura y la conductividad eléctrica del agua en el acuífero costero de Motril-Salobreña <i>A.M. Blanco Coronas, M. López Chicano, M.L. Calvache, J.P. Sánchez Úbeda y C. Duque</i>	393
Estudio hidrogeológico para la evaluación de los recursos hídricos subterráneos y la viabilidad de satisfacer las demandas de abastecimiento en el municipio de Oia (Pontevedra) <i>J. Samper, A. Naves, B. Pisani, A. Mon, J. Dafonte, L. Montenegro, A. García y R. Rangel</i>	403
Sostenibilidad de los sistemas autónomos de abastecimiento con aguas subterráneas en zonas rurales de Galicia: lecciones aprendidas en el municipio de Abegondo (A coruña) <i>J. Samper, A. Naves, B. Pisani, L. Montenegro, A. Mon, J. Martins, C. Ameijenda, R. Piñeiro y R. Arias</i>	415
Disponibilidad de recursos hídricos subterráneos en la cuenca del Alto Genil: retos de futuro <i>J.A. Luque Espinar, S. Martos Rosillo, A. González Ramón, J.M. Murillo Díaz y L. Rico Jorge</i>	425
Avaliação da qualidade da água numa região contaminada por arsénio <i>F. Barata Feio, I.M.H.R. Antunes, A. Ferreira y M.R. Costa</i>	435
Análisis de los efectos de los incendios forestales sobre las aguas subterráneas <i>R. Morales García, J.J. Durán Valsero, J.M. Ruiz Hernández, J.A. de la Orden Gómez, J.D. Gómez Gómez, L. Moreno Merino y J.A. Domínguez Sánchez</i>	445
Estado cualitativo de la masa de agua Villaviciosa en relación con los usos territoriales <i>A. Gutiérrez Paño, M. Meléndez Asensio y M. Jiménez Sánchez</i>	457
Caracterización hidroquímica del acuífero freático de la masa de agua subterránea de Medina del Campo <i>A. de la Hera Portillo, J. López Gutiérrez, A. Romero Prados, J. Heredia Díaz, J.A. de la Orden Gómez, T. Orozco Cuenca y J.M. Fornés Azcoiti</i>	467
Evolución de la contaminación de origen agrícola en la Plana de Castellón y su impacto en el uso para abastecimiento <i>J.V. Clausell Borja, B. Sánchez-Rubio Ruiz y M. Ortíz Gómez</i>	477
La gestión de los expedientes de descontaminación de acuíferos en Cataluña <i>E. Orejudo Ramírez, R. Espínola Cazorla, J. Sánchez Anguita y M. Toribio Sánchez</i>	487
Modelación matemática de la concentración de BTEX en la zona no saturada: evaluación de la distribución de masa entre las fases <i>J. Rodrigo Ilarri, L. Romero Ballesteros y M.E. Rodrigo Clavero</i>	497
Procesos biogeoquímicos en zonas de transición acuíferos/acuitardos. Contribución a la remediación de fuentes recalcitrantes de tetracloruro de carbono y cloroformo <i>D. Puigserver Cuerda, A. Cortés, J. Herrero, B. Parker y J.M. Carmona Pérez</i>	507

Estrategias de explotación de un campo de pozos para hacer frente a una contaminación.
Caso de la Vall Baixa del río Llobregat
J. Massana, V. Solà, E. Queralt, S. Espinosa y J. Martín 517

Tema 2. Agua, salud y Geología Médica

Sesión 2.1. Desde la Hidrogeología hacia la salud pública

La responsabilidad social empresarial (RSE) y la Geología Médica (GM) como
herramientas para la mejora medioambiental
S. Gutiérrez Broncano, E. Giménez Forcada, P. Jiménez Estévez y P. Pena Búa 531

Estudio comparativo preliminar de las características químicas de aguas minerales
envasadas en España y en el extranjero
A. Jiménez Alonso, J. Benavente Herrera, T. Peinado Parra y C. Almécija Ruiz 541

Sesión 2.2. Importancia de los elementos geogénicos traza en los estudios de Geología Médica

Distribución de elementos traza contaminantes en el suelo y aguas subterráneas de España
J.A. Luque Espinar, E. Pardo Igúzquiza, M. Chica Olmo, J. Grima Olmedo, C. Grima Olmedo y E. Giménez Forcada 549

Presencia de arsénico y otros elementos traza en aguas subterráneas del sector
sudoccidental de la Llanura Chaco Pampeana argentina
E.E. Mariño, G. Teijón Ávila Y C.J. Schulz 557

Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de aguas minerales y termales de la provincia
de Málaga
J.A. Barberá Fornell, A. de Abrisqueta Rangel y B. Andreo 567

Sesión 2.3. Aguas minero-medicinales, termales y peloides: aspectos beneficiosos del agua en la salud

El papel de los elementos minerales y otros componentes químicos utilizados en medicina
termal: aguas mineromedicinales sulfuradas y cloruradas (nuevos mecanismos de acción)
F. Maraver, J.M. Carbajo, I. Vázquez y F. Armijo 581

El Sulfuro de Hidrógeno (H₂S): de tóxico a antioxidante y antiinflamatorio
R. Meijide Faílde, C. Vaamonde García, A. Vela Anero, F.J. Blanco y E.F. Burguera 591

Utilización del diagrama de evolución de facies hidroquímica (HFE-D) en los estudios
sobre distribución de elementos traza en aguas subterráneas
E. Giménez Forcada 597

La importancia de la red de observación en los estudios de hidrogeotoxicidad: un caso de
aplicación en la MAS Salamanca, al sur de la cuenca del Duero
G. Simón Porcar y E. Giménez Forcada 603

Actividad del ²²²Rn en aguas minerales y termales de la provincia de Málaga
J.A. Barberá Fornell, A. de Abrisqueta Rangel y B. Andreo 611

Estudio radiológico de algunas aguas termales de la provincia de Granada
A. Milena, B.R. Martínez Martínez, V.M. Expósito, F. Piñero, J. Benavente y M.A. Ferro .. 613

A aplicação da análise de cluster aglomerativa e de modelos de equações estruturais na avaliação da radioatividade natural em águas subterrâneas <i>L. Martins, F. Pacheco, A. Sousa Oliveira, A. Pereira y L. Sanches Fernandes</i>	621
Presencia de metales pesados (trazas) en caolines de uso farmacéutico y cosmético <i>M.V. Fernández González, J.M. Martín García, A. Molinero, P. Fernández, A.I. del Moral, J.C. Reina y R. Delgado</i>	623
Análisis de métodos estadísticos para la determinación de niveles de fondo: aplicación a los estudios de geología médica o hidrogeotoxicidad por elementos traza <i>J. Grima Olmedo, J.A. Luque Espinar y E. Giménez forcada</i>	633
Principales características de las aguas termales en la Depresión de Granada <i>J.A. Díaz Muñoz, C. Ontiveros Betranena, M.E. Galindo Rodríguez y M.M. Corral Lledó</i> .	643
Análisis de las consecuencias del riego con aguas ricas en arsénico y pH alcalino en los suelos utilizando herramientas geoestadísticas: caso de estudio en un sector localizado en el SE de la cuenca del Duero <i>E. Giménez Forcada y J.A. Luque Espinar</i>	653
Riesgo para la salud por consumo de flúor presente en las aguas subterráneas de España <i>J.A. Luque Espinar, E. Pardo Igúzquiza, E. Giménez Forcada, J. Grima Olmedo y C. Grima Olmedo</i>	655

Sesión 2.4. Compuestos emergentes en las aguas subterráneas y su incidencia en la salud

Consideraciones sobre la presencia de fármacos en suelos y aguas subterráneas orientadas al monitoreo y gestión de acuíferos <i>J. Mas Pla, M. Gros, C.M. Borrego, M. Boy Roura, M. Fillol, A. Menció y M. Petrovic</i>	659
Presencia y distribución espacial de fármacos y productos de uso personal en el agua subterránea bajo la ciudad de Zaragoza <i>E.A. Garrido Schneider, A. García Gil, M. Mejías Moreno, J.A. Sánchez Navarro, D. Barcelò, E. Vázquez Suñé y S. Díaz Cruz</i>	671
Procesos de pseudo-pasteurización de bacterias patógenas en agua subterránea inducidos por intercambiadores geotérmicos <i>A. García Gil, S. Gasco Cavero, E.A. Garrido Schneider, M. Mejías Moreno, E. Vázquez Suñé, M.A. Marazuela Calvo, M. Navarro Elipe, C. Alexandre y E. Sevilla Alcaine</i>	681
Presencia y distribución de contaminantes emergentes en cuatro cuencas antropizadas del sur de la Península Ibérica <i>I. Vadillo Pérez, P. Jiménez Gavilán, J.L. Aranda, F. Denguir Bujanow, J.A. Luque Espinar y J. Benavente Herrera</i>	691

Tema 3. Agua subterránea y patrimonio

Sesión 3.1. Patrimonio hidrogeológico: métodos de estudio y estrategias de conservación

Nuevas evidencias sobre el antiguo viaje de aguas de Amaniel (Madrid): significado como patrimonio hidrogeológico <i>P. Martínez Santos</i>	705
--	-----

Redes de control del estado de las aguas subterráneas en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero. Evolución y perspectivas
E. Rodríguez Jiménez, C. Cobaleda Grieder y A. García García 715

El impacto de la obra civil sobre las aguas subterráneas: el caso de la afección a las “Fuentes de Berbes” por el túnel del Fabar (Ribadesella, Asturias)
J. del Pozo Tejado, M.L. Meléndez Asensio y R. Morales García 723

Sesión 3.2. Hidrogeología de espacios naturales protegidos

Caracterización de la relación río-acuífero en el LIC “Río Mundo” e implicaciones para la gestión de los recursos hídricos
J. Hornero, M. Manzano, L. Ortega y R. Aragón 735

Hidrogeología de un karst mediterráneo de relieve alto: la Sierra de las Nieves (Málaga, España)
E. Pardo Igúzquiza, J.A. Luque Espinar, J. Heredia y J.J. Durán Valsero 745

Estimación de la aportación hídrica de los páramos calcáreos de la cuenca del Duero sobre espacios de la Red Natura 2000. Caso del acuífero del Páramo de Cuéllar
L. Alonso, T. Albuquerque, M. Antunes, R. Martínez Alegría, J. Taboada, J. Samper y B. Pisani..... 755

Sesión 3.3. Aguas subterráneas y patrimonio cultural e histórico

El Hidrogeodía: una iniciativa de divulgación de la importancia de las aguas subterráneas en España
A. de la Losa Román, C. Baquedano Estévez, L. Moreno Merino, J.J. Durán Valsero, R. Morales García y B. Andreo 767

Prerrománico, románico y fuentes: el caso de Asturias
A. Pérez, R.A. Álvarez, L. Linares, R. Álvarez y A. Ordóñez 777

El difícil equilibrio entre la explotación de acuíferos kársticos complejos y la conservación de manantiales. El caso de la Fuente de la Reja (Pegalajar, Jaén)
A. González Román 787

El Hidrogeodía como experiencia de apoyo para el desarrollo rural sostenible en la provincia de León
J. Fernández Lozano, J. Remondo, J. Bonachea, M. Morellón, A. González Díez y A. de la Losa Román..... 797

Los molinos del Pla de Sant Jordi, Mallorca (Illes Balears): un ejemplo de patrimonio histórico y cultural asociado a las aguas subterráneas
C. Baquedano Estévez, J. Argento Vidal, A. de la Losa Román y P. Robledo Ardila 807

De los antiguos viajes de agua de Madrid a los pozos artesianos de El Pardo: una visión histórica del aprovechamiento de las aguas subterráneas
C. Baquedano Estévez, A. de la Losa Román, L. Moreno Merino, F. López Olmedo, J. Heredia Díaz, C. Serrano Hidalgo, N. Naranjo Fernández, R. Morales García y J.J. Durán Valsero 817

El mapa hidrogeológico continuo de la provincia de Granada: una herramienta al servicio de los usuarios <i>C. Marín Lechado, A. González Román, T. Peinado Parra, F.J. García Martínez y G. Alcaín Martínez</i>	827
Itinerarios por los Lugares de Interés Hidrogeológico existentes en los macizos de la Alta Cadena, Sierra de Enmedio, área de los Tajos y Sierra de Alhama (provincia de Málaga) <i>I.M. Álvarez Manoja y M. Mudarra Martínez</i>	831
Evolución de las superficies de regadío mediante teledetección: caso de estudio en la comunidad de Castilla y León <i>M. Delgado Pascual, N. Sánchez Martín y E. Giménez Forcada</i>	841
 Tema 4. Técnicas y aplicaciones en Hidrogeología	
Evaluación de los recursos hídricos en la cuenca del río Arnoia en el noroeste de la Península Ibérica mediante modelos hidrológicos de balance: comparación de VISUAL-BALAN y SIMPA <i>J. Samper Calvete y B. Pisani Veiga</i>	853
Integración de análisis multi-isotópicos y marcadores microbiológicos específicos en la interpretación hidrogeológica para la determinación del origen de los nitratos <i>N. Micola Colomer, T. Garrido Martín, E. Ballesté Pau, A.R. Blanch Gisbert, R. Carrey Labarta, J. Fraile Maseras, F. Lucena Gutiérrez, A. Munne Torras, N. Otero Pérez y J. Solà Subiranas</i>	865
Tecnologías apropiadas para la mejora del acceso al agua subterránea en zonas rurales de la República de Mali: la perforación manual de sondeos <i>P. Martínez Santos, S. Díaz Alcaide, F.J. Robador Moreno, J.A. Cerván Vázquez, R. Gómez de Liaño y M. Martín Loeches</i>	875

Presentación

El agua subterránea constituye una manifestación hídrica fundamental del medio ambiente. Los humedales son probablemente los enclaves donde esta relación es más evidente, pero hay otros muchos ecosistemas y espacios naturales, protegidos o no por normativa al efecto, que dependen de las aguas subterráneas. Dichos espacios (especialmente los protegidos) se han convertido en destino preferido del denominado turismo de naturaleza, que practican cada vez más personas.

Por otra parte, el agua subterránea es un recurso que debemos usar de manera sostenible y proteger para las generaciones venideras. En sí misma constituye, pues, un patrimonio natural a preservar y a gestionar adecuadamente. Este valor patrimonial aumenta cuando se contempla en el contexto de la historia o la cultura de las civilizaciones, pero también cuando se considera como integrante de espacios naturales de especial significado ambiental, dado que contribuyen a la biodiversidad y geodiversidad, que en último extremo son un reflejo de la salud ambiental de los ecosistemas.

Es bien conocido que la composición química del agua subterránea depende, entre otros factores, de la composición mineralógica (química) de las rocas por las que fluye y del tiempo de permanencia en los acuíferos. Hay determinados componentes, muchos de ellos en bajas concentraciones, que condicionan de forma natural la calidad de las aguas subterráneas hasta el punto de no ser aptas para abastecimiento urbano, e incluso para regadío o uso industrial. Un ejemplo singular es el del arsénico, aunque hay otros elementos que como él son perjudiciales para la salud humana, incluso en bajas concentraciones. Por otra parte, existen aguas minerales, o con elevados contenidos en determinados componentes (por ejemplo, sulfuros), a menudo termales, que no son adecuadas para abastecimiento urbano, pero son la base de los balnearios que tantos beneficios tienen para la salud. En otros casos, la calidad natural es adecuada pero la actividad humana es la que puede alterarla y generar problemas de salud por la presencia de contaminantes de diverso tipo (nitratos, metales pesados, biocidas, microorganismos, compuestos farmacéuticos y cosméticos, etc.).

En definitiva, existe una relación clara entre agua subterránea, medio ambiente, salud y patrimonio, aunque no siempre sea evidente y, sobre todo, pocas veces se consideren de forma conjunta, desde una perspectiva integradora. Precisamente para enfatizar dicha relación, se celebra el Congreso ibérico sobre agua subterránea, medio ambiente, salud y patrimonio, en la ciudad de Salamanca, entre los días 12 y 15 de noviembre de 2018. El congreso ha sido coorganizado por los grupos español y portugués de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH-GE) y de la Asociación Internacional de Geología Médica (IMGA).

El presente libro de actas incluye las ponencias y comunicaciones revisadas y aceptadas por el comité científico. Las primeras sirven de introducción a las sesiones científico-técnicas en las que se presentan las segundas, estas últimas tanto en forma oral como póster. Cada uno de los temas abordados en las sesiones del congreso constituye un capítulo del libro.

El primer tema trata sobre el agua subterránea y el medio ambiente y, dentro de él, se incluyen diferentes secciones, como humedales de la geografía española en los que

recientemente se han hecho investigaciones hidrogeológicas, de gran trascendencia para mejorar su gestión; la interacción entre agua subterránea y minería, objeto de estudio en numerosos países (entre ellos España); la construcción y clausura de pozos, que incluye aspectos relevantes para preservar la calidad del agua subterránea; y la calidad y contaminación, tema de gran interés en el que se incluyen aportaciones relacionadas con la salvaguarda y protección de la calidad del agua subterránea.

El segundo gran tema del congreso está dedicado al agua subterránea, la salud y la geología médica. En este capítulo se aborda la interrelación entre hidrogeología y salud, la importancia que determinados elementos geogénicos traza pueden tener en los estudios de geología médica, los aspectos beneficiosos que las aguas minero-medicinales y peloides pueden aportar a la salud, sin olvidar, por último, la incidencia de los compuestos emergentes (farmacéuticos, cosméticos o productos de higiene personal) en la calidad de los recursos hídricos.

La relación entre el agua subterránea y el patrimonio se aborda en el tercer tema. En él se tienen en cuenta los métodos de estudio y estrategias de conservación del patrimonio hidrogeológico, la hidrogeología de espacios naturales protegidos y, finalmente, la vinculación entre las aguas subterráneas y el patrimonio cultural e histórico.

El último capítulo está dedicado a técnicas y aplicaciones en investigación hidrogeológicas, con especial énfasis en la gestión de residuos radioactivos y en aspectos de modelización hidrogeológica, temas de gran interés en la actualidad.

Los editores de este libro queremos agradecer el esfuerzo y dedicación de todos aquellos que han hecho posible el congreso y la edición de estas actas. Agradecemos a los autores el interés demostrado en presentar los resultados de sus investigaciones y de sus estudios técnicos. Por supuesto, damos también las gracias al comité científico, por la revisión crítica de las comunicaciones, y al comité organizador, por su entrega en la preparación del evento. Finalmente extendemos estas palabras de reconocimiento a todas las instituciones y empresas patrocinadoras y colaboradoras. Sin la participación de todos ellos, difícilmente se podría haber conseguido el resultado obtenido.

Los editores

Bartolomé Andreo, Elena Giménez y Juan José Durán Valsero

PONENCIAS DEL CONGRESO

ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE UN SOLUTO CONSERVATIVO EN UN MEDIO POROSO A ESCALA REGIONAL CONSIDERANDO FLUJO VERTICAL A TRAVÉS DE PERFORACIONES ACTIVAS E INACTIVAS

Amanda MEJÍA*, Eduardo CASSIRAGA* y Andrés SAHUQUILLO*

(*) Grupo de Hidrogeología, IIAMA, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n., 46022 Valencia, España. pime130@hotmail.com

RESUMEN

La existencia, interacción, diseño y operación de perforaciones son factores que pueden aumentar la concentración de nitratos en las masas de agua subterránea. En este trabajo se utiliza un modelo numérico de flujo y transporte de un soluto conservativo en 3D a escala regional, para conocer cómo influyen estos factores en la distribución de un contaminante. Se modelan dos acuíferos separados por un acuitardo en el que en régimen natural se desarrolla un flujo horizontal y al que ingresa un contaminante a través de la zona no saturada. Se plantean diferentes escenarios en cuanto al tipo y cantidad de pozos. El flujo vertical se representa asignando a las celdas que corresponden al pozo una porosidad baja y un valor de conductividad hidráulica vertical alta, distintos del resto del área a modelar. Se cuantificó el flujo vertical en las perforaciones y se observó que tiene un impacto significativo en los procesos de mezcla y en la distribución de las concentraciones. Los resultados muestran que los modelos son herramientas de ayuda para la evaluación de la calidad del agua, que permiten conocer la influencia del diseño y operación de las perforaciones en la distribución de un contaminante, y proponer a los usuarios medidas que ayuden a mejorar el estado químico del acuífero, por ejemplo, cambios en el régimen de explotación, rediseño o clausura de perforaciones. También, que es importante incluir en los modelos de acuíferos con problemas de contaminación el flujo vertical a través de todas las perforaciones existentes, y considerar su influencia en el análisis de los datos de monitoreo.

Palabras clave: *modelación matemática, flujo vertical en pozos, aguas subterráneas, contaminación, nitrato, perforaciones*

INTRODUCCIÓN

En muchos acuíferos profundos la presencia de contaminantes se ha producido por su introducción a través de perforaciones con una edad, ubicación y diseño inapropiado o deteriorado (HERNÁNDEZ et al., 1998; CIONCHI & REDIN, 2004; CARBÓ et al., 2009). Existen estudios mediante modelación numérica y también de campo, a escala local con una única perforación que evalúan la influencia de diferentes factores (la distribución de la

conductividad hidráulica, la longitud de la zona ranurada, el diámetro del entubado, el caudal de purga y operación del pozo, la ubicación del equipo de bombeo), en la dinámica del flujo de agua subterránea y del flujo vertical a través de la perforación y en la distribución de un soluto en el medio. Para estudiar los sistemas a escala regional, es necesario considerar procesos que pueden ser relevantes y que no suelen considerarse. Es habitual, por ejemplo, el uso de modelos 2D cuando existe flujo y transporte en la dirección vertical, o considerar válida la ley Darcy, cuando se conoce que el flujo no es uniforme u omitir la existencia de fuentes externas. Es necesario conocer estas limitaciones y minimizarlas para no descartar el uso de los modelos numéricos y ver la utilidad que pueden tener (KONIKOW, 2011). Por otra parte, la gran mayoría de modelos numéricos de flujo de agua y/o transporte de solutos incluye únicamente las perforaciones activas utilizadas en el monitoreo y captación de agua, y omiten la presencia del resto de perforaciones, en especial las inactivas. Además, se suele considerar que, dentro del pozo el gradiente hidráulico vertical es nulo. Esto plantea tres problemas, el primero está relacionado con la conceptualización del flujo vertical a través de perforaciones activas e inactivas en un modelo regional. El segundo con el diseño inadecuado de las perforaciones, su mala construcción o su deterioro, que pueden ser causa de que se produzca la contaminación de acuíferos profundos originalmente protegidos. El tercero tiene que ver con la influencia del flujo vertical y la distribución de un contaminante a través de pozos inactivos sobre los datos que se registran en los pozos de control. En este trabajo se analizan aspectos relacionados con los tres problemas mencionados.

En campo, la existencia de flujos verticales no es detectable con los métodos convencionales. Y en la modelación matemática mediante diferencias finitas, en los pozos, suele asumirse que la velocidad es constante en todos los puntos en vertical y por tanto el gradiente hidráulico en esa dirección se considera nulo. Sin embargo, algunos autores que han realizado modelos numéricos a escala local en un acuífero confinado observan que el gradiente hidráulico vertical causa un flujo significativo dentro de una perforación, del orden de 0.0058 m³/día a 1.36 m³/día (ELCI et al., 2001). El flujo vertical afecta la dinámica del sistema y la distribución de un soluto en un acuífero, por tanto, es importante considerarlo a la hora de hacer estimaciones de los parámetros del acuífero y de la concentración de un soluto (MA et al., 2011). El flujo y transporte de contaminantes se lleva a cabo no sólo a través del propio medio, sino también a través de las perforaciones existentes. Por tanto, su diseño y operación son factores que si se eligen de manera apropiada permiten reducir las pérdidas de energía que el fluido experimenta hacia la perforación, reducir el flujo vertical en el interior de la perforación, y mejorar en la predicción de parámetros que se realiza con los datos registrados. En cuanto al diseño, por ejemplo, la longitud de la zona ranurada puede modificar la dinámica del sistema e influir en los procesos de mezcla de un soluto. Para perforaciones de captación la mejor ubicación de la zona ranurada es la zona de mayor flujo o permeabilidad (MARTIN-HAYDEN & ROBBINS, 1997). En acuíferos multicapa es necesario verificar el estado químico del acuífero para evitar la mezcla de agua de diferentes calidades y que puedan generar contaminación en acuíferos profundos. Según MEJÍA et al. (2012), un modo sencillo de disminuir la contaminación de las capas más profundas es a través del sellado de la longitud de ranura en los acuíferos superiores y otro es clausurar perforaciones activas e inactivas con un diseño inapropiado. En pozos de control o monitoreo, con una longitud de la zona ranurada menor que el 25 % del espesor del acuífero, se produce menos flujo vertical y una menor dilución (ELCI et al., 2001, 2003). En cuanto a la operación de un pozo, por ejemplo, algunos autores proponen establecer un protocolo de muestreo en función del medio hidrogeológico y del diseño del pozo (PULS & BARCELONA, 1995; BARCELONA et al., 2005), y el tiempo durante el cual se opera debería ser el adecuado para revertir el efecto del flujo vertical durante los periodos de inactividad del

pozo (GAILEY, 2017). Por otro lado, un régimen de explotación estacional en pozos de captación cercanos a pozos de control puede tener una leve influencia en la variación de la concentración en el tiempo (JOHNSON et al., 2011; YAGER & HEYWOOD, 2014). Se pone en duda si en función de la ubicación, el diseño y protocolo de operación (caudal de operación, tiempo de toma de muestra) de los pozos de control, los datos registrados de calidad del agua cambian. Lo anterior pone de manifiesto la necesidad de mejorar en el conocimiento de factores que pueden influir en los procesos de flujo y transporte a través de pozos activos e inactivos, y que pueden aumentar la concentración de nitratos en las masas de agua subterránea, mediante el uso de modelos matemáticos. En este trabajo se utiliza un modelo numérico determinístico de flujo y transporte de un soluto conservativo en 3D a escala regional, de dos acuíferos separados por un acuitardo. El objetivo es conocer como la conductividad del medio geológico, la ubicación, interacción, diseño y operación de un pozo influyen en el flujo vertical a lo largo de un pozo y en la distribución de un contaminante en un acuífero. Y conocer las diferencias entre dos de las formas de representar un pozo en un modelo matemático.

METODOLOGÍA

Se ha construido un modelo matemático de un medio geológico sintético, formado por 3 capas, un acuitardo entre dos acuíferos. Cada capa se ha discretizado en celdas de 100 m x 100 m, siendo las dimensiones del modelo de 10 km x 15 km. La recarga es constante e igual a 200 mm/año con una concentración de soluto igual a 50 mg/l y una zonificación (Figura 1). Se asume medio poroso saturado y contaminante conservativo y se considera transporte por advección y por dispersión. Las dos capas acuíferas tienen una conductividad hidráulica uniforme de 10 m/día. Se considera que el acuitardo está dividido en cuatro zonas con conductividades hidráulicas diferentes. El acuífero superior tiene un rendimiento específico igual a 0.2 y el acuífero inferior un almacenamiento específico de 5×10^{-5} 1/m. La porosidad efectiva de ambas capas es igual 0.2. (Figura 1) La dispersividad longitudinal es igual a 10 m y su relación con las dispersividades transversales es 0.1 y 0.01, respectivamente. Para las 3 capas del modelo la concentración inicial de nitrato en la capa superior es igual a 50 mg/l $N-NO_3^-$ y en las capas 2 y 3 igual a 0 mg/l $N-NO_3^-$. En cuanto a las condiciones de contorno de flujo y transporte para las tres capas, los bordes izquierdo, superior e inferior son impermeables, y el borde derecho tiene una altura piezométrica prescrita para el problema de flujo. Según su condición de operación las perforaciones pueden estar activas, si existe un caudal de inyección/extracción de agua o inactivas, cuando el caudal de operación es nulo. El caudal bombeado es $1.6 \text{ hm}^3/\text{año}$, y se extrae de ambos acuíferos de forma constante.

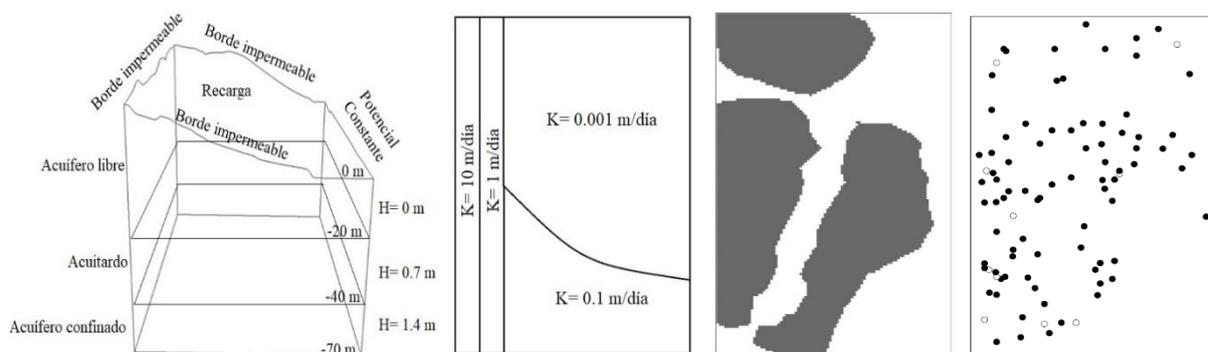


Figura 1. Características del sistema, zonas de conductividad hidráulica en el acuitardo, zonas de recarga de soluto y ubicación de perforaciones. Los puntos negros corresponden a perforaciones para captación y los círculos vacíos a perforaciones abandonadas

El flujo de agua subterránea se simula utilizando el código MODFLOW (McDONALD & HARGAUGH, 1988) mediante el método PCG. El transporte de masa se simula utilizando el código MT3DMS (ZHENG & WANG, 1999) mediante el método HMOC. Para resolver el flujo, las tres capas del modelo se discretizaron en vertical en 14 subcapas para observar la variación del flujo con la profundidad. Para el transporte se mantuvieron las 3 capas para poder observar y representar la variación de la concentración en el tiempo y espacio en cada acuífero. Para el modelo de flujo las simulaciones se realizaron en estado estacionario, y para el transporte en estado transitorio para un periodo de 20 años. Los pozos se trataron en este trabajo de dos formas distintas utilizando el paquete WEL de MODFLOW. En la primera, se considera una única componente de flujo, la horizontal, y se omite la vertical. Así, una perforación se simula considerando que el flujo neto que entra o sale a través de la misma es un valor que no depende ni del potencial hidráulico ni del área de la celda. En esta forma de representar el flujo, se asume que la velocidad del movimiento del agua hacia y en el pozo es baja y no hay efecto hidráulico en la perforación que genere pérdidas de carga. En este caso las propiedades hidrogeológicas de las celdas del modelo correspondientes al pozo son las mismas que las del medio que lo rodea. En la segunda forma, el flujo vertical se modela asignando al conjunto de celdas que definen una perforación, un valor alto de conductividad hidráulica vertical (REILLY et al., 1989) y un valor bajo de almacenamiento (LACOMBE et al., 1995). La conductividad hidráulica vertical en la perforación es alta, del orden de 10^7 m/día, en comparación con la correspondiente al medio. El almacenamiento específico en la perforación es igual a 1×10^{-5} m⁻¹. La porosidad efectiva en la perforación es igual a 10^{-3} , al ser la del medio 0.1, el transporte del contaminante a través de la celda que pertenece al pozo es más rápido, lo que dificulta el almacenamiento de soluto en la misma. Esta forma de modelar el flujo vertical ha sido objeto de estudio en modelos numéricos a escala local para tamaño de celda similar a las dimensiones reales de un pozo (0,01-0,5 m). Pero para un modelo a escala regional, discretizar celdas con un tamaño pequeño trae problemas de convergencia y tiempos de simulación largos. Por tanto, considerar un tamaño de celda de 100 m puede ser considerada una primera buena aproximación para nuestro objetivo, y el análisis del tamaño de celda será objeto de estudios posteriores. Este esquema permite simular pozos de captación o control activas e inactivas. En el modelo de transporte para cuantificar la concentración de nitrato a la salida de las perforaciones, y garantizar que la mezcla sea homogénea e instantánea, la zona ranurada de las perforaciones se asignó a la celda inferior de la perforación. Se propone estudiar 3 cuestiones: 1) La influencia del flujo vertical en la distribución de un soluto. 2) La influencia de la existencia de perforaciones para captación inactivas con un diseño inapropiado sobre el flujo vertical en perforaciones de captación o control activas y en la distribución de un soluto. 3) La influencia de la existencia de pozos inactivos sobre pozos de control.

RESULTADOS

Problema 1. En este problema se pretende estudiar el flujo vertical en pozos y su influencia sobre la distribución de un soluto. Se presentan 3 casos (1, 2 y 3). El caso 1 corresponde a una situación en la que no existen perforaciones. El caso 2 considera la existencia de 90 pozos de captación inactivos cuyas zonas ranuradas se encuentran en las capas superior e inferior. Los pozos se implementan utilizando la aproximación clásica (paquete WEL de MODFLOW), en la cual los parámetros de las celdas correspondientes a los pozos son iguales a los del medio que las rodea. El caso 3 considera las mismas perforaciones que el caso 2 pero se asigna a las celdas que corresponden a los pozos una conductividad hidráulica vertical mayor y una porosidad efectiva y un almacenamiento específico menores que los del medio que las rodea.

En la Figura 2 se muestra el flujo vertical en el pozo en función de la profundidad para cada uno de los casos descritos. Se han seleccionado 3 perforaciones de tal manera que cada una atraviese el acuitardo en una zona distinta: conductividad hidráulica vertical 10, 0.1 y 0.001 m/día, respectivamente. Observando las gráficas correspondientes a los casos 1 y 2 se puede ver que no hay diferencia entre ellas. Esto pone de manifiesto que representar un pozo inactivo con el paquete WEL no permite simular los flujos verticales que podrían existir en el sistema a través de la misma (el lector puede profundizar en las limitaciones del paquete WEL en McDONALD & HARBAUGH, 1988, p.316). En cambio, cuando un pozo se simula recurriendo a modificar los valores de los parámetros hidrogeológicos de las celdas que la forman, esos flujos verticales aparecen, como puede verse en la gráfica correspondiente al caso 3. Para el tamaño de celda de nuestro modelo, se observa que el flujo vertical en un pozo es mayor cuanto menos permeable es el entorno del pozo (el acuitardo). En otras palabras, las perforaciones se convierten en caminos preferenciales para el flujo con mayor intensidad donde el acuitardo sea menos permeable. Por ejemplo, los valores de flujo vertical máximos observados en una perforación inactiva van de 4.9 a 22 m³/día para perforaciones ubicadas en una zona donde el acuitardo tiene una conductividad de 10 y 0.1 m/día, respectivamente (caso 3). Algunos estudios en acuíferos libres y confinados muestran que, a menor conductividad en el medio, el flujo vertical en una perforación es menor (REILLY et al., 1989; ELICI et al., 2001). En un estudio realizado GAILEY (2017), el máximo flujo vertical en una perforación inactiva es del orden de 190 m³/día donde el acuitardo tiene una conductividad vertical de 10⁻⁵ m/día. Estos resultados coinciden con las observaciones realizadas por MEJIA et al. (2012), que observan un mayor flujo a través de los pozos cuando el acuitardo es menos permeable y que cuando existen pozos inactivos conectando distintas unidades hidrogeológicas un acuífero profundo puede contaminarse aun siendo el acuitardo que lo confina muy poco conductivo.

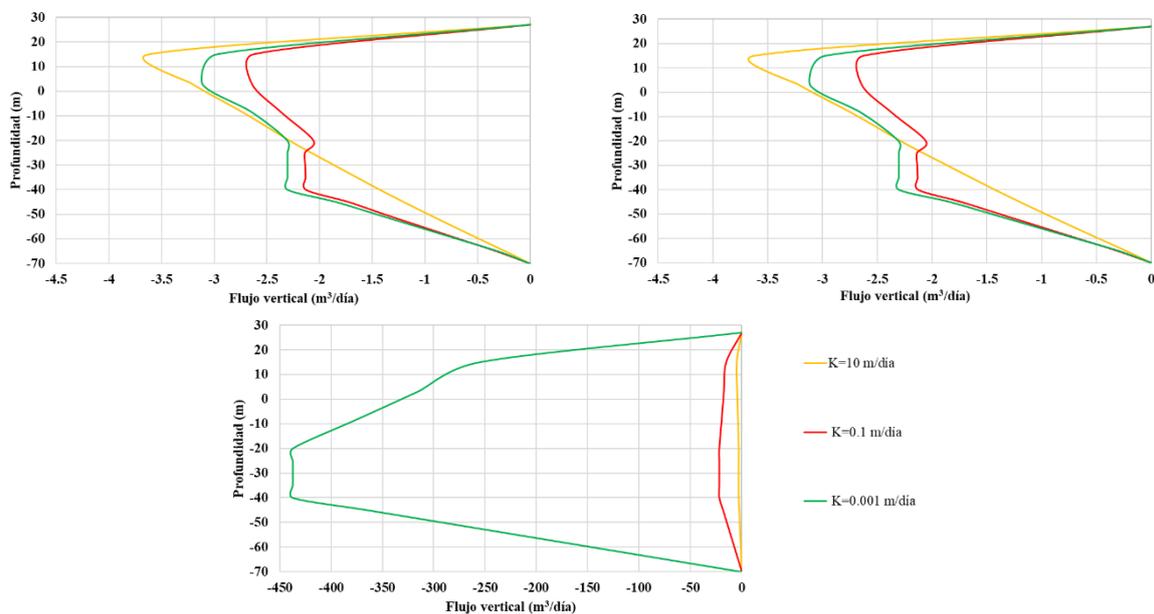


Figura 2. Flujo vertical para los casos 1 (izquierda), 2 (derecha) y 3 (centro)

En la Figura 3 se presentan los mapas con la concentración de un soluto obtenidas para los casos 1, 2 y 3. Para los casos 1 y 2 la distribución del soluto es similar, se omite el flujo a través de las perforaciones inactivas y por tanto no se observa influencia en la distribución del nitrato. Si se usa el paquete WEL para evaluar perforaciones para captación o control inactivas, el flujo y transporte del soluto tienen como vía preferencial el medio y no las perforaciones. En el caso 3, donde existe flujo vertical a través de las perforaciones, aunque el caudal de extracción es

nulo, se crea un flujo vertical descendente y migración del contaminante del acuífero superior al inferior donde el agua tiene mejor calidad (Figura 3, derecha). El flujo vertical desplaza el agua del acuífero inferior que contiene baja concentración de nitrato y crea una zona cercana a la perforación que contiene una calidad de agua relativamente uniforme.

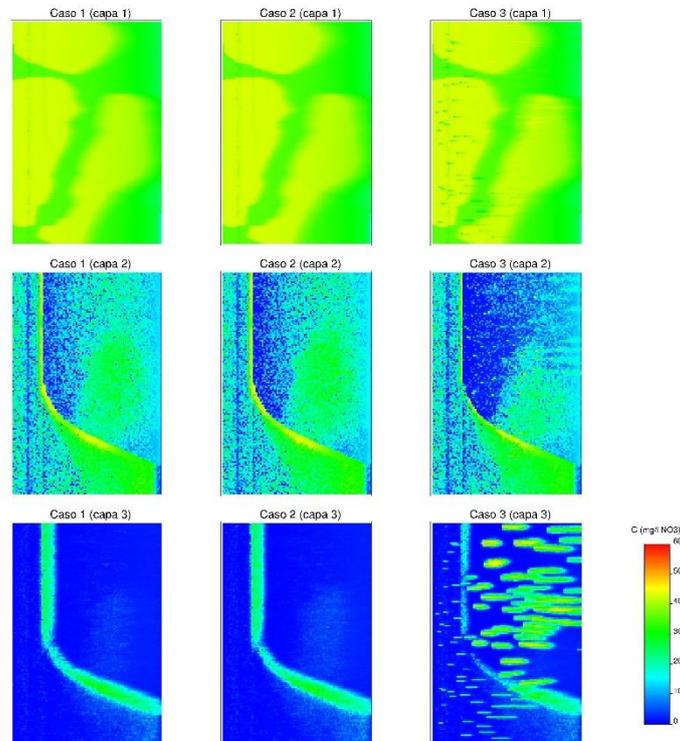


Figura 3. Mapas con la distribución de la concentración de nitrato para un tiempo de simulación igual a 20 años, para los casos 1 (izquierda), 2 (centro) y 3 (derecha). La capa 1 corresponde al acuífero superior, la capa 2 al acuitardo y la capa 3 al acuífero inferior

Problema 2. En este problema se estudia la influencia de la existencia de perforaciones para captación inactivas con un diseño inapropiado tanto sobre el flujo vertical en perforaciones para captación o control activas como en la distribución de un soluto. Se plantean 3 casos (4, 5 y 6). En el caso 4, se considera la existencia de 90 pozos de captación que están activas y cuyas zonas ranuradas corresponden a los acuíferos superior e inferior. En la Figura 4 (izquierda) se representa el flujo vertical en función de la profundidad para uno de los pozos y se observa que el flujo vertical máximo alcanza valores del orden de $10 \text{ m}^3/\text{día}$. El hecho de que los pozos sean totalmente penetrantes en los dos acuíferos, es positivo de cara al rendimiento de los mismos. Sin embargo, cuando se utiliza un pozo con ese diseño para control, hay que tener en cuenta que la muestra podría corresponder a una mezcla del agua de los dos acuíferos. Además, si una de las capas acuíferas está contaminada, dicha contaminación se podría extender a la otra capa a través del pozo. En el caso 5, además de las 90 perforaciones activas, se considera la existencia de 10 perforaciones abandonadas inactivas. Al representar el flujo vertical en función de la profundidad (Figura 4, izquierda), se observa que los valores obtenidos son mayores que en el caso 4. Esto se debe a la consideración de las perforaciones inactivas. En la Figura 4 (derecha) se representa gráficamente el flujo horizontal entre una perforación y el sistema para los casos 4 y 5. Se observa como en el caso en que existen perforaciones inactivas, el flujo de entrada al pozo es mayor en ambas capas acuíferas. En el caso 6, se intenta simular una situación con otras condiciones de diseño de las perforaciones. Para ello, en 25 de las 90 perforaciones activas, se procede al sellado de la zona ranurada en contacto con el acuífero superior y en 5 de las 10

perforaciones abandonadas el sellado en toda su longitud. En la Figura 5 se pueden ver los mapas con la distribución de la concentración del nitrato en cada capa para los casos 4, 5 y 6. En los tres casos, se observa que en las zonas donde el acuitardo es menos permeable, se genera una barrera que ocasiona un flujo preferente a través de las perforaciones cercanas y por tanto una mayor transferencia de masa de soluto hacia la capa inferior (Figura 5, capa 3). La distribución del nitrato es mayor cuando las perforaciones abandonadas están cerca de perforaciones de bombeo (Figura 5, capa 3). En el caso 6 se observa que al sellar las zonas ranuradas en el acuífero superior de los 25 pozos de captación y al sellar completamente 5 pozos inactivos, se reduce la entrada de contaminante al acuífero inferior.

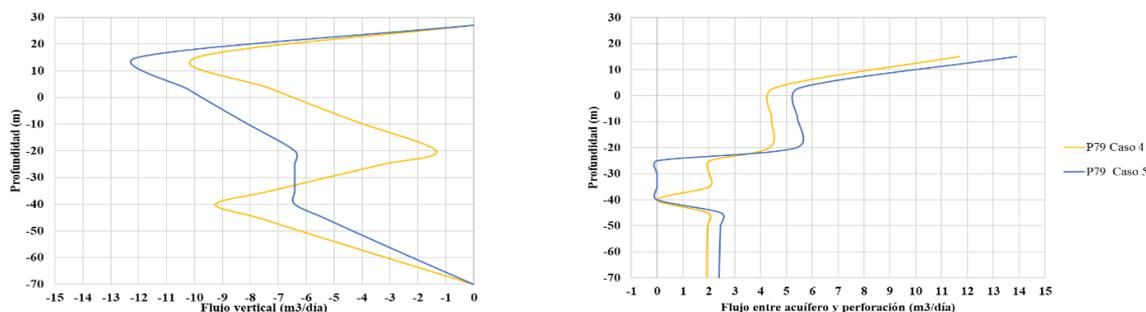


Figura 4. Flujo vertical (izquierda) y flujo horizontal (derecha) para los casos 4 y 5

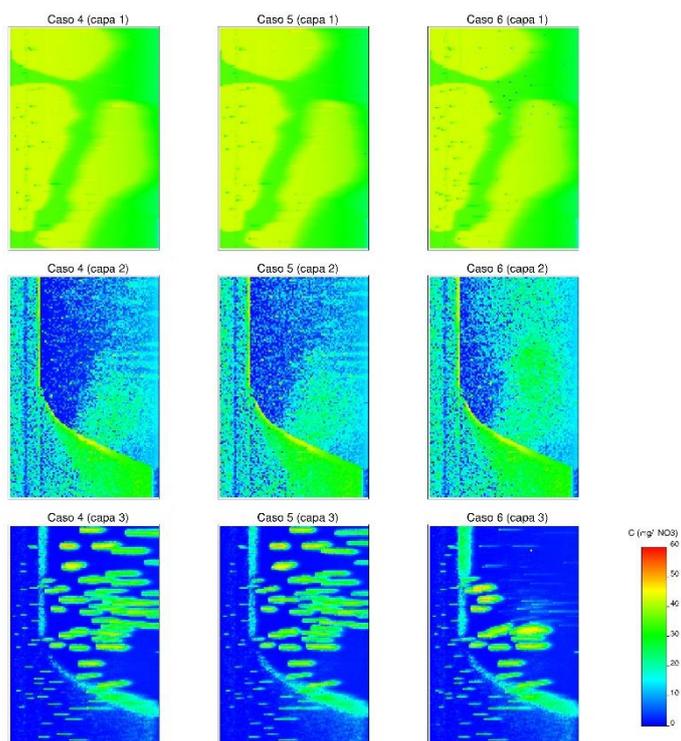


Figura 5. Mapas con la distribución de la concentración de nitrato para un tiempo de simulación igual a 20 años, para los casos 4 (izquierda), 5 (centro) y 6 (derecha). La capa 1 corresponde al acuífero superior, la capa 2 al acuitardo y la capa 3 al acuífero inferior

Problema 3. En este problema se estudian 2 cuestiones. Primero, la influencia de la existencia de pozos inactivos sobre pozos de control (casos 7 y 8). Segundo, habiendo pozos inactivos como afectan a la operación de los pozos de control (casos 8 y 9). En los 3 casos se tienen 90 pozos de captación activos y 5 de control. Las perforaciones activas están ranuradas en los 2 acuíferos. Por su parte, de las perforaciones de control, 2 están ranuradas en la capa

superior y 3 en la inferior. Además, en los casos 8 y 9 se agregan 5 perforaciones de captación inactivas ranuradas en ambos acuíferos. En el caso 8 las perforaciones de control están activas y en el caso 9 inactivas. El caudal extraído de cada una de las perforaciones de captación es igual a $50 \text{ m}^3/\text{día}$, y en los casos 7 y 8, donde las perforaciones de control están activas, se establecen 2 periodos de muestreo durante los cuales se bombea agua. Esos periodos corresponden a las semanas entre los días 120 y 127 y entre los días 270 y 277, respectivamente, para cada año. En ambas semanas, los 5 primeros días el bombeo es igual a $50 \text{ m}^3/\text{día}$ y los dos últimos igual a $10 \text{ m}^3/\text{día}$. En la Figura 6 se representan los flujos verticales en dos pozos de control para los casos 7 y 8. A la izquierda uno cuya zona ranurada se encuentra en la capa superior y a la derecha uno en la capa inferior. No se observa diferencias entre casos. Esto se debe a que los pozos de control evaluados no están cerca de ninguna perforación, de hecho, están a más de 1 km de distancia. Es de esperar que en caso de que hubiera una perforación cerca, el flujo por la de control se reduzca debido a que parte del agua pasaría a través de la captación.

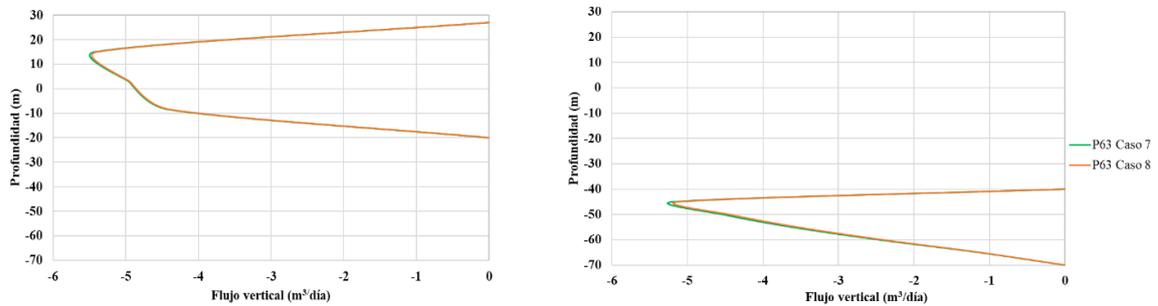


Figura 6. Flujo vertical en 2 pozos de control para los casos 7 y 8

En la Figura 7, se representan las concentraciones de soluto en función del tiempo, en 2 pozos de control para los casos 8 y 9. Ambos con la zona ranurada en la capa inferior. La diferencia está en que el primero atraviesa el acuitardo en la zona más permeable (izquierda) y el segundo en la menos permeable (derecha). En la parte superior de la Figura 7 toda la serie temporal (20 años) y abajo para una de las semanas en las que se está muestreando.

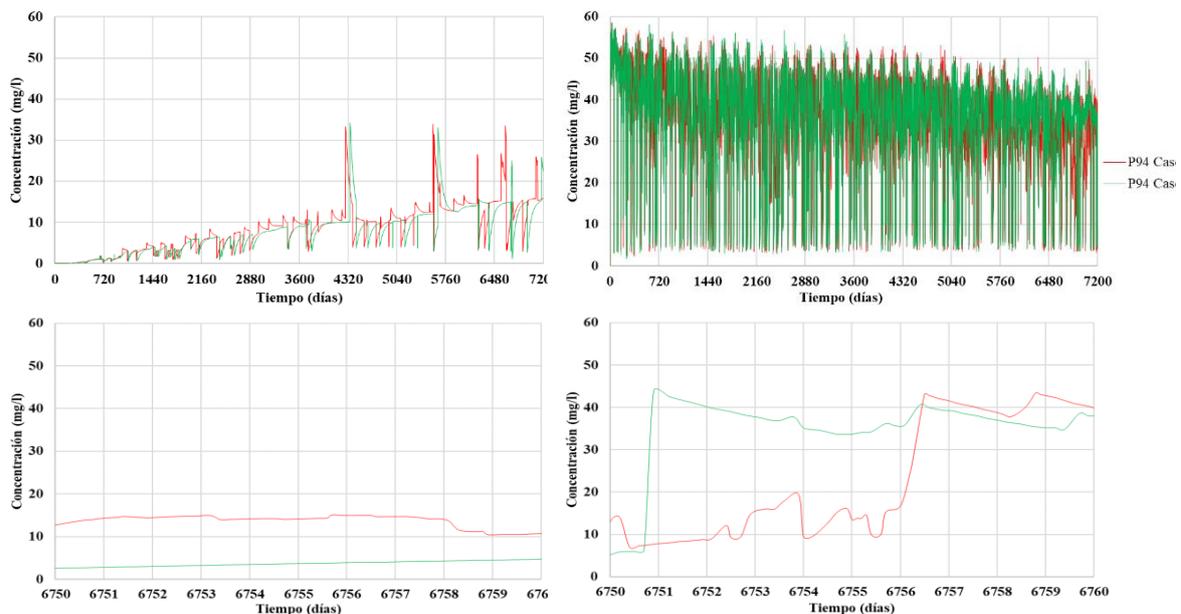


Figura 7. Concentración del soluto en el agua extraída en 2 perforaciones para control (izquierda y derecha). Serie completa de 20 años (arriba) y detalle de 20 días (abajo)

Observando las 2 gráficas superiores se aprecia que en el caso en el que el pozo atraviesa el acuitardo en la zona más permeable (izquierda), las concentraciones en la capa inferior son más bajas que en el caso en el que el pozo atraviesa la parte menos permeable del acuitardo (derecha). Esto se debe a que, en el segundo caso, el flujo se concentra en los pozos actuando el acuitardo como una barrera para el soluto. En cuanto al hecho de obtener las muestras cuando se está bombeando (caso 8) o no (caso 9) en los pozos de control, se observa que cuando estamos en la zona de baja permeabilidad del acuitardo y, por tanto, el flujo se concentra en los pozos, la concentración es menor que si no se bombea. Si las muestras se toman durante la extracción de caudal estas podrían representar valores diferentes de los que se registran cuando el caudal es nulo. Dependiendo del tiempo de operación del pozo de control podría ser posible registrar valores muy inferiores a lo real. Creemos que el bombeo favorece la mezcla y dilución del soluto. No parece que ocurra lo mismo en el caso de que el pozo se encuentre atravesando la zona más permeable del acuitardo.

CONCLUSIONES

En modelos a escala regional de flujo y transporte que tienen una combinación de escenarios y una cantidad de perforaciones activas e inactivas como en el estudiado, una primera aproximación útil para simular y conocer el flujo vertical a lo largo de perforaciones de captación y control activas e inactivas y su influencia en la distribución de un soluto es mediante la modificación de los valores de los parámetros hidrogeológicos de las celdas que la forman. Considerar en los modelos matemáticos el flujo vertical a través de las perforaciones inactivas nos permite aproximarnos más al modelo real y plantear escenarios para conocer cómo afecta el tiempo y caudal de operación de una perforación para control y captación, en los datos registrados durante las campañas de toma de datos.

En este estudio se observó que existe un flujo vertical descendente a través de perforaciones de captación y control activas e inactivas, del acuífero superior al inferior. El flujo vertical a través de la perforación permite que el soluto disuelto llegue donde el agua tiene baja concentración de nitrato y mejor calidad. Favorece la mezcla del agua con dos calidades distintas, y genera una dilución del soluto creando un penacho cerca de la perforación, en el acuífero inferior. Un acuífero profundo puede contaminarse aun siendo el acuitardo que lo confina muy poco permeable, puesto que existe un flujo vertical a través de las perforaciones que conecta a distintas unidades hidrogeológicas. Cuando dos acuíferos están separados por un acuitardo, y este tiene distintas zonas de permeabilidad, en las menos permeables la cantidad observada de flujo vertical a través de las perforaciones es mayor.

Un diseño del pozo completamente penetrante en ambos acuíferos puede ser adecuado de cara al rendimiento de los mismos, pero puede no serlo si éste atraviesa capas acuíferas contaminadas, generando vías preferentes para que un soluto disuelto se extienda de una zona a otra a través del pozo.

La localización de los pozos de captación inactivas es un factor que puede generar un mayor o menor flujo vertical a través de pozos de control. Conocer las que se encuentran cerca de la zona de monitoreo es fundamental para reducir la influencia que éstas pueden tener en el flujo vertical del agua subterránea a través de los pozos de control.

La permeabilidad del medio también es un factor que tiene una influencia significativa en el comportamiento del flujo vertical y del transporte de un soluto a través de pozos. Cuando los pozos de control se localizan en zonas donde el acuitardo es menos permeable, y se está bombeando, el flujo va preferentemente hacia los pozos, y la concentración es menor que si no se bombeara. Si las muestras se toman durante la extracción de caudal éstas podrían representar valores diferentes de los que se registran cuando el caudal es nulo. Dependiendo del caudal y del tiempo de operación del pozo de control los valores pueden ser mayores o menores que la realidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARCELONA, M.; VARLJEN, M.; PULS, R. & KAMINSKI, D. (2005). *Ground Water Purging and Sampling Methods: History vs. Hysteria*. Ground Water Monitoring & Remediation, 25 (1): 52–62.
- CARBÓ, L.; FLORES, M. & HERRERO, M. (2009). *Well site conditions associated with nitrate contamination in a multilayer semiconfined aquifer of Buenos Aires, Argentina*. Environ Geol, 57, 1489-1500.
- CIONCHI, J. y REDIN, I. (2004). *La construcción deficiente de pozos y su influencia en la contaminación de acuíferos en el sudeste bonaerense- Argentina*. IV Congreso de hidrogeología, Argentina.
- ELCI, A.; MOLZ, F. & WALDROP, W. (2001). *Implications of observed and simulated ambient flow in monitoring wells*. Groundwater, 39 (6), 853-862.
- ELCI, A.; FLACH, G. & MOLZ, F. (2003). *Detrimental effects of natural vertical head gradients on chemical and water level measurements in observation wells identification and control*. J Hydrol, 281, 70–81.
- GAILEY, R. (2017). *Inactive supply wells as conduits for flow and contaminant migration: conditions of occurrence and suggestions for management*. Hydrogeol J, 25(7), 2163-2183.
- HERNÁNDEZ, M.; LLAMAS, M. y CRUCES, J. (1998). *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.
- JOHNSON, R.; CLARK, B.; LANDON, M.; KAUFFMAN, L. & EBERTS, S. (2011). *Modeling the potential impact of seasonal and inactive multi-aquifer wells on contaminant movement to public water-supply wells*. Journal of the American Water Resources Association, 47(3), 588-596.
- KONIKOW, L. (2011). *The Secret to Successful Solute-Transport Modeling*. Ground Water, 49, 144–159.
- LACOMBE, S.; SUDICKY, E.; FRAPE, S. & UNGER, A. (1995). *Influence of leaky boreholes on crows formational groundwater flow and contaminant transport*. Water Resources Research, 31(8), 1871-1882.
- MA, R.; ZHENG, C.; TONKIN, M. & ZACHARA, M. (2011). *Importance of considering intraborehole flow in solute transport modeling under highly dynamic flow conditions*. J ContamHydrol, 123, 11-19.
- MARTIN-HAYDEN, J. & ROBBINS, G. (1997). *Plume Distortion and Apparent Attenuation Due to Concentration Averaging in Monitoring Wells*. Groundwater, 35 (2), 339-346.
- MCDONALD, M. & HARBAUGH, A. (1988). *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*. U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, book 6, chap. A1, 586 p.
- MEJÍA, A.; CASSIRAGA, E. & SAHUQUILLO, A. (2012). *Influence of Hydraulic Conductivity and Wellbore Design in the Fate and Transport of Nitrate in Multi-aquifer Systems*. Math Geosci, 44, 227–238.
- PULS, R. & BARCELONA, M. (1995). *Low-Flow (Minimal Drawdown) GroundWater Sampling Procedures*. EPA Ground Water Issue. Office of Research and Development. EPA/540/S-95/504.
- REILLY, T.; FRANKE, O. & BENNETT, G. (1989). *Bias in groundwater samples caused by wellbore flow*. J Hydraul Eng, 115 (2), 270–276.
- YAGER, R. & HEYWOOD, C. E. (2014). *Simulation of the Effects of Seasonally Varying Pumping on Intraborehole Flow and the Vulnerability of Public-Supply Wells to Contamination*. Groundwater, 52, 40–52.
- ZHENG, C. & WANG, P. (1999). *A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems: MT3DMS*. Department of Geological Sciences. Department of Mathematics, University of Alabama. U.S. Army Corps of Engineers.