

Trabajo Fin de Máster
*MODELACIÓN DEL TRANSPORTE DE
CONTAMINANTES EMERGENTES DE
ORIGEN FARMACÉUTICO EN EL
ACUÍFERO DE LA PLANA DE
VALENCIA SUR*

Intensificación
ANÁLISIS DE SISTEMA DE RECURSOS HÍDRICOS

Autor:
BEATRIZ DAMIANO VASQUEZ

Tutor:
DR. JOSÉ ESTEBAN CAPILLA ROMA

FEBRERO, 2018



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Agradecimientos

En primer lugar, quiero expresar mis agradecimientos al Dr. José E. Capilla Roma por su enseñanzas, apoyo, tiempo y paciencia brindado en las tutorías durante el tiempo de desarrollo de presente trabajo fin de Máster.

También quiero agradecer a mis queridos padres y hermanas, por su apoyo, confianza y amor que siempre me demuestran y lo seguirán haciendo.

Finalmente quiero agradecer a todas las personas que me apoyaron en el desarrollo del este trabajo.



Resumen del Trabajo de Fin de Máster

Datos del proyecto

Título del TFM en español: Modelación del Transporte de Contaminantes Emergentes de Origen Farmacéutico en el Acuífero de la Plana de Valencia Sur.

Título del TFM en inglés: Modeling of the Transport of Emerging Contaminants of Pharmaceutical Origin in the Plana Aquifer of Valencia Sur.

Título del TFM en Valenciano: Modelació del Transport de Contaminants Emergents d'Origen Farmacèutic al Aqüífer de la Plana de València Sud.

Alumno: Beatriz Damiano Vásquez

Tutor: Dr. José Esteban Capilla Roma

Fecha de Lectura: FEBRERO, 2018

Resumen

En español (máximo 5000 caracteres)

El presente trabajo titulado “Modelación del Transporte de Contaminantes Emergentes de Origen Farmacéutico en el Acuífero de la Plana de Valencia Sur” Tiene como objetivo simular el transporte de EP (Emerging Pollutants: Contaminantes Emergentes) para poder predecir los posibles impactos de la contaminación.

Los EP son compuestos que recientemente despertaron el interés de investigación, por ello no se conoce de manera exacta las propiedades y comportamiento en diferentes medios expuestos, los motivos de su desconocimiento son debido a las técnicas avanzadas de determinación con uso de tecnológicas más precisas y ello requiere una fuerte inversión. A nivel mundial y nacional se reportaron presencia de EP tanto en las aguas superficiales, subterráneas, suelos y agua residuales.

Hasta la actualidad no existe regulación para los EP en el estado español como también en la unión europea, sin embargo, mediante la directiva 2015/495/UE se estableció un periodo de vigilancia de ciertos compuestos farmacéuticos.

Diversos autores mencionan que la presencia de EP en el agua subterránea es debido a contaminaciones puntuales tales como los vertidos de los efluentes de las estaciones depuradoras aguas residuales (EDAR) a las masas de agua superficial ya que los tratamientos que se aplican en las EDAR no eliminan de manera completa los EP.

El acuífero de valencia está situado en la comunidad Valencia el cual es una zona muy poblada y de gran actividad antrópica, incrementando la probabilidad de contaminación del acuífero con EP.

Para cumplir con los objetivos planteados que viene a ser la simulación del transporte EP en acuífero plana de Valencia Sur, se tomó como base el modelo numérico de flujo planteado por la empresa MS Ingenieros en el 2002. Debido a el transporte de masa

depende de la escala de las mallas del modelo se procedió al escalamiento. Se rediseño y corrigió los errores del modelo, consiguiéndose con ello obtener resultados válidos.

Una vez que se tiene la simulación del flujo de las aguas subterráneas se promedió al planteamiento de los escenarios de contaminación, el primer escenario de contaminación es el incremento de bombeo con la finalidad de que exista un mayor drenaje del río hacia al acuífero y el otro escenario es la reutilización de las aguas residuales mediante la aplicación por riego en las zonas agrícolas. Los contaminantes emergentes de origen farmacéuticos seleccionados fueron el acetaminofeno, sulfametoxazol y el naproxeno. Para la simulación del transporte en la zona saturada del acuífero se usó el software MT3DMS.

Las mejoras realizadas en el modelo numérico de flujo, reproduce aproximadamente las tendencias de los niveles piezométricos observados en el acuífero, obteniéndose una discrepancia de 1.49%, es cual es considerado como aceptable.

Finalmente, los resultados de la simulación del transporte, los procesos de biodegradación y adsorción son los que tienen una mayor influencia sobre la concentración de los EP de origen farmacéutico. Las plumas de contaminantes se desplazan lentamente y son reducidos de manera significativa por dichos procesos. en caso del sulfametoxazol no se halló concentraciones significativas en la capa 02 para ambos escenarios planteados

En valenciano (máximo 5000 caracteres)

El present treball titulat "Modelació del Transport de Contaminants Emergents d'Origen Farmacèutic al Aquífer de la Plana de València Sud" té com a objectiu simular el transport d'EP (Emerging Pollutants: Contaminants Emergents) per poder predir els possibles impactes de la contaminació.

Els EP són compostos que recentment van despertar l'interès de recerca, per això no es coneix de manera exacta les propietats i comportament en diferents mitjans exposats, els motius del seu desconeixement són causa de les tècniques avançades de determinació amb ús de tecnològiques més precises i això requereix una forta inversió. A nivell mundial i nacional es van reportar presència d'EP tant en les aigües superficials, subterrànies, terres i aigua residuals.

Fins a l'actualitat no existeix regulació per als EP a l'estat espanyol com també a la Unió Europea, però, mitjançant la directiva 2015/495 / UE es va establir un període de vigilància de certs compostos farmacèutics.

Diversos autors esmenten que la presència d'EP a l'aigua subterrània és a causa de contaminacions puntuals com ara els abocaments dels efluent de les estacions depuradores aigües residuals (EDAR) a les masses d'aigua superficial ja que els tractaments que s'apliquen a les EDAR no eliminen de manera completa els EP.

L'aqüífer de valència està situat a la comunitat València el qual és una zona molt poblada i de gran activitat antròpica, incrementant la probabilitat de contaminació de l'aqüífer amb EP.

Per complir amb els objectius plantejats que ve a ser la simulació del transport EP a aquífer plana de València Sud, es va prendre com a base el model numèric de flux plantejat per l'empresa MS Enginyers el 2002. A causa de l'transport de massa depèn de la escala de les malles del model es va procedir al escalament. Es redisseny i va corregir els errors del model, aconseguint-se amb això obtenir resultats vàlids.

Una vegada que es té la simulació del flux de les aigües subterrànies es promedió al plantejament dels escenaris de contaminació, el primer escenari de contaminació és l'increment de bombament amb la finalitat que hi hagi un major drenatge del riu cap a l'aqüífer i l'altre escenari és la reutilització de les aigües residuals mitjançant l'aplicació per reg a les zones agrícoles. Els contaminants emergents d'origen farmacèutics seleccionats van ser el acetaminofeno, sulfametoxazol i el naproxèn. Per a la simulació del transport a la zona saturada de l'aqüífer es va usar el programari MT3DMS.

Les millores realitzades en el model numèric de flux, reproduceix aproximadament les tendències dels nivells piezomètrics observats a l'aqüífer, obtenint-se una discrepància de 1.49%, és qual és considerat com acceptable.

Finalment, els resultats de la simulació del transport, els processos de biodegradació i adsorció són els que tenen una major influència sobre la concentració dels EP d'origen farmacèutic. Les plomes de contaminants es desplacen lentament i són reduïts de manera significativa per aquests processos. en cas de l'sulfametoxazole no es va trobar concentracions significatives en la capa 02 per tots dos escenaris plantejats

En inglés (máximo 5000 caracteres)

The present work entitled "Modeling the Transport of Emerging Contaminants of Pharmaceutical Origin in the Plana Aquifer of South Valencia" aims to simulate the transport of EP (Emerging Pollutants: Emerging Pollutants) in order to predict the possible impacts of contamination.

EPs are compounds that recently aroused the interest of research, so it is not known exactly the properties and behavior in different exposed media, the reasons for their ignorance are due to the advanced techniques of determination with the use of more precise technology and It requires a strong investment. At a global and national level, the presence of EP was reported in both surface water, groundwater, soil and wastewater.

Until now there is no regulation for EPs in the Spanish state as well as in the European Union, however, through directive 2015/495 / EU a period of surveillance of certain pharmaceutical compounds was established.

Several authors mention that the presence of EP in groundwater is due to specific contamination such as the effluents discharged from sewage treatment plants (WWTP)

to surface water bodies, since the treatments applied in WWTPs are not they eliminate the EPs completely.

The valencia aquifer is located in the Valencia community, which is a highly populated area with great anthropogenic activity, increasing the probability of contamination of the aquifer with EP.

In order to comply with the objectives set forth in the simulation of the EP transport in the flat aquifer of Valencia Sur, the numerical flow model proposed by the company MS Ingenieros was taken as a base in 2002. Due to the mass transport it depends on the scale of the meshes of the model was proceeded to scaling. It redesigned and corrected the errors of the model, thus obtaining valid results.

Once you have the simulation of the flow of groundwater averaged to the approach of pollution scenarios, the first scenario of pollution is the increase of pumping in order to have a greater drainage of the river to the aquifer and the other The scenario is the reuse of wastewater through irrigation application in agricultural areas. The emerging pharmaceutical originating contaminants were acetaminophen, sulfamethoxazole and naproxen. The MT3DMS software was used to simulate transport in the saturated zone of the aquifer.

The improvements made in the numerical flow model, reproduces approximately the tendencies of the piezometric levels observed in the aquifer, obtaining a discrepancy of 1.49%, which is considered as acceptable.

Finally, the results of transport simulation, biodegradation and adsorption processes have the greatest influence on the concentration of PDs of pharmaceutical origin. The contaminant pens move slowly and are significantly reduced by these processes. In the case of sulfamethoxazole, no significant concentrations were found in layer 02 for both scenarios.

Palabras clave español (máximo 5): Contaminantes emergentes, simulación, acuífero, transporte, flujo.

Palabras clave valenciano (máximo 5): Contaminants emergents, simulació, aqüífer, transport, flux.

Palabras clave inglés (máximo 5): Emerging contaminants, simulation, aquifer, transport, flow.



Contenido

I.	INTRODUCCIÓN	1
1.1.	Objetivo general	2
1.2.	Objetivo específico.....	2
1.3.	Justificación.....	2
II.	CARACTERIZACION DEL AREA DE ESTUDIO	3
2.1.	Descripción geográfica.....	3
2.2.	Climatología.....	5
2.3.	Hidrología	5
2.4.	Geología	6
2.5.	Hidrogeología.....	8
2.5.1.	Parámetros hidrodinámicos del acuífero plana de Valencia Sur	10
2.5.2.	Parámetros hidroquímicos del acuífero plana de Valencia Sur	11
2.6.	Explotación del agua subterránea.....	11
2.6.1.	Uso urbano	11
2.6.2.	Uso agrícola.....	12
2.6.3.	Uso industrial	13
2.7.	Presiones en masas de agua subterránea	13
2.8.	Presiones significativas a masas de agua superficial.....	14
2.9.	Presiones significativas en masas de agua subterránea	16
2.10.	Recargas del acuífero	16
III.	ESTADO DE ARTE	16
3.1.	Contaminantes emergentes.....	16
3.2.	Fuentes de contaminantes emergentes	17
3.3.	Tipo de contaminantes emergentes	17
3.4.	Características de compuestos farmacéuticos	18
3.5.	Contaminantes emergentes farmacéuticos en el medio ambiente	21
3.5.1.	Contaminantes emergentes en aguas superficiales españolas	21
3.5.2.	Contaminantes emergentes en aguas subterráneas	22
3.5.3.	Contaminantes emergentes en aguas superficiales residuales.....	23
3.6.	Toxicidad de los contaminantes emergentes de origen farmacéutico	24
3.7.	Normativa Española y Europea de regulación de contaminantes en los recursos hídricos.....	25
3.8.	Modelación matemática del transporte subterráneo	26



IV.	ANTECEDENTES DEL AREA DE ESTUDIO.....	29
4.1.	Modelos de flujo de agua subterránea.....	29
4.1.1.	Modelo matemático distribuido de la Plana de Valencia Sur formulado por MS Ingenieros.....	30
V.	DESARROLLO DEL MODELO NUMERICO HIDROGEOLOGICO FLUJO.....	41
5.1.	Objetivo del modelo.....	41
5.2.	Formulación del modelo numérico.....	41
5.3.	Discretización del modelo.....	42
5.4.	Tipo de acuífero.....	44
5.5.	Condición de contorno.....	44
5.6.	Condiciones iniciales (soluciones iniciales).....	46
5.7.	Parámetros hidráulicos.....	48
5.8.	Resultado de la modelación de flujo en estado estacionario.....	50
5.9.	Evolución de piezómetro.....	51
5.10.	Comparación del modelo.....	55
5.11.	Balance del modelo en régimen transitorio.....	58
5.12.	Validación del modelo.....	58
VI.	MODELACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EMERGENTES.....	62
6.1.	Resumen de las características del contaminantes y presencia en el ambiente.....	62
6.2.	Destino de EPs en las aguas subterráneas.....	62
6.2.1.	Proceso de sorción.....	63
6.2.2.	Proceso de biodegradación.....	64
6.2.3.	Dispersividad.....	65
6.3.	Escenario 01 de intensificación de bombeos entre los periodos de 1980-1990.....	65
6.3.1.	Resultados de la simulación del flujo de aguas subterráneas.....	69
6.3.2.	Resultado de la simulación del transporte para acetaminofeno.....	71
6.3.3.	Resultado de la simulación del transporte para el sulfametoxazol.....	74
6.3.4.	Resultado de la simulación del transporte para el naproxeno.....	76
6.4.	Escenario 02 de ingreso de contaminantes mediante aplicación de recargas.....	79
6.4.1.	Resultados de la simulación del acetaminofeno.....	79
6.4.2.	Resultados de trasporte de masa para el Sulfametoxazol.....	83
6.4.3.	Resultados de la simulación del transporte del naproxeno.....	85
6.5.	Conclusiones y recomendaciones.....	88
6.6.	Bibliografía.....	90

Relación de tablas

Tabla 1. Litología de la zona de estudio.....	6
Tabla 2. Presiones en aguas superficiales.	14
Tabla 3. Compuestos farmacéuticos más representativos.	18
Tabla 4. Propiedades de los compuestos farmacéuticos.....	20
Tabla 5. Presencia de compuestos farmacéuticos estudiados en aguas superficiales de España.	21
Tabla 6. Concentración de productos farmacéuticos estudiados en aguas subterráneas de España.	22
Tabla 7. Concentración de productos farmacéuticos estudiados en efluentes de EDAR de España.	23
Tabla 8. Recargas del acuífero PVS.....	33
Tabla 9. Bombeos en el acuífero PVS.....	34
Tabla 10. piezómetros de observación.	37
Tabla 11. Balance final del modelo PVS 2002.....	40
Tabla 12. Características hidráulicas del lago y río.....	46
Tabla 13. Balance hídrico de la simulación en régimen transitorio.	58
Tabla 14. Resultado de la interacción del sistema con sus componentes.....	59
Tabla 15. Características de contaminante.	62
Tabla 16. Estaciones depuradoras de aguas residuales considerados en el modelo.	67
Tabla 17. Concentración de los contaminantes en los diferentes puntos de entrada de EDAR al acuífero.....	68
Tabla 18. Resultados de la simulación del transporte del acetaminofeno.	71
Tabla 19. Resultados de la simulación del transporte del sulfametoxazol.	74
Tabla 20. Resultados de la simulación del transporte del Naproxeno.....	76
Tabla 21. Concentración de contaminantes aplicados en las zonas agrícolas.....	79
Tabla 22. Resultados de la simulación del transporte del acetaminofeno.	80
Tabla 23. Resultados de la simulación del transporte del sulfametoxazol.	83
Tabla 24. Resultados de la simulación del transporte del naproxeno.....	85

Relación de figuras

Figura 1. Limitación de la zona de estudio.	4
Figura 2. Mapa general de la zona de estudio.....	5
Figura 3. Mapa geológico de masa plana sur de Valencia Sur, izquierda Mapa de corte de geológico en distintos puntos y derecha mapa de litológico.	8
Figura 4. Mapa de isohietas en el acuífero Plana de valencia Sur.	10
Figura 5. UDU en la zona de estudio.	11
Figura 6. UDA en la zona de estudio.	12
Figura 7. Unidades de demanda industrial en la zona de estudio.....	13
Figura 8. Presiones en aguas superficiales en el área de estudio.	15
Figura 9. Los compuestos más comunes detectados en el agua subterránea en Europa.	22
Figura 10. Eficacia en la eliminación de fármacos en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas.	24
Figura 11. Ecotoxicidad de los compuestos farmacéuticos CE50.....	25
Figura 12. Discretización realizada en el modelo Modflow para el acuífero de la Plana Sur...	31
Figura 13. Grafica de las recargas al acuífero PVS.....	33
Figura 14. Grafica de los bombeos en el acuífero PVS.	35
Figura 15. Mapa de las isohietas del acuífero PVS.....	36
Figura 16. Ubicación de los Piezómetros observados.....	38



Figura 17. Comparación de las alturas piezométricas observadas y las calculadas.	39
Figura 18. Discretización del modelo del acuífero PVS parte superior; parte central corte a' del modelo y parte inferior corte b'.	43
Figura 19. Condición de contorno del modelo.	44
Figura 20. soluciones iniciales del modelo planteado, en la parte superior se muestra las alturas piezométricas de la capa 01 del acuífero y la parte inferior corresponden a las alturas piezométricas de la capa 02.	47
Figura 21. Campos de transmisividades generados, capa 01 y 02.	49
Figura 22. Mapa de niveles piezométricos resultantes de la simulación en régimen transitorio 51	51
Figura 23. Mapas de la evolución de los piezómetros observados y calculados.	54
Figura 24. Comparación entre las alturas piezométricas obtenidas observadas y las calculadas por ambos modelos.	57
Figura 25. Drenaje al río Júcar.	60
Figura 26. Drenaje a la Albufera.	61
Figura 27. Salida al mar.	61
Figura 28. Comportamiento de los contaminantes en la columna de agua.	64
Figura 29. EDAR en ubicados en el acuífero PVS.	67
Figura 30. Mapa de las isohietas para capa 01 y 02.	70
Figura 31. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.72	72
Figura 32. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02.73	73
Figura 33. Transporte del sulfametoxazol en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01. 75	75
Figura 34. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01. 77	77
Figura 35. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02. 78	78
Figura 36. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.81	81
Figura 37. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02 82	82
Figura 38. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.84	84
Figura 39. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01. 86	86
Figura 40. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02. 87	87

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas subterráneas debida a los contaminantes emergentes (Emerging Pollutants o EP) es un campo reciente de investigación y de fuerte preocupación medioambiental. Estos contaminantes se encuentran en concentraciones muy bajas y para ello los métodos de determinar son más complicados y ello requiere una fuerte inversión económica. El estudio de EP en agua subterráneas no es un tema que se estudie con mucha frecuencia sobre todo por el desconocimiento sobre el comportamiento de los EP y debido a que la mayoría de estos son de origen orgánico son descompuestos de tiempos distintos. Por otra parte, durante la última década se está detectando su presencia en multitud de masas de agua superficiales y subterráneas, especialmente en zonas de mayor actividad antrópica. Se tienen sobre todo datos de campañas puntuales en las que se detectan, p.e., sustancias farmacológicas en ríos y lagos.

El desplazamiento de los contaminantes en las aguas subterráneas es un tema poco investigado, por ello con los datos obtenidos mediante las revisiones se podrá simular el proceso.

1.1. Objetivo general

El objetivo general del trabajo es mejorar el modelo numérico hidrogeológico del acuífero plana de valencia sur (PVS) planteado por MS Ingenieros¹, con la finalidad modelar el transporte de contaminantes emergentes (EPs) en dicho acuífero.

1.2. Objetivo específico

- Construir un modelo numérico hidrogeológico que reproduzca adecuadamente la realidad.
- Conocer el comportamiento hidráulico de las aguas subterráneas e interacción entre los componentes del modelo del acuífero plana de valencia sur.
- Plantear escenarios de contaminación en el acuífero plana de Valencia Sur para evaluar el comportamiento de los EPs.

Realizar simulaciones simples del posible comportamiento de los EPs en el acuífero que puedan servir de base para futuros estudios cuando se disponga de datos adecuados.

1.3. Justificación

El agua subterránea es considerada como un "recurso oculto" por ello la prevención de la contaminación, la vigilancia y restauración de la calidad es difícil en comparación con las aguas superficiales, ello se debe principalmente a su inaccesibilidad para apreciar cuantitativamente los impactos de la contaminación, esto hecho genera una falta de conciencia y/o evidencia sobre el alcance de los riesgos y presiones.

La entrada de productos químicos en las aguas subterráneas debido a las prácticas de uso del suelo y la gestión inadecuada de los residuos se observa en el deterioro de la calidad del agua, que es el producto de una serie de procesos que sufren los contaminantes (Postigo & Barceló, 2015). Sin embargo, poco se conoce sobre los EPs ya que es un tema que recientemente despertó el interés de estudio. Con referente de EPs en las aguas subterráneas el conocimiento es aún más escasa y con las informaciones revisadas se evaluará el comportamiento de los contaminantes en el acuífero, que de antemano se sabe que son compuestos

¹ Empresa que se encargó de formular el modelo matemático numérico del acuífero PVS.

orgánicos degradables que están expuestos a procesos de biodegradación y sorción, generalmente.

El transporte de un contaminante en las aguas subterráneas es afectado por la presencia de zonas de altas y de bajas velocidades del flujo, donde el contaminante puede viajar libremente o bien puede ser retenido. Ese contraste de velocidades tiende a desaparecer en los modelos escalados, a medida que la escala de la malla de modelación sea más grande que el tamaño de esas zonas. Por ello se realizó el escalado del modelo a celdas más pequeñas y que fue limitada por la capacidad del ordenado.

II. CARACTERIZACION DEL AREA DE ESTUDIO

2.1. Descripción geográfica

El acuífero Plana de Valencia Sur, denominado por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) como la unidad hidrogeológica 08.26 y según el CHJ 2015-2020 como masa de agua subterránea 080.142.

La Plana de Valencia Sur limita al Norte y al Sur con las localidades de Almussafes y Alcira respectivamente, pertenecientes a la provincia de Valencia. El límite oriental está definido por el mar Mediterráneo, y el límite meridional con las Sierras de la Murta y de las Agujas. Al Oeste el límite se extiende englobando las poblaciones de Llombai, Catadau y Alcántara de Júcar (ver figura 2). El acuífero abarca en su totalidad con 43 municipios y posee un área de 566.188388 km², es una superficie densamente poblada, altamente industrializado, con un potente sector turístico y una elevada superficie agrícola.

El acuífero es atravesado por uno de los principales ríos del país que viene a ser el río Júcar. Así mismo dentro de esta área de estudio se encuentra la Albufera de Valencia (Figura 01), que es considerado como zona protegida dentro del Convenio RAMSAR de humedales de importancia internacional (UNESCO, 2017). En la delimitación del acuífero se observa que no se considera parte del acuífero de la plana de Valencia Norte, el motivo de la no consideración se explicara más adelante.

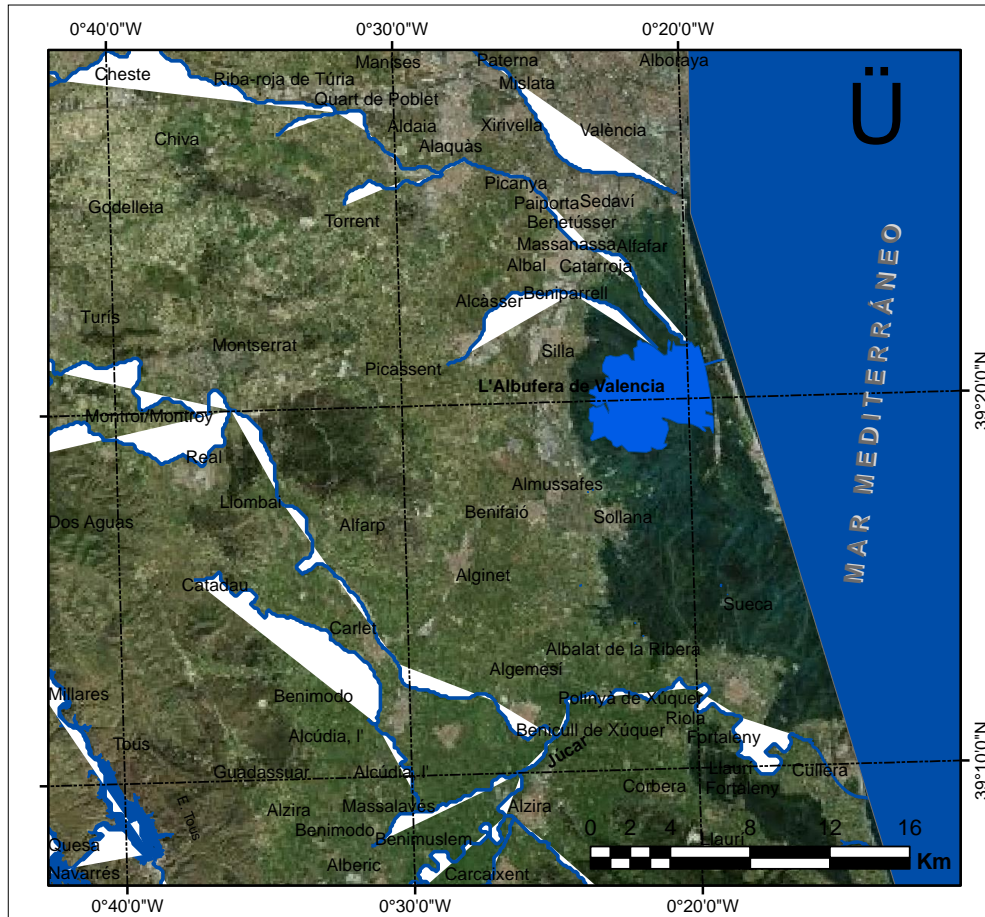


Figura 2. Mapa general de la zona de estudio.

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos del servidor de CHJ.

2.2. Climatología

El clima de Valencia es un clima Mediterráneo, que se caracteriza por ser suave y húmedo, con una temperatura media anual de unos 18 C°. Éstas oscilan entre los 11 grados de media del mes de enero a los 26 del mes de julio. La humedad relativa de la comunidad valenciana es de 71%.

La precipitación media anual está en torno a 500 mm, la distribución interaño y espacial de las precipitaciones se caracteriza por la heterogeneidad, habiendo meses bastante lluviosos (otoño-primavera) y verano los meses más secos. En los últimos años las zonas costeras incrementaron la precipitación en un 3 %, mientras en la cabecera del Júcar hubo una reducción de 7% (CHJ,2015).

2.3. Hidrología

La zona de estudio presenta una acusada irregularidad, lo cual es típico de zonas mediterráneas. La escorrentía superficial es disminuida por el grado de

permeabilidad de la superficie terrestre que está compuesto de materiales carbonatados que se extienden por gran parte de la superficie y ello genera la recarga del acuífero (CHJ, 2015).

El río Júcar integra a la mayoría de los ríos del sistema hidrográfico del Júcar, siendo este a la vez uno de los principales ríos del área de estudio, atraviesa el área de estudio de oeste a este para que finalmente desembogue en el Mar Mediterráneo. Así mismo en la zona de estudio se encuentra la Albufera de Valencia que lamina el flujo superficial en épocas de mayor precipitación y funciona como drenaje del acuífero, la altura media del calado es generalmente inferior a 80 cm.

Sin embargo, la aportación dentro de la comunidad valenciana no coincide con las demandas, generando en ello un déficit en el suministro de las demandas. La aportación total al río Júcar es mayor a 750 Hm³ (CHJ, 2015).

2.4. Geología

La plana de Valencia Sur es una zona de confluencia de las estribaciones de las cordilleras ibérica y bética. Está conformado por 03 unidades geológicas; plana detrítica de Valencia, planas aluviales de los ríos Magro, Júcar y Albaida, finalmente colinas miocenas de las estribaciones de la cordillera Ibérica. En el anejo 01 se muestra las divisiones de los tiempos geológicos, la litología se realizó mediante estudios de sondeos en puntos específicos (figura 03 parte izquierda).

Tabla 1. Litología de la zona de estudio.

Litología	Extensión de Afloramiento km ²	Rango de espesor (m)		Edad geológica
		Mínimo	Máximo	
Areniscas, Margas y arcillas	4.60			Keuper
Calizas, dolomías y margas	0.3	50	500	Jurásico
Calizas, dolomías, arenisca y arcillas	2.5			Cretácico superior

Intercalaciones de areniscas, calcarenitas y calizas bioclásticas, en una formación predominantemente margo-arcillosa (tramo inferior)	26.9	50	500	Mioceno
Alternancia de materiales detríticos cuaternarios intercalados en una formación limo arcillosa y zonalmente calizas lacustres (tramo superior)	496.30	100	400	Mioceno - Cuaternario

Fuente: (CHJ, 2015)

La prospección geofísica ayudo a la división de la Plana de Valencia en dos subcuencas, Plana Norte y Plana Sur, basados en la estructura en “horst” de directriz ibérica, que es una banda de 8 Km de anchura aproximadamente, coincidente a grandes rasgos con la Albufera y donde afloran materiales correspondientes a una formación asimilable al Keuper.

Los materiales mesozoicos constituyen estructuras tectónicas periféricas de la Plana de Valencia que conforman las condiciones de borde del sistema tanto en profundidad como lateralmente. Algunas de las más importantes de la Plana de Valencia Sur son: el sinclinal de Llomabi-Carlet, el anticlinal de Antella o el sinclinal de Manuel. Estas estructuras están constituidas por materiales mesozoicos y recubiertos en mayor o menor medida por los sedimentos miocenos y/o cuaternarios (IGME, 2015).

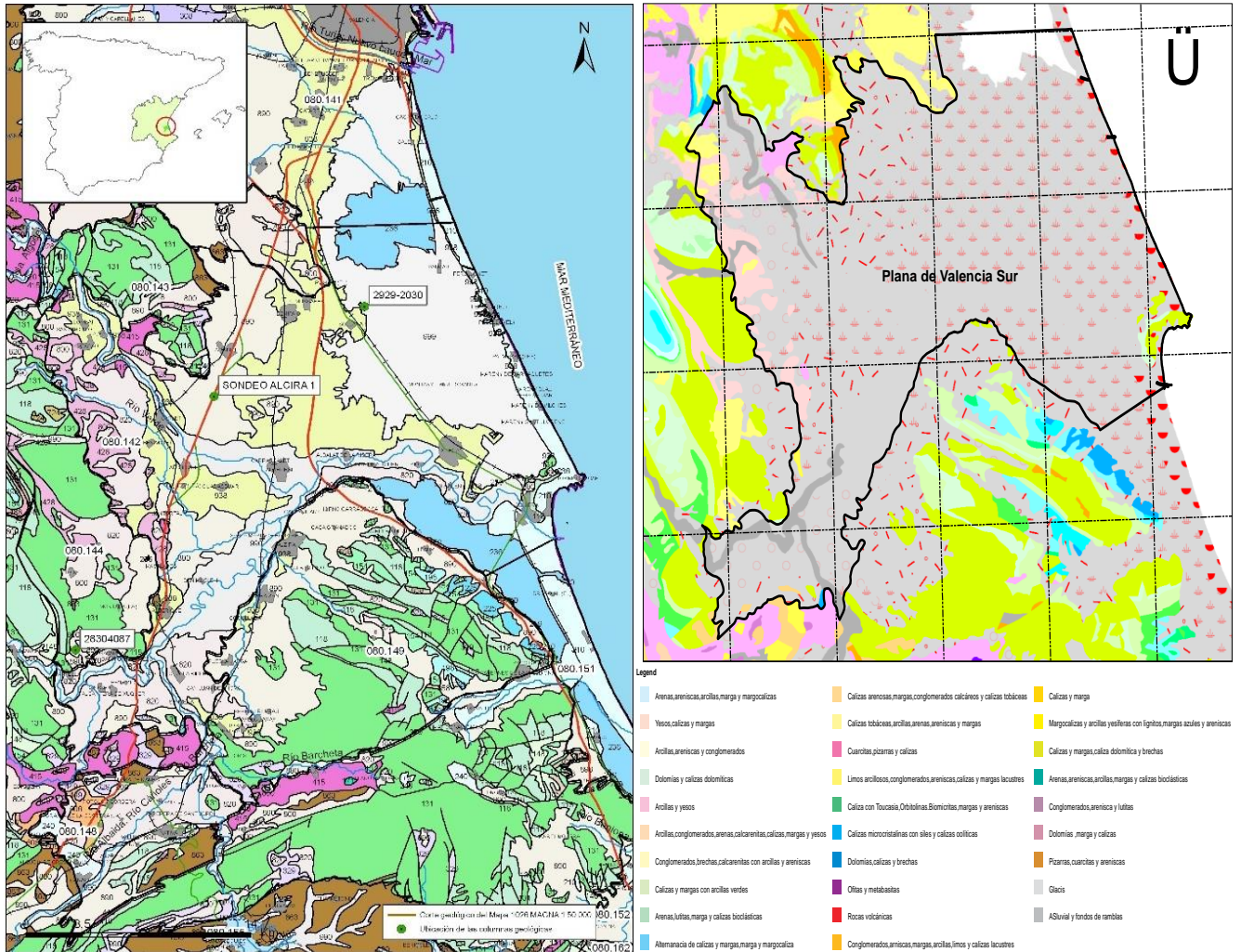


Figura 3. Mapa geológico de masa plana sur de Valencia Sur, izquierda Mapa de corte de geológico en distintos puntos y derecha mapa de litológico.

Fuente: CHJ, (2015) & mapa elaborado con datos descargados del IGME (2017).

2.5. Hidrogeología

Los límites hidrogeológicos de la masa de agua se consideran abiertos al flujo subterráneo y estos son; límite norte que atraviesa la Albufera de Valencia en las cercanías del Palmar, límite occidental que considera gran parte de Benifaió, Carlet, Cárcer y Manuel, límite sur que sigue el cauce del Barranco de la Casella, para después unirse al cauce del río Júcar y terminar en su desembocadura y finalmente el límite oriental que corresponde al Mar Mediterráneo.

Los tramos permeables del acuífero se pueden agrupar en dos grandes conjuntos;

- Tramo superior está constituido por una alternancia de materiales detríticos cuaternarios intercalados en una formación predominante limo-

arcillosa en lechos horizontales y zonalmente calizas lacustres del mioceno terminal. Los diferentes niveles transmisivos no son constantes ni en espesor ni en profundidad, llegando a alcanzar potencias entre 100 y 400 m al Este y Oeste respectivamente.

- El tramo inferior está constituido por intercalaciones de areniscas, calcarenitas e incluso calizas bioclásticas, en una formación predominantemente margo-arcillosa, que simultáneamente hace de sustrato impermeable del nivel acuífero superior y también el base impermeable formado por margas y arcillas. La posición, espesor y continuidad de los niveles potenciales es extraordinariamente variable de unos puntos a otros, sin importar la cercanía existente, generando como resultado una alta heterogeneidad y anisotropía. La potencia del tramo inferior oscila entre 50 y 500 m al Este y Oeste respectivamente.

Sin embargo, entre estos dos tramos hay una formación de muy baja permeabilidad. El acuífero es excedentario y presenta una estrecha relación con el río Júcar.

La evolución piezométrica es diferente tanto para el acuífero superior e inferior, el cual está definido por la permeabilidad de cada acuífero. En el primer caso, las oscilaciones anuales de nivel son más reducidas (al ser generalmente el coeficiente de almacenamiento más elevado) que, en el segundo, siendo entre de 2-3 m durante el período de 1980-86 (en Alginet se alcanzaron valores anormalmente altos de hasta 7 metros) y en las zonas próximas a los bordes de los acuíferos carbonatados, y mínimos inferiores a 0,5 m. en las áreas próximas al mar en el mismo período. En el acuífero mioceno, las fluctuaciones anuales en el período citado fueron del orden de 3 m en las áreas de borde y de 1-2 m en el resto del acuífero del que se dispone de control (IGME, 2015).

El flujo subterráneo se da en sentido general O-E, hacia el mar, que desciende prácticamente desde la cota 40 a 50 m.s.n.m. en Antella y Benifayó, respectivamente, hasta el nivel del mar en la zona litoral, con gradientes muy bajos y del orden del uno por mil (figura 05). (CHJ y IGME, 2006).

La descarga subterránea se da en mayor en mayor proporción y en menor intensidad a través de manantiales, zonas húmedas (albufera de valencia), en los últimos años debido a las extracciones que se da en el límite de la masa sierra de las aguas podrían estar provocando un efecto en el acuífero estudiado (MINAM, 2016).

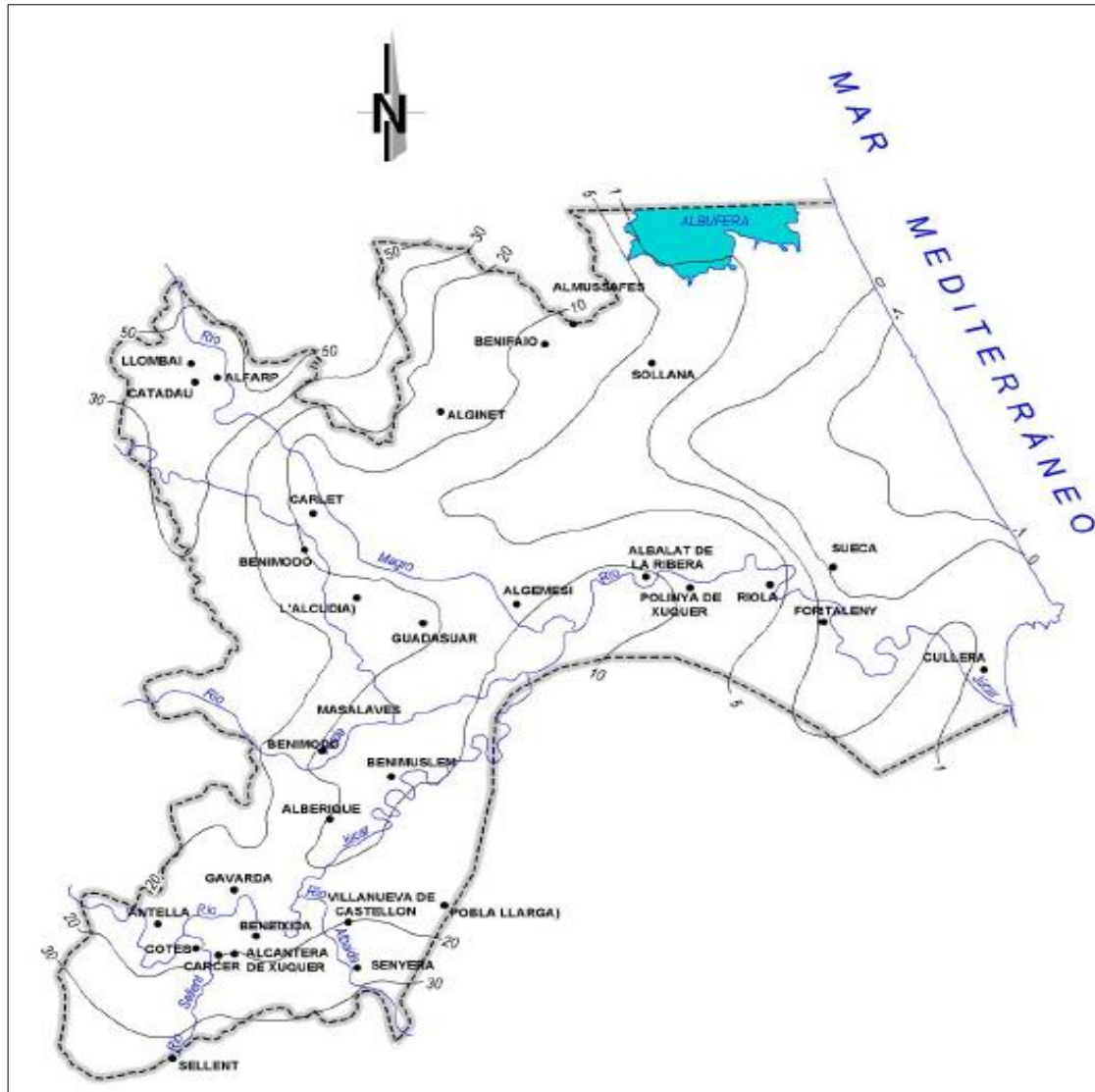


Figura 4. Mapa de isohietas en el acuífero Plana de Valencia Sur.

Fuente: (IGME, 2015).

2.5.1. Parámetros hidrodinámicos del acuífero plana de Valencia Sur

El acuífero PVS es de porosidad intergranular, con un rango de transmisividad de 100 - 3500 m²/día, el coeficiente de almacenamiento es de 0.001-0.00017, estos parámetros se determinaron mediante ensayos de bombeo, el espesor permeable se encuentra entre 200 m – 600 m (CHJ, 2005a; CHJ; 2015b).

2.5.2. Parámetros hidroquímicos del acuífero plana de Valencia Sur

El agua del PVS está compuesto por sulfatos cálcicas, bicarbonatos cálcicas o bicarbonatadas cálcico-magnésicas, con contenido algo más elevado en sulfatos, que va entre 200 y 350 mg/L. El magnesio se encuentra a 40 a 60 mg/L, aproximadamente y el contenido de nitrato supera los 50 mg/l alcanzando en algunos sectores a los 300 mg/l. Es importante señalar que el acuífero no presenta problemas de salinización (IGME, 2015).

2.6. Explotación del agua subterránea

En la explotación de aguas subterráneas se considerará los usos más demandantes y que estas afectan el estado químico de manera significativa.

2.6.1. Uso urbano

En la zona de estudio se encuentra las siguientes unidades de demanda (UDU): demanda urbana subterráneos de plana de valencia sur, entidad metropolitana de servicios hidráulicos (EMSHI), subterráneos de Sierra de las Agujas, mixtos de la Ribera, superficiales de la acequia real del Júcar y otros en menor proporción. En el 2012 la demanda fue de 9.51 hm³/año, 146.92 hm³/año, 1.2 hm³/año, 19.25 hm³/año, 0.93 hm³/año, respectivamente. El suministro se da por aguas superficiales y subterráneas (CHJ, 2015).

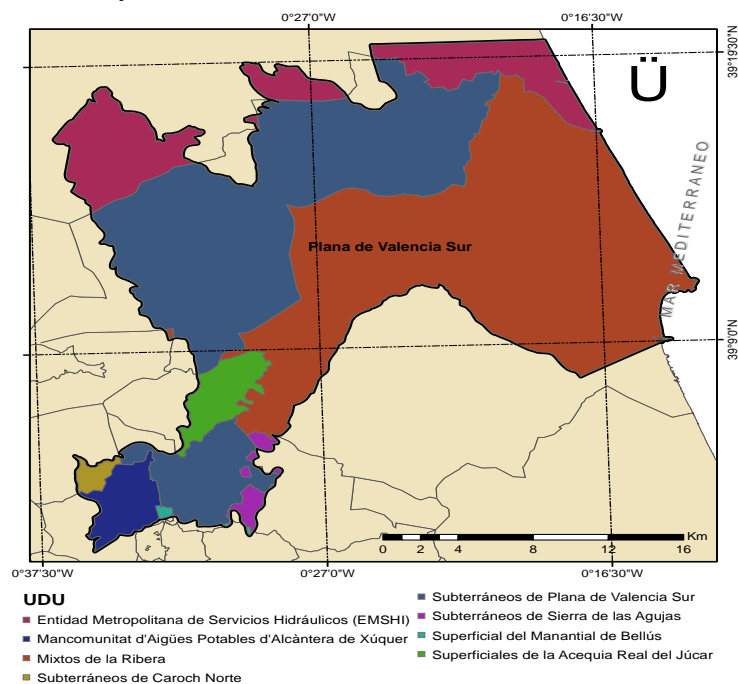


Figura 5. UDU en la zona de estudio.

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos de CHJ, 2015.

2.6.2. Uso agrícola

En el área de estudio existe 13 unidades de demanda agraria (UDA), siendo los más importantes los regadíos de canal de Júcar -Turia, regadíos tradiciones del Júcar - C.R. Acequia real del Júcar, riegos subterráneos de la ribera, riegos no tradiciones de la costera y regadíos tradicionales del Júcar-C.R. Sueca. La demanda del recurso hídrico en el 2012 fue 121.08 hm³/año, 231.67 hm³/año, 42.24 hm³/año, 45.04 hm³/año, 195.93 hm³/año, respectivamente. Los orígenes del agua para el suministro son superficiales y subterráneos (CHJ, 2015).

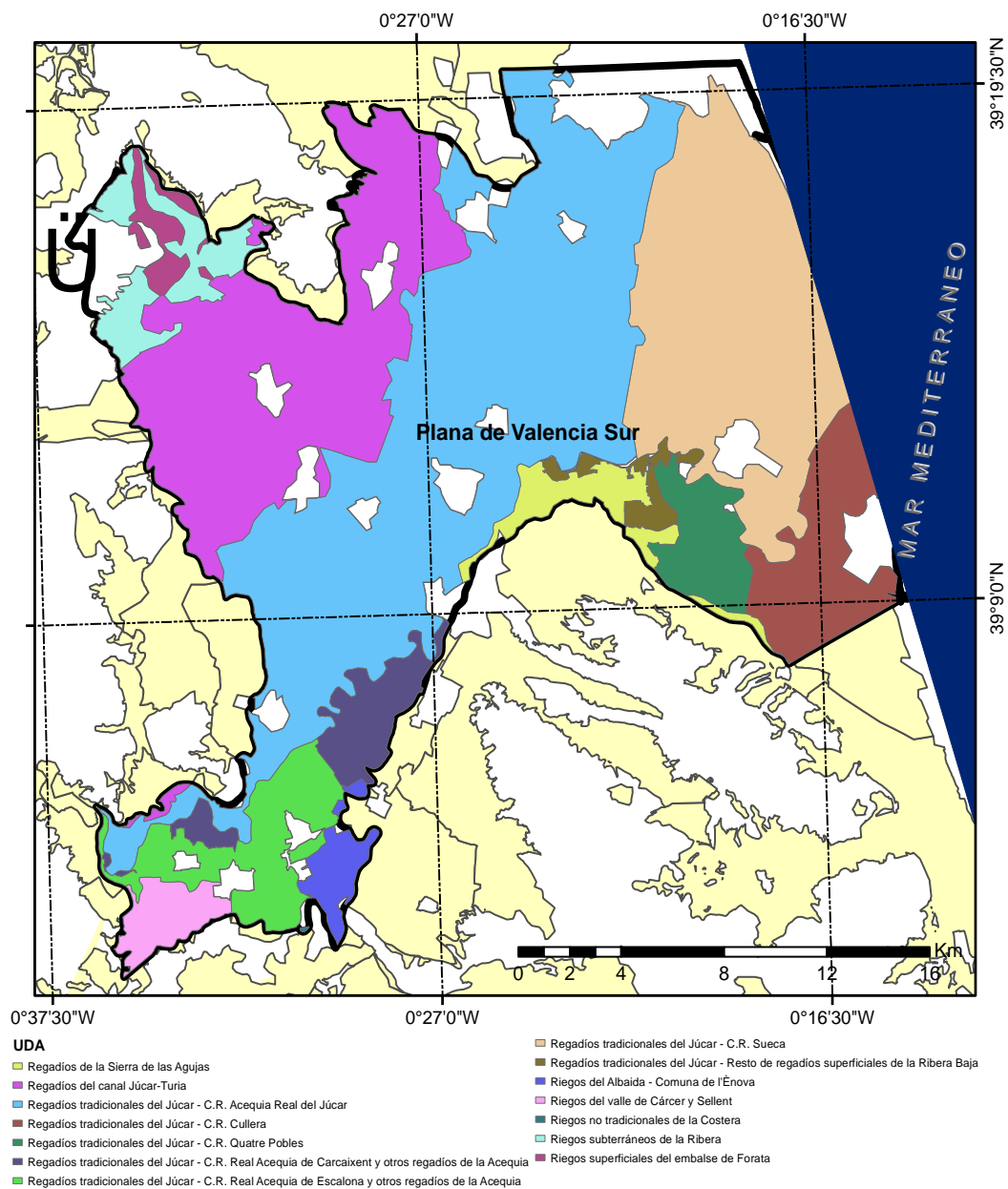
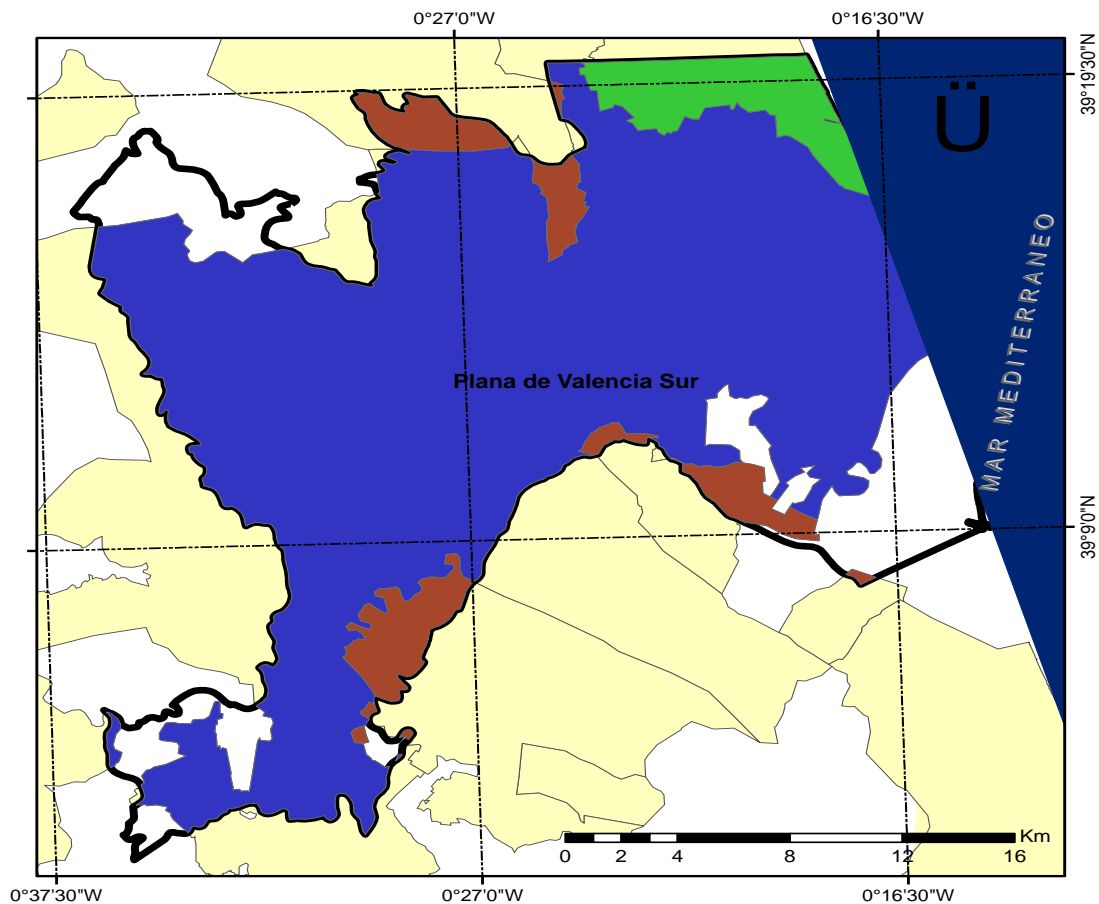


Figura 6. UDA en la zona de estudio.

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos del servidor de CHJ,2015.

2.6.3. Uso industrial

En la zona de estudio existen 3 unidades de demanda industrial (UDI), denominados resto de subterráneos del Júcar, subterráneos del bajo Júcar, subterráneos de plana de valencia norte, los dos últimos ocupan una pequeña superficie del área de estudio. Las demandas en el 2012 de las unidades son 13.81 hm³/año, 1.24 hm³/año y 20.37 hm³/año, respectivamente (CHJ, 2015).



UDI

- Resto de subterráneos del Júcar
- Subterráneos de Plana de Valencia Norte
- Subterráneos del bajo Júcar

Figura 7. Unidades de demanda industrial en la zona de estudio.

Fuente: Elaboración propia con datos del servidos de CHJ,2015.

2.7. Presiones en masas de agua subterránea

La DMA de la comisión europea denomina a la presión a toda acción ejercida por la población sobre las masas de agua. Las cuales afecta la calidad y cantidad de dicho recurso. Según el plan hidrológico 2015-2020, la masa de agua subterránea

Plana de Valencia Sur presenta presiones significativas como contaminación difusa y puntual (CHJ, 2015).

2.8. Presiones significativas a masas de agua superficial

En la zona de estudio existe un total de 23 masas de agua superficiales de los cuales, el 61% tiene contaminación puntual y el 96 % es por contaminación difusa. La contaminación puntual se da por vertidos urbanos de magnitud superior a 250 habitantes equivalentes, siendo el de mayor proporción, seguido por vertidos industriales, vertidos orgánicos y vertederos. La contaminación difusa se da principalmente por usos agrarios, seguido por usos ganaderos (CHJ, 2015).

Tabla 2. Presiones en aguas superficiales.

Masa Agua Superficial	Tipo	Contaminación Puntual	Contaminación Difusa
Río Júcar: Az. Ac. Escalona - Az. Antella	R ²	No Significativa	No Significativa
Río Júcar: Az. Antella - Río Sellent		No Significativa	Significativa
Río Sellent: Bolbaite - Río Júcar		No Significativa	Significativa
Río Júcar: Río Sellent - Río Albaida		No Significativa	Significativa
Río Albaida: Río Barcheta - Río Júcar		Significativa	Significativa
Río Júcar: Río Albaida - Rbla. Casella		Significativa	Significativa
Rbla. Casella: Bco Barcheta - Río Júcar		Significativa	Significativa
Río Júcar: Rbla. Casella - Río Verde		Significativa	Significativa
Río Seco: Cabecera - Confluencia		Significativa	Significativa
Río Júcar: Río Verde - Río Magro		No Significativa	Significativa
Río Magro: Río Buñol - Alfarp		No Significativa	Significativa
Río Magro: Alfarp - Carlet		Significativa	Significativa
Río Magro: Carlet - Algemesí		Significativa	Significativa
Río Magro: Algemesí - Río Júcar		Significativa	Significativa
Río Júcar: Río Magro - Albalat de la Ribera		Significativa	Significativa

² Masa de agua superficial tipo rio.

Río Júcar: Albalat de la Ribera - Az. Sueca		Significativa	Significativa
Río Júcar: Az. Sueca - Az. Cullera		No Significativa	Significativa
Río Júcar: Az. Cullera - Az. Marquesa		No Significativa	Significativa
Río Verde: Alzira - Río Júcar		Significativa	Significativa
Río Verde: Cabecera - Alzira		Significativa	Significativa
Desembocadura del Júcar	T ³	Significativa	Significativa
L'Albufera de Valencia	L ⁴	No Significativa	Significativa
Ullals de L'Albufera		Significativa	Significativa

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos del servidor de CHJ.

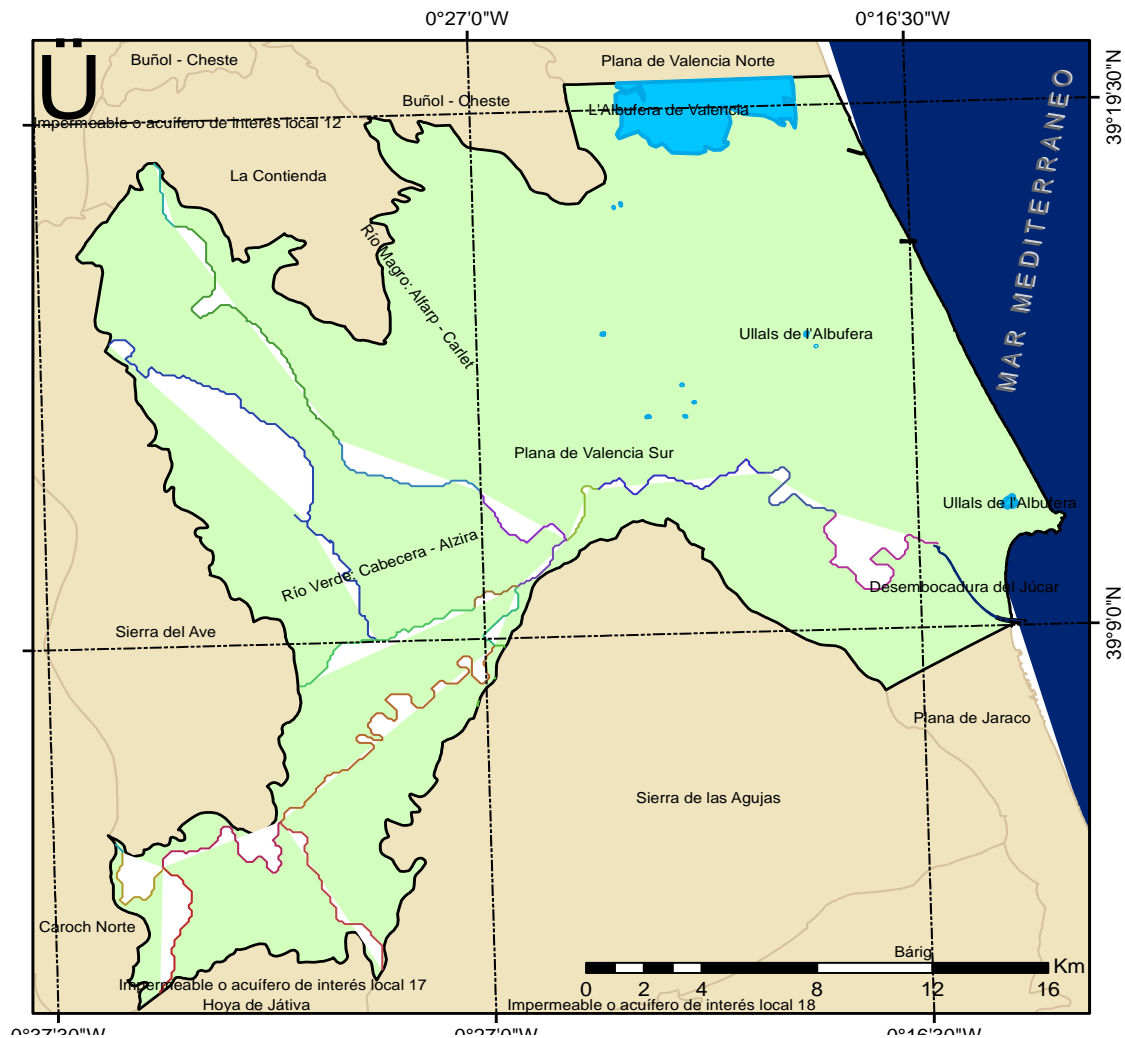


Figura 8. Presiones en aguas superficiales en el área de estudio.

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos del servidor de CHJ

³ Masa de agua superficial de transición.

⁴ Masa de agua superficial tipo lago.

2.9. Presiones significativas en masas de agua subterránea

La contaminación difusa se da por la contaminación por nitratos, el cual es el principal causante del mal estado de la masa de agua subterránea, producido por el exceso de aplicación de fertilizantes nitrogenados en las zonas agrícolas y vertidos puntuales de explotaciones ganaderas. El acuífero es considerado como masas de agua con presiones significativas. La contaminación puntual se da por vertidos a las aguas subterráneas y vertederos (CHJ, 2015).

2.10. Recargas del acuífero

La recarga natural se produce mediante la infiltración de agua de lluvia, las transferencias laterales (Liria-Casinos y Buñol Chestre) y la infiltración en cauces. en los últimos años debido a las extracciones que se da en el límite de la masa sierra de las aguas podrían estar provocando un efecto en el acuífero estudiado (MINAM, 2016).

III. ESTADO DE ARTE

3.1. Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes son definidos como productos químicos sintético, natural o microorganismo que no está supervisado y tiene el potencial para entrar en el medio ambiente generando efectos adversos conocidos o sospechosos en la salud humana y/o ecosistema (USGS, 2017).

Los EPs no son necesariamente nuevos productos químicos, ya que incluyen contaminantes que a menudo han estado presentes en el medioambiente, pero cuya presencia, importancia y efectos (toxicidad) sólo ahora están siendo evaluados (EPA, 2017).

Los EPs pueden ser candidatos a una regulación futura dependiendo de investigaciones sobre sus efectos potenciales en la salud y los datos de monitoreo con respecto a su incidencia, estas podrían incluirse en la lista de sustancias peligrosas prioritarias que están reguladas actualmente bajo la directiva 2013/39/UE (Becerril Bravo, 2009).

Los EPs son una de las líneas de investigación prioritarias de los principales organismos dedicados a la protección de la salud pública y medio ambiental, tales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia de Protección del

Medio Ambiente (EPA), y la Comisión Europea, sin embargo, el estudio de estos compuestos tiene un alto coste económico y adecuado métodos de análisis (OMS, 2017).

Según la cadena de NORMAN, al menos existen 700 sustancias que fueron identificados en el medio acuático europeo (NORMAN NETWORK, 2017).

A partir del año 2000, se han investigado cerca de 160 productos farmacéuticos (humanos y veterinarios), enfocados en la evolución de las técnicas analíticas para su detección, identificación y productos de degradación, la aparición de estos compuestos en organismos acuáticos y otros compartimientos, descubrir las rutas de transporte de estos compuestos en el medio ambiente, el destino final de cada compuesto y a los procesos de eliminación en plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR) y plantas de tratamiento de agua potable (ETAP) (Arredondo González, 2016).

3.2. Fuentes de contaminantes emergentes

Como ya se conoce la contaminación del recurso hídrico se da por fuentes puntuales y difusas, ejemplo de primero son las descargas de las plantas municipales de tratamiento de aguas residuales, las descargas industriales, los derrames accidentales y los rellenos sanitarios, entre otros. Con referente a ultimo se da por la agricultura, la ganadería y las escorrentías (Jurado et al., 2012)

3.3. Tipo de contaminantes emergentes

Existen varios tipos de contaminantes emergentes reportados en el ambiente tales como plaguicidas, productos farmacéuticos, estrógenos, productos de cuidado personal y compuestos de estilo de vida, compuestos industriales, retardantes de llama, estrógenos drogas de abuso, nanomateriales (Colvin et al., 2003).

En el presente trabajo se enfocó el estudio de contaminantes emergentes de origen farmacéuticos que vienen a ser sustancias químicas utilizadas para la prevención, diagnóstico, tratamiento, mitigación o cura de enfermedades. Pueden ser sintetizados por o extraídos de un organismo vivo. Posteriormente se somete a una operación de modificación o purificación para su uso. Es importante señalar que los metabolitos que se generan y los compuestos originales inalterados,

pueden eventualmente estar sujeto a transformaciones en las plantas de tratamiento de aguas residuales (Eljarrat et al., 2005).

Tabla 3. Compuestos farmacéuticos más representativos.

Tipo de compuestos farmacéuticos	Farmacéutico más representativo
Antibióticos	Claritromicina, Eritromicina, Sulfametoxazol, Sulfadimetoxina, Ciprofloxacina
Hormonas	La estrona (E1), Estradiol (E2), Etinilestradiol (EE2)
Analgésicos	Diclofenaco, Ibuprofeno, Paracetamol, Ácido Acetilsalicílico
Antiepilépticos	Carbamazepina, Primidona
Reguladores lipídicos de sangre	Clofibrato, Gemfibrozilo
β bloqueantes	Metoprolol, Propanolol
Medios de contraste	Diatrizoato, Iopromida
Citostáticos	Ifosfamida, Ciclofosfamida
Productos de cuidado personal	Triclosan, Triclocarban

Fuente: Arredondo, 2016.

La primera evidencia de fármacos se dio en los años 70 con la identificación del ácido clofíbrico (sustancia activa del clofibrato) en aguas residuales en EE. UU. A inicio de la década de los 90 el tema de los fármacos en el medio ambiente ha surgido con fuerza, despertando un gran interés científico y social (Santos et al., 2010).

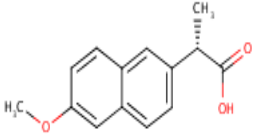
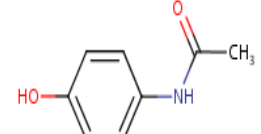
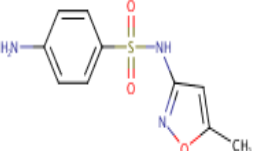
3.4. Características de compuestos farmacéuticos

A diferencia de otros contaminantes en el agua, los fármacos son moléculas con gran actividad biológica sobre diferentes organismos, y sus propiedades fisicoquímicas determinan su persistencia en el ambiente y facilitan su bioacumulación. La gran mayoría de fármacos son ácidos y bases débiles, por lo que su distribución depende del pH del medio y la constante de disociación en el agua (PKa) (Tejada et al., 2014). La literatura se menciona que muchos de estos compuestos sobreviven a la biodegradación.



Las características de los fármacos son; peso molecular (PM), constante de disociación, solubilidad (S_w) y los coeficientes de reparto entre el agua octanol ($\log K_{ow}$) y distribución ($\log D_{ow}$) este último indica la modificación de grupos funcionales ionizables que pueden afectar la eliminación de un compuesto a través de procesos biológicos (Zhang et al., 2012; Li et al., 2014). En la tabla 03 se indica las principales características de los compuestos farmacéuticos estudiados en el presente trabajo.

Tabla 4. Propiedades de los compuestos farmacéuticos.

Fármaco	Nº CAS	Uso	Formula molecular	Estructura molecular	PM (g/mol)	Log Kow	pKa	Sw (mg l ⁻¹) 25 °C	Presión de vapor (mmHg) 25 °C	Constante ley de Henry (atm·m ³ /mol) 25 °C
Naproxeno	22204-53-1	Analgésico	C ₁₄ -H ₁₄ -O ₃		230.2616	3.18	4.15	15.9	1.89E-06	3.39E-10
Acetaminofén (Paracetamol)	103-90-2	Analgésico	C ₈ -H ₉ -Cl ₂ -N-O ₂		151.1641	0.46	9.38	1.4E+04	7E-06	6.42E-13
Sulfametoxazol	723-46-6	Antibiótico	C ₁₀ -H ₁₁ -N ₃ -O ₈ -S		253.2809	0.89		610	6.93E-08	6.42E-13

Fuente: Elaboración propia con datos de U.S. National Library of medicine,2016.

3.5. Contaminantes emergentes farmacéuticos en el medio ambiente

En este ítem nos enfocaremos en los contaminantes reportados en el medio ambiente español. Identificando que la entrada de los productos farmacéuticos en el ambiente se realiza principalmente por vertido de aguas residuales a los cauces de los ríos.

3.5.1. Contaminantes emergentes en aguas superficiales españolas

Los contaminantes emergentes farmacéuticos generalmente son solubles en agua, no volátiles, polares, mientras otros contaminantes son lipofílicos y muestran cierta tendencia a bioacumularse y son adsorbido en los sedimentos (Bottoni et al, 2010). Como ya se mencionó anteriormente esta presencia de contaminantes emergentes en las aguas superficiales se da por vertidos de efluentes de EDAR. En España se reportaron contaminantes como el naproxeno y acetaminofeno de $0.22972 \mu\text{gL}^{-1}$ y $212.4 \mu\text{gL}^{-1}$, respectivamente estos valores son valores promedio.

Estudios realizados en algunos ríos de la comunidad Valenciana, específicamente en el río Túria se reportaron compuestos farmacéuticos como el naproxeno ($7.189 \mu\text{gL}^{-1}$) e ibuprofeno ($6.593 \mu\text{g L}^{-1}$), mostraron las concentraciones más altas y con mayor frecuencia. La concentración media más elevada, fue para el ibuprofeno, naproxeno y ácido salicílico (Carmona et al., 2014).

Tabla 5. Presencia de compuestos farmacéuticos estudiados en aguas superficiales de España.

Compuesto Farmacéutico	Concentración ($\mu\text{g}/\text{L}$)	Concentración ($\mu\text{g}/\text{L}$) comunidad Valenciana	Referencia
Acetaminofeno	0.08065	0.068 ⁵	Silva et al., 2011; Bueno et al., 2007; Huerta-Fontela et al., 2010; Valcárcel et al., 2011; Camacho et al., 2010; Carmona et al, 2014.
Naproxeno	0.09277	0.278 0.01221 ¹	
Sulfametoxazol	0.08512	0.00093 ¹ 0.00035 ⁶	

Fuente: Elaboración propia.

⁵ Valores máximos.

⁶ Valores medios.

3.5.2. Contaminantes emergentes en aguas subterráneas

D'Alessio y Ray (2016), hizo una revisión de 99 estudios de contaminación en aguas subterráneas los que fueron publicados entre 1992-2014. La mayoría de estudios se llevó en Europa, 28 fue en Alemania, 5 en España, 7 en Francia, 4 en Reino Unido. Se reportaron 169 compuestos, dentro de estos 144 eran farmacéuticos de estos; antibiótico (37), analgésico/antiinflamatorio (24), anticonvulsivos (18), y el fármaco cardiovascular (17) que representa los grupos más comunes. La carbamazepina, sulfametoxazol, el diclofenaco e ibuprofeno fueron los compuestos más comúnmente detectado en aguas subterráneas en Europa tal como se muestra en la siguiente figura.

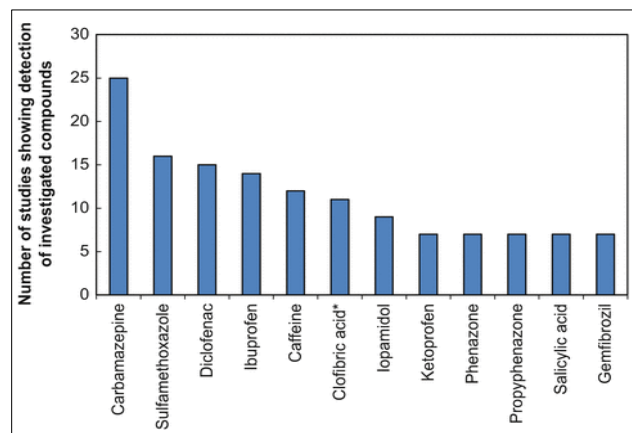


Figura 9. Los compuestos más comunes detectados en el agua subterránea en Europa (*producto de la descomposición).

Tabla 6. Concentración de productos farmacéuticos estudiados en aguas subterráneas de España.

Fármaco	Concentración (ng/L)			Acuífero	Provincia	Cita
	Media	Mínimo	Máximo			
Acetaminofeno (Paracetamol)	7.9250	0.00	34.70	NE de España	NE de España	Radjenovic et al.,2008.
Naproxeno	108.00	0.00	263.00	Delta de Llobregat, Acuífero de Llobregat	Cataluña, Barcelona	Cabeza et al., 2012; Teijon et al., 2010.
Sulfametoxazol	34.143	117.00	200.00	Delta de Llobregat, Acuífero de Llobregat, NE de España	Cataluña, Barcelona, NE de España	Cabeza et al., 2012; Teijon et al., 2010;

Fuente: elaboración propia con datos revisados.

3.5.3. Contaminantes emergentes en aguas superficiales residuales

Diversos autores han reportado la presencia de los contaminantes emergentes de origen farmacéuticos en los efluentes de las EDAR (Carmona et al, 2014; Bronsinki et al, 2013; Martin et al, 2012). Entre los compuestos reportados se encuentran el naproxeno, diclofenaco y carbamazepina, este último se detectaron en concentración relevantes en los efluentes de las aguas residuales, superficiales y sedimentos (Chen et al, 2015). En algunos casos se reportaron que las concentraciones de los efluentes son mayores que del influente a las EDAR para el gemfibrozil, naproxeno y diclofenaco (Carmona et al., 2014).

En la tabla 07 se muestra el promedio de las concentraciones de contaminantes encontrados en los efluentes de EDAR de España y la comunidad valenciana específicamente de los EDAR de pinedo I, II y Quart de Benageber.

Tabla 7. Concentración de productos farmacéuticos estudiados en efluentes de EDAR de España.

Fármaco	Concentración en España (µg/L)	Referencia
Acetaminofeno	8.8457793	Silva et al., 2011; Teijon et al., 2010;
Naproxeno	5.83576024; 0.0856 ⁷	Valcárcel et al., 2011; Santos et al., 2007; Camacho et al., 2010; Prieto -
Sulfametoxazol	0.08512	Rodríguez et al., 2012; Carmona et al., 2014.

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos de publicaciones.

La eliminación de los contaminantes emergentes mediante la aplicación de tratamientos tradicionales se da de manera parcial tal como se observa en la siguiente figura.

⁷ Concentración EDAR de la comunidad Valenciana

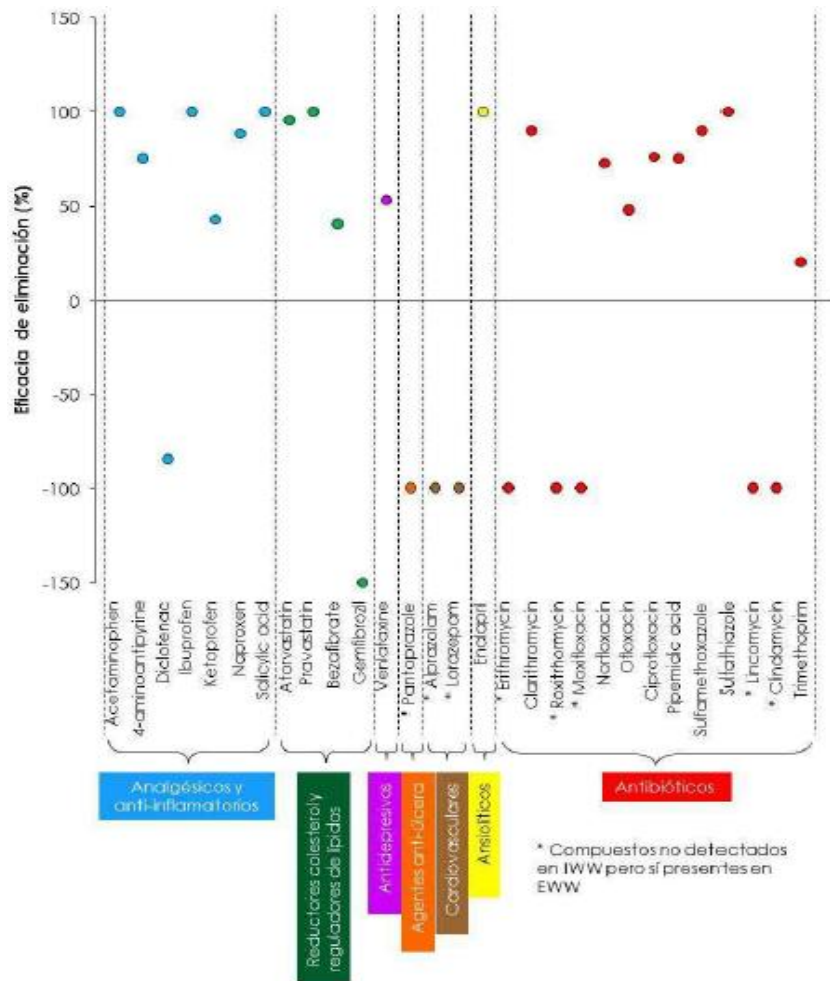


Figura 10. Eficacia en la eliminación de fármacos en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas.

Fuente: Cracia-Lor, 2012.

3.6. Toxicidad de los contaminantes emergentes de origen farmacéutico

Los efectos de los compuestos farmacéuticos generan efectos significativos como alterar el sistema endocrino, bloqueando o perturbando las funciones hormonales y afectan a la salud de los seres humanos y especies de animales a pesar de encontrarse en concentraciones bajas (Tejada et al., 2014). Los ensayos de ecotoxicidad acuática de los EPs farmacéuticos por lo general se llevan a cabo en condiciones controladas de laboratorio. Los fármacos antiinflamatorios no esteroideos AINE como (acetaminofeno, ibuprofeno, diclofenaco y naproxeno), reguladores de lípidos BLLA (bezafibrato, ácido clofíbrico -metabolito), carbamazepina y trimetoprim se clasifican generalmente como perjudicial para los organismos acuáticos.

Los betabloqueadores presentan toxicidad intermedia. Otros antibióticos (ofloxacina, sulfametoxazol, oxitetraciclina, eritromicina) caen en su mayoría

dentro de la gama tóxico. Existe una falta de información sobre el impacto sinérgico de estos productos químicos, en particular a baja concentración durante tiempos de exposición mayores.

La respuesta toxicológica sólo da una visión subjetiva en la toxicidad, porque esto depende de la especie utilizada como EC estudiados, dando como resultado diferentes respuestas toxicológicas ver figura 1, Los contaminantes alteran la flora microbiana y estas pueden actuar como inhibidores de las bacterias (Petrie, Barden, & Kasprzyk-Hordern, 2015).

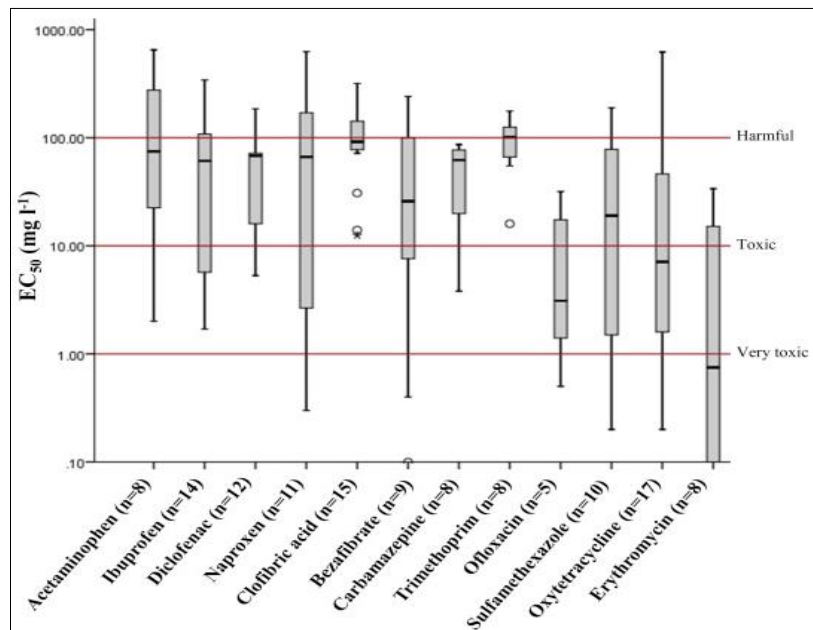


Figura 11. Ecotoxicidad de los compuestos farmacéuticos CE50.

Fuente: Petrie et al., 2015.

Se ha reportado que el diclofenaco afecta a los tejidos de las branquias y de riñones en peces de agua dulce, lo que representa un posible riesgo para este tipo de poblaciones (Hoeger et al., 2005). La eritromicina, gemfibrozil son responsables de más del 50% de la TU para algas, Daphnia o peces. Estudios realizados en España mencionan que las cuencas de Llobregat y Ebro fueron consideradas como las más contaminadas y de mayor riesgo ecotoxicológico, en comparación de las cuencas de Júcar y Guadalquivir (Matamoros et al., 2008).

3.7. Normativa Española y Europea de regulación de contaminantes en los recursos hídricos

En la actualidad no existen normativas sobre los límites legales de contaminantes emergentes en el medio acuático; sin embargo, se cuenta con reglamentos tales

como la última actualización de la Directiva de la Unión Europea 2013/39/UE donde son considerados 45 sustancias prioritarias, para la protección de las aguas superficiales y la biota en la UE. Así mismo, se recomienda incorporar para la vigilancia los compuestos como el diclofenaco, 17-estradiol (E2) y 17-etinilestradiol (EE2), debido a que no se cuenta con datos suficientes para incorporar como sustancias prioritarias. Los objetivos legislativos propuestos fueron de 0.4, 0.035 y 10 ng/l para E2, EE2 y diclofenaco, respectivamente (Directiva 2013/39/UE, 2013).

La creación de la reciente Directiva 2015/495/UE, en la se estable una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la UE en el ámbito de la policía de aguas. Estas sustancias incluidas fue como los siguientes; antibióticos macrólidos (azitromicina, claritromicina y eritromicina), hormonas naturales (E1), plaguicidas, filtro UV (EHMC) y antioxidante (BHT) (Directiva 2015/495/UE, 2015).

La evaluación del estado químico de la calidad de las masas de aguas subterráneas se basa en determinar ciertos compuestos regulados tales como; nitratos (50 mg/l), sustancias activas y metabolitos de los plaguicidas aprobado en el Real Decreto 14514/2009 aprobado el 2015.

La reutilización de las aguas residuales está regulada mediante el Real Decreto 1620/2007, donde establece los regímenes jurídicos para la reutilización de las aguas depuradas usos admitidos y los criterios de calidad que se debe cumplir para la recarga ya sea del acuífero mediante la infiltración a causa de las actividades agrícolas. Sin embargo, en esta lista no incluye los compuestos farmacéuticos.

3.8. Modelación matemática del transporte subterráneo

El soluto se transporta por el medio saturado generalmente por mecanismo de transporte advectivo y dispersivo. Debido a las propiedades químicas y biológicas de los compuestos farmacéuticos la mayoría son influenciadas por procesos de adsorción y biodegradación.

El transporte por advección es el movimiento de traslación del soluto en la dirección del flujo, la especie química se mueve a la misma velocidad media que el disolvente. El Mecanismo de dispersión que considera las mezclas por difusión y divergencia aleatorias de las velocidades locales con respecto a la velocidad

media del flujo. Las moléculas y/o iones de la especie química se desvían de la trayectoria del transporte convectivo (Llerar-Meza, 2009).

El transporte del soluto se da por procesos de difusión, advección y dispersión.

En la ecuación se muestra la ecuación

$$\frac{\partial \cdot \theta(C)}{\partial t} = -\nabla(j) + q_s \quad (1)$$

Donde:

j es el vector de flujo másico ($MT^{-1}L^{-3}$).

C concentración del soluto (ML^{-3}).

q_s acciones estrenas (fuente -sumidero).

$\sum R_n$ termino de reacción es reacción química y biológica, $ML^{-3}T^{-1}$

El vector j estos compuestos por la suma del mecanismo de transporte por advección j_{conv} , dispersión mecánica j_{dis} y j_{dif} debido a la difusión molecular.

$$\vec{j} = j_{conv} + j_{dis} + j_{dif} \quad (2)$$

El flujo advectivo está el producto de la velocidad de Darcy q , por la concentración del soluto:

$$j_{conv} = q \cdot \nabla C \quad (3)$$

El flujo másico difusivo se basa en la primera ley de Fick, con una corrección en el coeficiente de difusión, D_d , los valores de D_d son conocidas y se encuentran en el rango 1×10^{-9} a 2×10^{-9} m^2/s a $25^\circ C$, debido a que en un medio poroso la difusión no puede ocurrir tan rápido como el agua a lo que los moléculas o iones deben seguir caminos más largos través de los poros de la zona saturada, para tomar en cuenta este hecho el coeficiente efectivo es multiplicado por la porosidad y el tensor de tortuosidad τ , tal como se observa:

$$j_{dif} = -\theta \cdot D_d \cdot \tau \cdot \nabla C \quad (4)$$

El flujo dispersivo es un flujo másico de caracterización más compleja y está determinado por:

$$j_{dis} = -D \cdot \nabla C \quad (5)$$

Donde:

D es el tensor mecánico.

Remplazando las ecuaciones y realizando operaciones matemáticas se obtiene:

$$\left[D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \right] + \left[D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} \right] + \left[D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v_z \frac{\partial C}{\partial z} \right] \pm \frac{q_s}{\theta} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (6)$$

Donde:

D es la resultante de la suma de los tensores de difusión y dispersión.

Otros terminos que se puede incorporar a la ecuación 6, son las reacciones químicas, sorción y decaimiento del compuesto.

$$\sum R_n = \sum R_k - f\theta - \lambda C \quad (7)$$

Para resolver la ecuación planteada, se debe asociarlo a condiciones iniciales y condiciones de contorno.

Las condiciones iniciales describen los valores de las concentraciones iniciales del medio para un tiempo considerado inicial y solo imprescindibles si el problema se resuelve para el régimen transitorio.

Las ecuaciones pueden ser resueltas por:

- soluciones analíticas: se resuelve mediante ecuaciones diferenciales, existen diversos casos de una, dos y tres dimensiones para las que se conocen las soluciones, generalmente son simples. la aplicación de este método es muy limitada.
- métodos numéricos: son métodos usados ampliamente para resolver la ecuación del transporte de masa, estas pueden ser agrupados en métodos eulerianos, lagrangianos y métodos mixtos (eulerianos-lagrangianos).

- Los métodos Eulerianos vienen a ser aproximaciones basadas en la discretización de la ecuación de transporte en malla fina. Una de las formulaciones más utilizada es de las diferencias finitas y la formulación de elementos finitos. Ambas formulaciones dan lugar a sistemas de ecuaciones muy similares, pero su filosofía es distinta. Una de las grandes desventajas de las metodologías Eulerianas es que la dispersión numérica es significativa para problemas de transporte advectivo dominante, presentando graves problemas de oscilaciones e inestabilidades de la solución numérica si el número de Peclet es mayor a 10. Este problema se reduce disminuyendo el tamaño de la malla o con la incorporación de términos correctivos.
- Los métodos Lagrangianos no utilizan una malla fija para la discretización de la ecuación de transporte, en su lugar pueden utilizar una malla fija sobre un sistema de coordenadas deformables o bien una malla deformable sobre un sistema de coordenadas fijo.
- Los métodos mixtos se resuelven la ecuación de transporte sobre una malla fija, intentando combinar la precisión de los métodos Lagrangianos con la generalidad de los métodos Eulerianos.

IV. ANTECEDENTES DEL AREA DE ESTUDIO

4.1. Modelos de flujo de agua subterránea

- *Modelo hidrodinámico del Caroch-Plana de Valencia*

Modelo realizado para el proyecto de gestión de aguas en la cuenca de los ríos Júcar y Mijares. Es un modelo que se realizó con uso del programa de Prickett y Londquist, el modelo contempla zonas como el delta del Palancia hasta la desembocadura del río Júcar comprendiendo, las Planas Norte y Sur y parte de los bordes mesozoicos que las limitan (IGME, 1982).

- *Evaluación a nivel de aplicación de los recursos hídricos subterráneos disponibles en los acuíferos del sector sur del sistema 51 (Plana de Valencia) posibilidades de su utilización inmediata*

La extensión del modelo planteado fue más limitada que corresponde al acuífero a la plana de valencia. El objeto del modelo era la simulación de diversas alternativas de gestión del acuífero 51 basadas en distintas posibilidades de

recarga artificial con aguas no reguladas del río Júcar en invierno, y su explotación posterior en época de riego (IGME, 1986).

- *Caracterización estadística de los recursos subterráneos que afluyen al Júcar aguas abajo de Tous*

En este modelo se realiza una calibración adicional, es el mismo modelo del estudio anterior, con la extensión más reducida que corresponde unidad hidrogeológica la plana de valencia sur. El objetivo de este estudio fue el análisis de las posibilidades de trasvase al Vinalopó y la respuesta del acuífero ante distintas reglas de operación del embalse de Tous (IGME, 1989).

- *Estudio del plan general de adecuación del sistema de explotación de los aprovechamientos tradicionales del Júcar”*

En este modelo se puso a punto un nuevo modelo que incluía la misma zona que la del estudio del IGME (1986), es decir el acuífero de la Plana de Valencia. Este estudio realiza un análisis hidrogeológico del acuífero mediante el modelo de Prickett (CHJ, 1997).

- *Estudio de la utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de las cuencas medias y bajas de los ríos Júcar y Turia (2002)*

Este estudio se basó en los estudios anteriores mencionados, donde la extensión del modelo incluye parte del acuífero plana de valencia norte y plana de valencia sur, el objetivo del modelo es disponer de una herramienta capaz de simular la evolución del acuífero frente a acciones exteriores alternativas a integrar el modelo del acuífero en el modelo global de simulación del sistema de recursos hídricos Júcar-Turia (CHJ, 2003; MS Ingenieros, 2002). Este modelo fue formulado por la empresa MS Ingenieros. A continuación, se explica este modelo descrito, en ella se

4.1.1. Modelo matemático distribuido de la Plana de Valencia Sur formulado por MS Ingenieros

4.1.1.1. Formulación del modelo matemático distribuido de la Plana Sur

La zona modelada corresponde básicamente con la unidad hidrogeológica 8.26 (Plana Sur de Valencia) y parte de la zona de la unidad 8.25 (Plana Norte de Valencia) comprendida entre la Albufera y la ciudad de Valencia. El motivo de incorporar parte la unidad 8.25 es que en la delimitación adoptada incluye dentro de la zona modelada, la totalidad de la Albufera y toda la zona regable de la Acequia Real del Júcar incluida la correspondiente al cultivo

del arroz con sus especiales características. En la Figura 12 puede observar la discretización espacial propuesta que es similar a la adoptada en CHJ (1997) al no producirse ningún problema de falta de convergencia o estabilidad en los procesos numéricos de simulación.

a) Discretización del modelo

El modelo tiene una discretización horizontal irregular, el lado de la celda va desde 1000 m a 4000 m, siendo un total de 368 celdas que corresponden a 16 filas y 23 columnas. La superficie total es de 1.064×10^9 m². Las discretizaciones verticales consideraron 02 capas y ambas capas son confinadas.



Figura 12. Discretización realizada en el modelo Modflow para el acuífero de la Plana Sur.

b) Propiedades hidráulicas

- Transmisividad

En el cuaternario la transmisividad adoptada en los modelos oscila entre 500 m/día al norte de Sueca y 3.000 m/día en las proximidades de la Albufera y de los ríos Júcar y Verde. La transmisividad en el acuífero mioceno varía entre 200 y 2.000 m/día

- Coeficiente de almacenamiento: El cuaternario varía entre 0,20 y 0,05. En el acuífero mioceno el coeficiente de almacenamiento se encuentra entre 0,12 y 0,01.
- Conductividad vertical: En la capa 1 se puede diferenciar 03 zonas de, la primera se centra en el límite oeste del acuífero, al sur con zonas de mayor altitud y la zona de menor pendiente. El valor fue de 0.1, menores a 0.0005, respectivamente. En la capa 02, el valor de 0.000001 m en toda la capa

c) Condiciones iniciales y de contorno

El contorno de las zonas que se estudió, tanto el del mioceno como el cuaternario están en contacto, por el oeste, con los acuíferos carbonatados del Caroch Norte. En el límite sur no existe el acuífero mioceno que es reemplazado por el acuífero calcáreo de la Sierra de las Agujas. Es importante señalar que se encontraron algunos errores en el modelo planteado, tales como la altura del calado del río, celdas sin valores de altura piezométricas iniciales.

- **Condiciones de altura piezométrica constante**

Se consideraron como cotas de alturas de carga constante, a aquellas que se encontraban limitando con el mar mediterráneo, siendo un total de 15 celdas. Este planteamiento se dio tanto para ambas capas, la altura piezométrica constante fueron mayores a 0 m, ello se realiza para controlar de las entradas de aguas del mar ya que posee una mayor densidad que las aguas dulces.

- **Elementos de tipo río y lago**

Se consideró en el modelo numérico planteado 1 río principal que representa a río Júcar, pero también se consideraron parte del río verde y otra agua superficial que viene a ser la albufera de Valencia.

d) Recarga

La recarga del acuífero fue establecida por infiltración producto de la precipitación, Así mismo debido a las actividades agrícolas se producen las recargas y como también se da las recargas por interacción entre los acuíferos fronterizos. Las recargas mayores se encuentran en zonas con mayor altitud que están ubicados en la zona montañosas como los límites

oeste y sur del acuífero poseen una mayor recarga en comparación con las otras zonas, las precipitaciones máximas fueron 0.0057 mm/día y 0.0080 mm/día, respectivamente para ambas capas y periodo inicial. Recargas consideradas acuífero

Tabla 8. Recargas del acuífero PVS.

Recargas	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Total Hm3/mes
Regadío Sierra Agujas	0.52	0.14	0.24	0.1	0.17	0.57	0.51	0.66	1.39	1.77	1.19	0.73	7.99
Regadío Tradicional	6.09	1.53	2.61	1.1	1.93	6.24	5.5	17.5	22.25	31.36	20.08	8.71	124.9
Canal Júcar - Turia	1.6	0.66	0.4	0.31	0.56	1.62	1.27	1.78	3.42	4.36	3.63	2.39	22
Precipitación	16.76	15.86	17.25	11.08	8	7.34	3.87	1.45	0.47	0.06	0.5	8.12	90.76
Caroch norte	3.11	4.15	3.11	2.07	2.07	1.04	2.07	1.04	0	0	0	2.07	20.73
Sierras agujas	2.79	4.51	3.16	2.14	2.04	0.29	1.59	0.17	-2.02	-2.77	-2	1.07	10.97
Total (hm3/mes)	30.87	26.85	26.77	16.8	14.77	17.1	14.81	22.6	25.51	34.78	23.4	23.1	277.36

Fuente: CHJ, 2015.

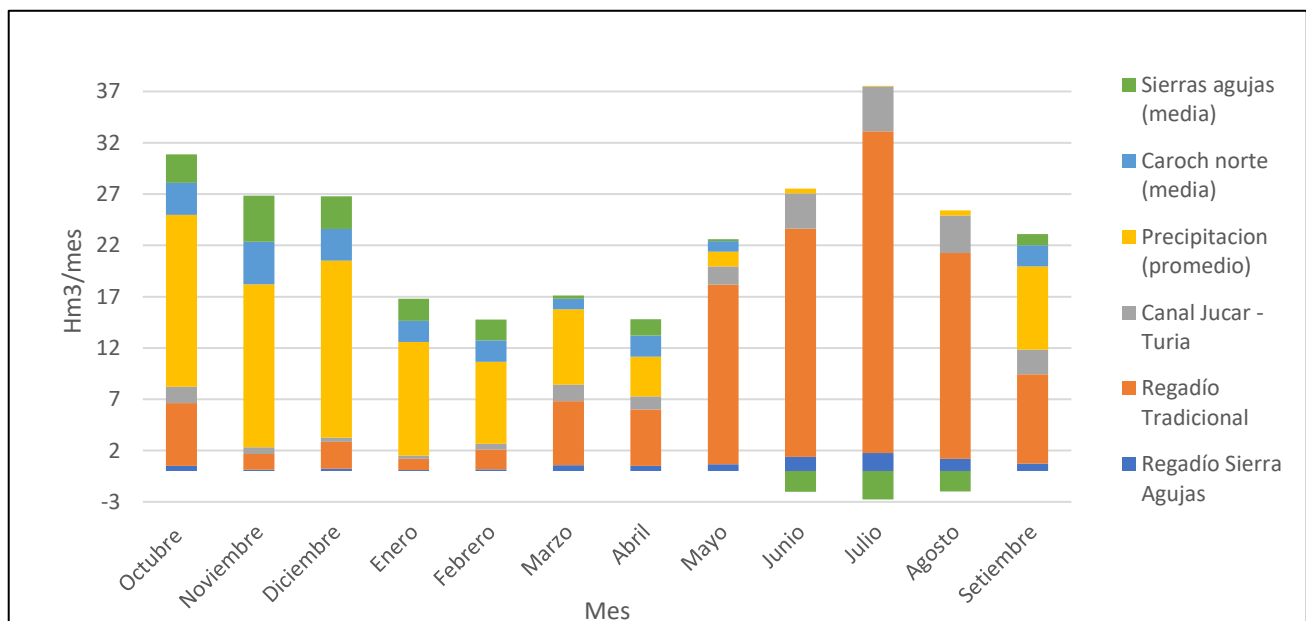


Figura 13. Grafica de las recargas al acuífero PVS.

Fuente: CHJ, 2015.

e) Bombeos

Los bombeos que se consideró en la zona modelada son los bombeos urbanos, industriales y los bombeos agrícolas, tanto en la Sierra de las Agujas como en el regadío tradicional en la zona regable del Canal Júcar-Turia.

Los bombeos agrícolas del Canal Júcar-Turia, se reportaron que son variables a lo largo de los años, desde la implementación del Canal mediante el cual se suministra agua superficial la explotación de las aguas subterráneas fue disminuyendo, tal como se muestra en la tabla 9.

Tabla 9. Bombeos en el acuífero PVS.

Recargas	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Total Hm3/mes
Urbanos	2.07	2.07	2.07	2.07	2.07	2.07	2.07	2.07	2.07	5.18	5.52	5.18	34.51
industriales	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	0.43	5.16
Agrícola Sierra de las agujas	2.57	0.71	1.19	0.49	0.86	2.84	2.51	3.27	6.85	8.76	5.87	3.59	39.51
Regadío tradicional	1.14	0.32	0.53	0.22	0.38	1.26	1.11	1.45	3.04	3.88	2.6	1.59	17.52
Margen derecha Canal Júcar	1.2	0.49	0.29	0.23	0.42	1.21	0.95	1.33	2.55	3.26	2.72	1.8	16.45
Margen izquierda Canal Júcar	1.18	0.49	0.29	0.23	0.41	1.19	0.94	1.32	2.52	3.22	2.68	1.77	16.24
Total (hm3/mes)	8.59	4.51	4.80	3.67	4.57	9.00	8.01	9.87	17.46	24.73	19.82	14.36	129.39

Fuente: CHJ, 2015.

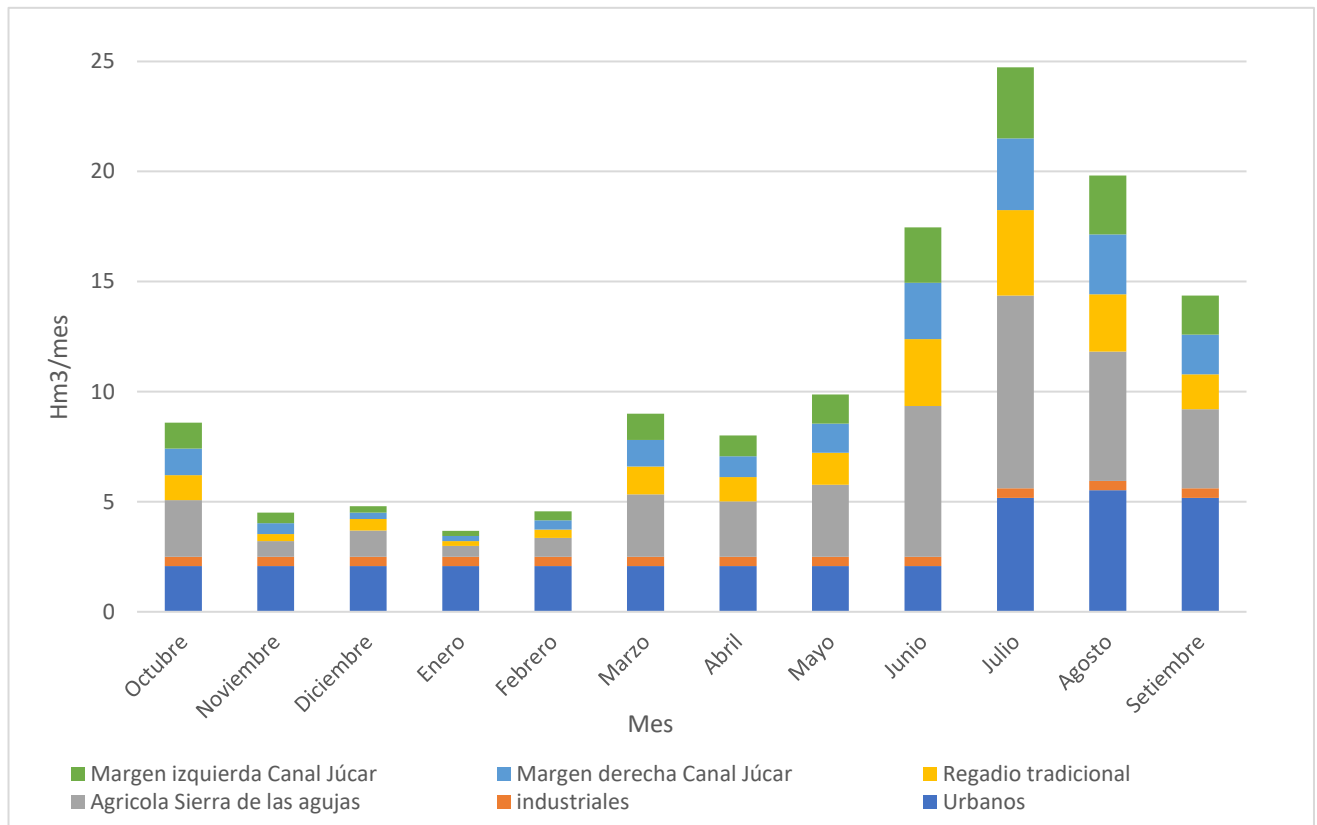


Figura 14. Grafica de los bombeos en el acuífero PVS.

Fuente: CHJ, 2015.

4.1.1.2. Resultados

En los siguientes ítems se mostrarán los resultados del modelo matemático numérico hidrogeológico formulado por MS INGENIEROS

4.1.1.2.1. Verificación del funcionamiento del modelo

Este proceso consistió en simular el periodo de 1969-2000 y posteriormente la comprobación de la bondad del ajuste del modelo planteado, esto consistió en evaluar los niveles piezométricos calculados con los observados, para ello se planteó 03 indicadores tales como; **análisis de los mapas de las isohietas del acuífero**, la evolución de los piezómetros disponibles y los resultados de drenaje al Júcar. A continuación, se muestran un par de figuras que nos ayudara a comprender el funcionamiento del acuífero.

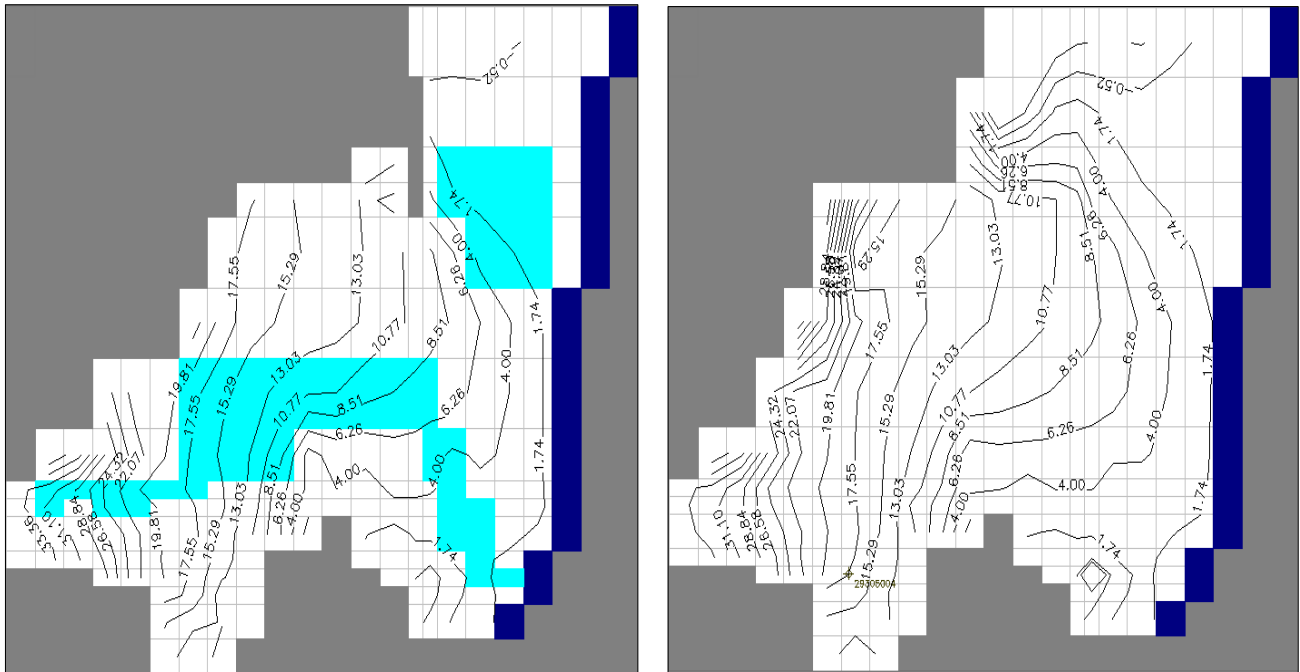


Figura 15. Mapa de las isohietas del acuífero PVS.

fuelle: Elaboración propia con datos extraídos del modelo planteados por MS INGENIEROS.

En la figura 15, el mapa de la parte izquierda pertenece a la capa 01 y el de la derecha a la capa 02. Estos vienen a ser los resultados de la simulación, correspondientes al periodo 372. Estos mapas son los resultados de la simulación del modelo planteado por MS Ingenieros en el 2002.

- En el mapa de las isohietas se observan que los valores máximos se encuentran en la parte noreste donde la altura piezométrica llega a valores de 34 m y los valores menores se encuentran en la parte noreste con alturas piezométricas menores a 2.77 m, que corresponde a las cercanías de La Albufera. Con referente a la altura piezométricas en la capa 02, e valor máximo se encuentra al igual que en la capa 1 en la parte oeste siendo un valor mayor a 34 m y en el límite norte la altura llega a valores menores de -7.56 m. Como ya se mencionó con anterioridad se puede observar que el flujo de agua subterránea se da mayormente en sentido de oeste a este y también se puede observar el flujo hacia los acuíferos fronterizos.
- La evolución y la comparación de los piezómetros se desarrolló, mediante la selección de piezómetros específicos, que se caracterizan por poseer datos más fiables durante el periodo de simulación, son un

total de 13 piezómetros seleccionados, tal como se muestra en la tabla 10 y figura 16, identificados mediante un código y sus coordenadas pertinentes.

Tabla 10. piezómetros de observación.

código	Coordenada X (m)	Coordenada Y (m)
29292000	27532	24836
29291000	24670	23198
29295001	21944	20060
29295002	16901	20469
28304007	10631	16239
29301002	14447	6687
29301000	18809	12418
29296003	24397	12691
29297001	30394	11326
29297000	32984	16785
29291001	26033	26883
29295000	18673	23335
29305004	12539	5595

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos del modelo planteado por MS

INGENIEROS.

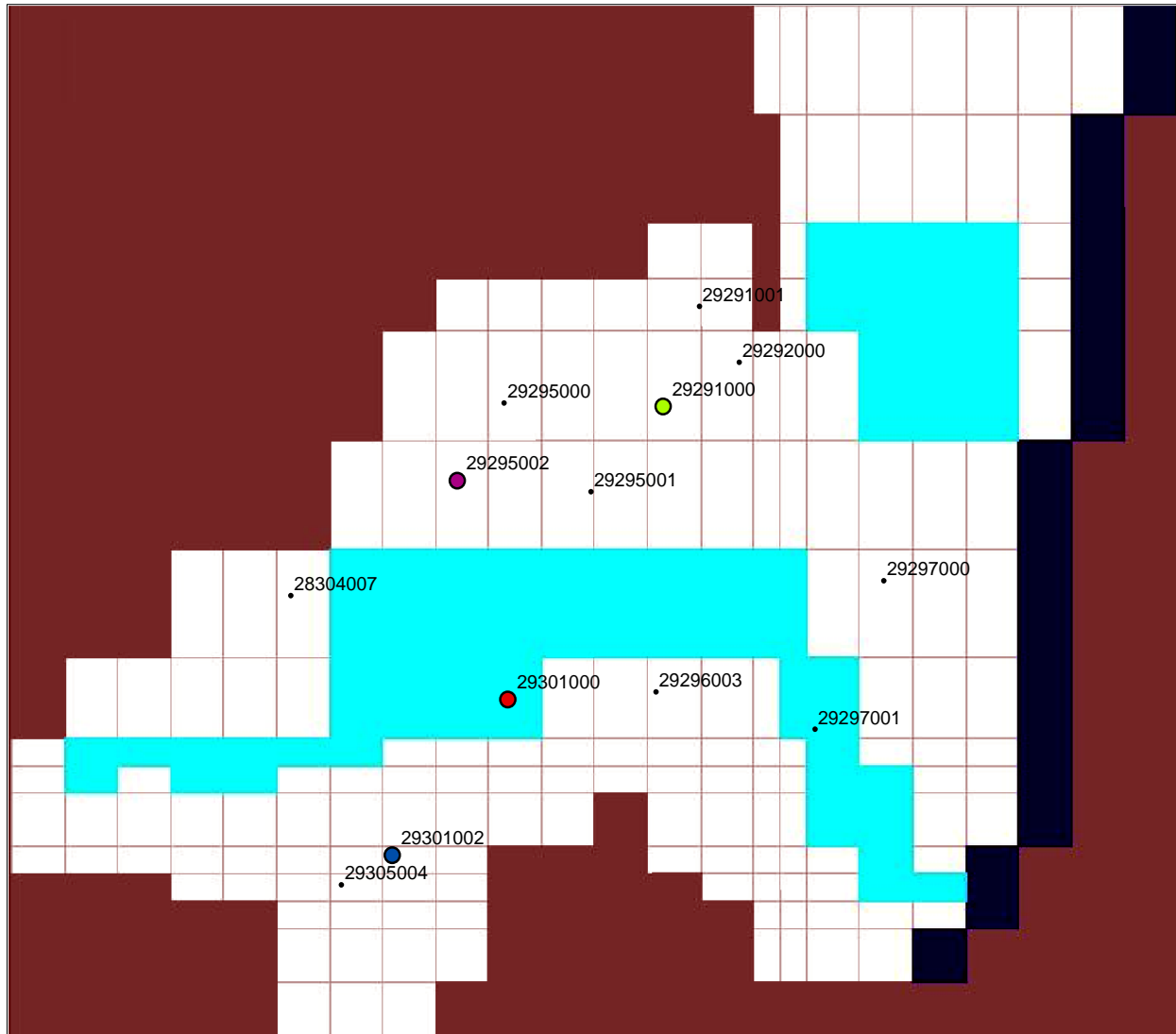
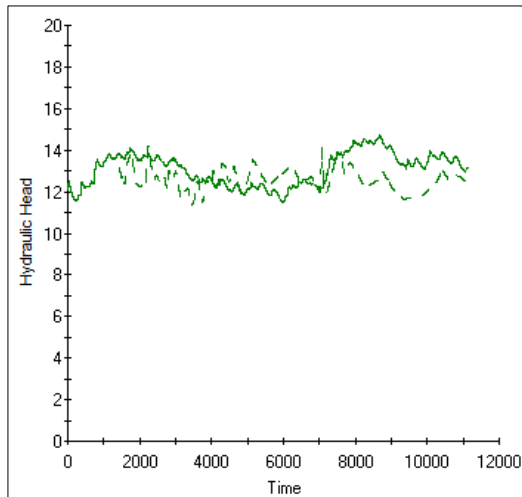


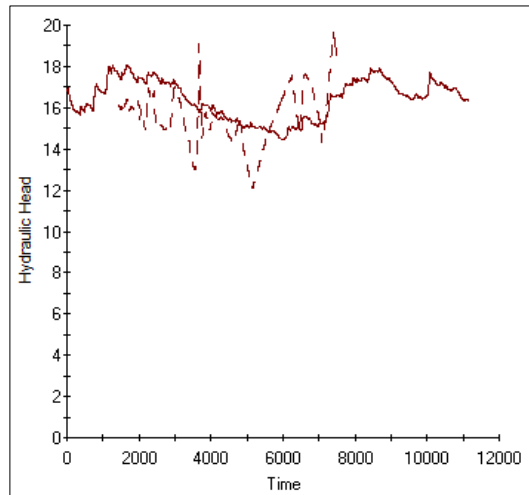
Figura 16. Ubicación de los Piezómetros observados.

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos del modelo planteado por MS
INGENIEROS.

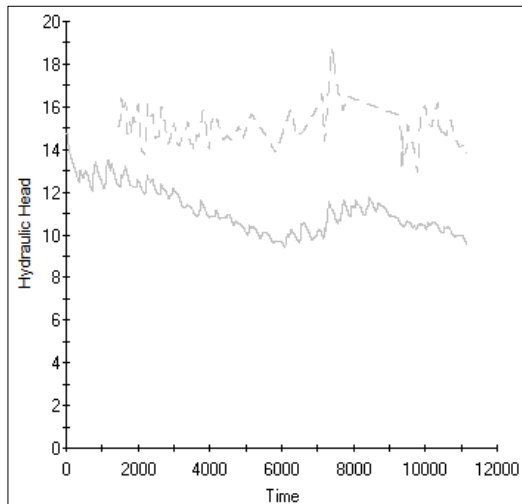
El equipo de trabajo llega a la conclusión de que las que las alturas piezométricas observadas en los piezómetros del acuífero son reproducidas de manera adecuada por el modelo, no presentándose excesivas diferencias, esto se puede apreciar en la figura 17, en algunos casos se puede llegar a tener una diferencia de 7 m entre las alturas piezométricas observadas y calculadas (CHJ, 2015).



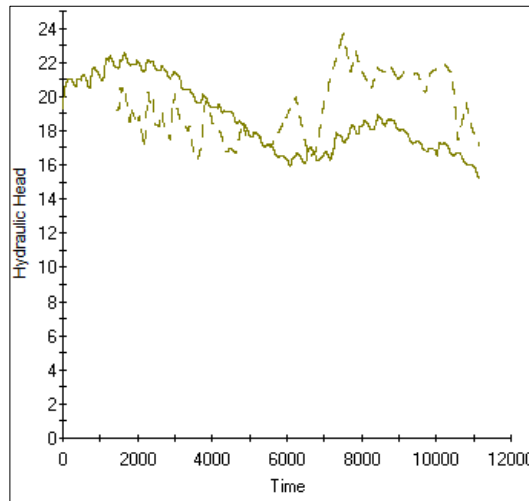
Piezómetro 29291000



Piezómetro 29295002



Piezómetro 29301000



Piezómetro 29301002

Figura 17. Comparación de las alturas piezométricas observadas y las calculadas.

Fuente: elaboración propia con datos obtenidos del modelo planteado por MS INGENIEROS.

- El drenaje del acuífero hacia el río al Júcar junto a la salida del flujo al mar y drenaje a la albufera nos permitirá la validación del modelo, para ello se realizó modificaciones en la conductancia del río, los resultados de la variación de la conductancia del río fueron:
 - Las medias de las salidas al mar son del orden de los 30 hm³/año. Siendo estas en mayor proporción en los meses de verano, debido a las infiltraciones de los riegos.
 - La media del drenaje hacia el río Júcar y albufera, son de 73 hm³/año y 26 hm³/año, respectivamente.

Así mismo mencionan que la cifra de drenaje al Júcar es más cercana a la realidad y la mayor cantidad del drenaje al Júcar es procedente de retornos de riegos.

4.1.1.3. Balance hídrico

El modelo desarrollado reproduce de manera satisfactoria las observaciones. Las acciones históricas tales como los bombeos y recargas afectan de manera significativa el flujo. El modelo genera resultados razonables de drenajes ello se puede observar en la tabla 11, de acuerdo con el conocimiento que actualmente se tiene del sistema (CHJ, 2015)

Tabla 11. Balance final del modelo PVS 2002.

Condiciones de contorno	Entradas (Hm ³ /año)	Salidas (Hm ³ /año)
Recargas	275.984	0
Bombeos	0	149.963
Carga hidráulica constante	0.431	30.688
Río	0	72.963
Lago	0	26.154
Entrada	276.415	279.767

Fuente: Elaboración propia con datos obtenidos del modelo planteado por MS INGENIEROS.

Es importante mencionar que los resultados de la simulación no indican que existe un drenaje del río hacia el acuífero y así como también no se presenta del lago al acuífero. Mientras que existe un flujo de entrada y salida con respecto del mar, el flujo subterráneo del mar hacia el acuífero es 0.431 hm³/año y la salida es 70 veces mayor que el ingreso, ello nos indica que el acuífero no está afectado por la intrusión marina.

4.1.1.4. Calibración y validación del modelo

Para contrastar el modelo se realizó una comparación de los modelos planteados por el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente (DIHMA) en convenio con la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) para la “Implantación en la CHJ de Herramientas de decisión en materia de Explotación de Recursos Hídricos” (DIHMA, 2001). Donde se concluye que

los resultados del modelo distribuido del acuífero presentan valores similares a los obtenidos mediante modelos de retorno (DIHMA, 2012).

4.1.1.5. Conclusión del modelo

Las recargas medias son de 276 hm³/año y los bombeos de 150 hm³/año por lo que al incrementar las extracciones no puede afectar de manera significativa el drenaje al Júcar y Albufera. Los resultados de los balances del modelo formulado por MS Ingenieros 2002 no son los mismos que los reportados en el estudio de la utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos en las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia, ello se debió a que el modelo formulado por el MS Ingenieros fue corregido posteriormente, para incorporar al estudio ya mencionado.

Así mismo, mencionan que las sequías que se presentaron entre en 1995-2000, genera unos balances negativos ello induce a pensar que existe una sequía, sin embargo, el balance medio total fue positivo (CHJ, 2015).

V. DESARROLLO DEL MODELO NUMERICO HIDROGEOLOGICO FLUJO

Para la ejecución del modelo numérico se tomó como base el modelo conceptual planteado por MS Ingenieros, el cual fue sometido a una revisión y análisis, encontrando algunos errores y con en ello se procedió a corregirlos y posteriormente se realizó el escalado del modelo, se usó diversos programas para generar los datos que faltantes en el modelo.

5.1. Objetivo del modelo

El objetivo del modelo numérico planteado es ampliar el conocimiento del sistema, tales como la dirección del flujo de agua subterránea, interacciones entre el acuífero con Júcar, la albufera de Valencia y el Mar mediterráneo. Para posteriormente simular el transporte y evaluar el comportamiento de los contaminantes emergentes de origen farmacéutico en los escenarios planteados.

5.2. Formulación del modelo numérico

Para el desarrollo del modelo se hizo uso del programa MODFLOW-2005. MODFLOW es programa matemático que se emplea para simular y predecir las condiciones e interacción del agua subterránea en la zona saturada (USGS, 2017). Este programa fue desarrollado por la U.S. Geological Survey, el cual está programado en el lenguaje FORTRAN 95 y para la ejecución el programa

resuelve mediante el método de diferencias finitas centrado en bloque (Harbaugh, 2005). Para la formulación y desarrollo del modelo matemático se realizó mediante el uso de la interfaz PMWIN, el cual es un programa de uso sencillo, amigable e intuitivo.

5.3. Discretización del modelo

La discretización del modelo se realizó mediante el planteamiento de una malla tridimensional que posee el mismo número de capas que el modelo original, en número de filas y columnas que se planteó fue de 88 y 76, respectivamente. Las dimensiones de cada celda fue de 500 m x 500 m en el plano horizontal, para ambas capas. Sin embargo, los datos del muro y techo del modelo original no especificaban o mejor dicho se desconocía, por ello mediante el empleo de Modelos Digital de elevaciones (DEM) de la zona de estudio se procedió a obtener las cotas, específicamente se obtuvo los datos del techo de la capa 1 y parte de la capa 02, como se describió anteriormente que el techo de la capa 02 aflora en el lado noroeste del acuífero. Por datos bibliográficos revisados acerca de las características de acuífero (CHJ, 2015) se tomó la decisión sobre la cota del muro del acuífero entre el límite de la superficie terrestre y el mar es de 100 m, y con esos datos se procedió a realizar la interpolación de las cotas del muro de la capa 01 del acuífero. Así mismo se tienen referencia bibliográfica que el espesor

de las rocas del cuaternario es de 100 a 400 m (CHJ, 2015), y para este modelo se tomó el espesor de 300 m.

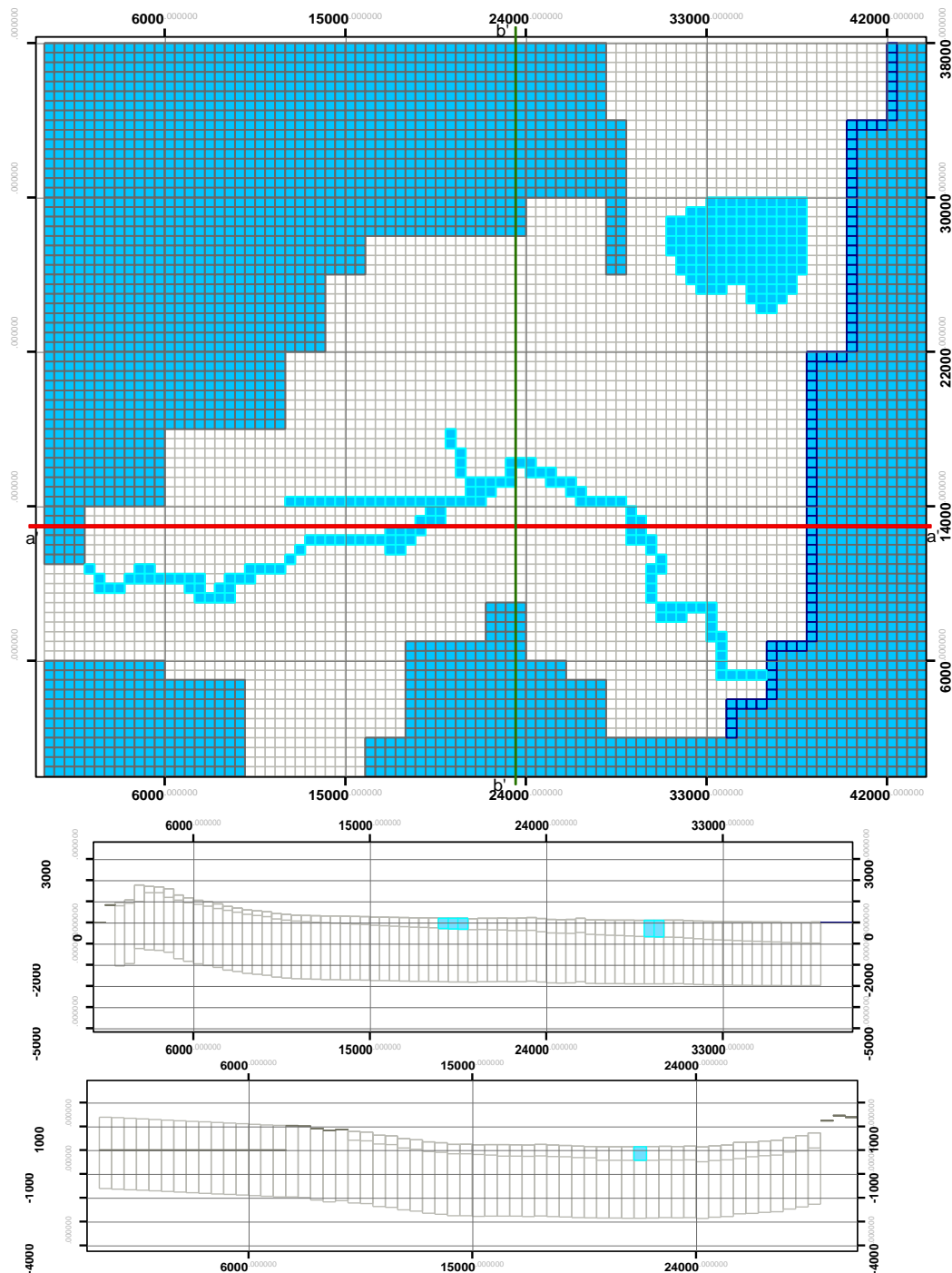


Figura 18. Discretización del modelo del acuífero PVS parte superior; parte central corte a' del modelo y parte inferior corte b'.

Fuente: Elaboración Propia

5.4. Tipo de acuífero

El acuífero PVS consta de tres capas de rocas bien diferenciadas, sin embargo, por motivos de simplificación del modelo se considera 02 capas, eliminando del modelo a la capa intermedia que es el acuitardo, resultado de ello es modelo está conformado por 02 capas de acuífero confinado, esta caracterización permanece tal como los modelos anteriores planteados. El mioceno aflora a la superficie en los límites noreste, el detalle de las formaciones rocosas se puede observar en el ítem 2.4 detalladamente.

5.5. Condición de contorno

La condición de contorno se ha mantenido del modelo partido, en ellas se cuenta como las condiciones de frontera que ya fue descrito anterioridad, debido al escalamiento realizado al modelo inicial algunas condiciones como el de tipo río se modificaron, así mismo se considera intactos con referente a la cantidad de las recargas y los bombeos, los cuales vienen a ser las entradas y salidas del sistema, respectivamente. A continuación, se describe de manera detallada los cambios realizados, en la figura

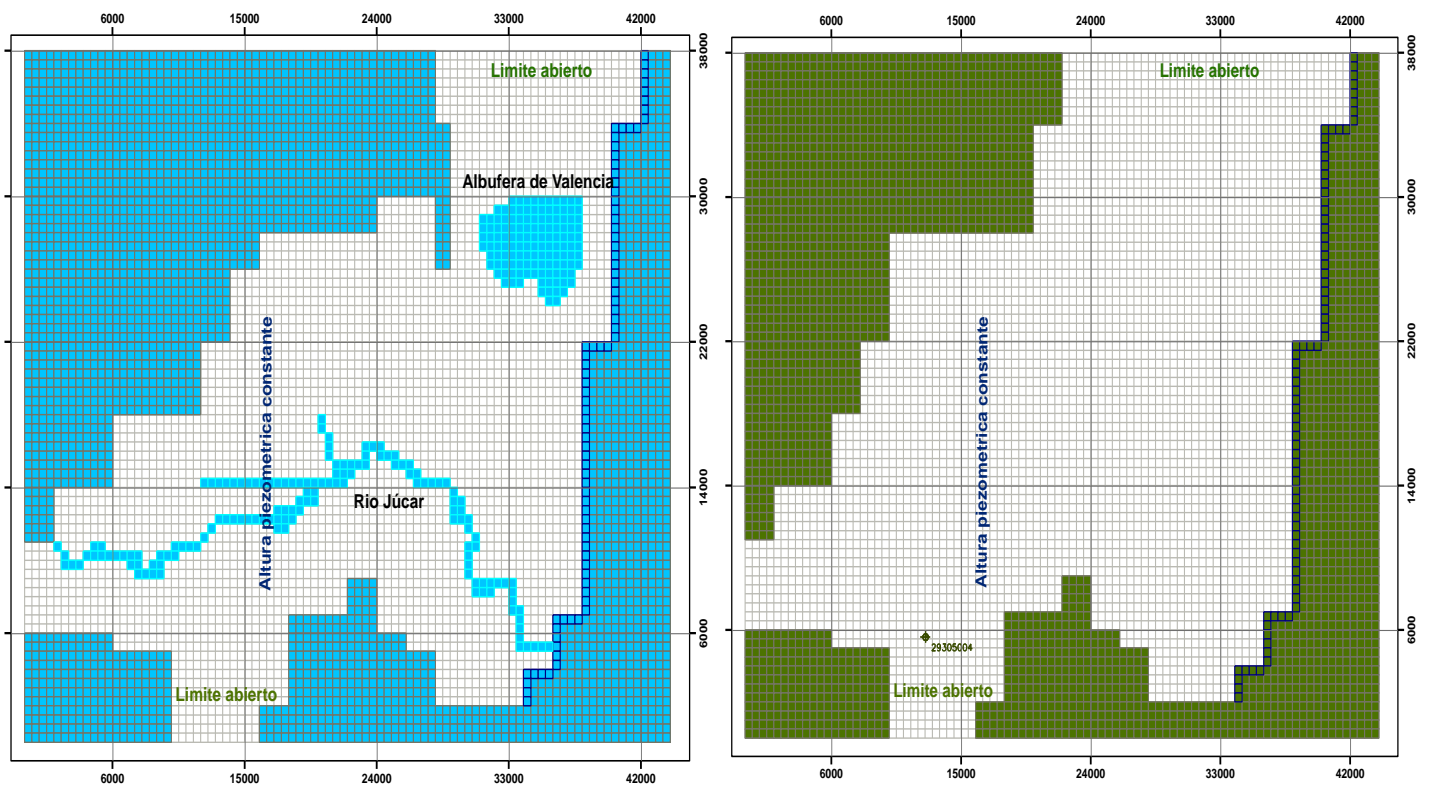


Figura 19. Condición de contorno del modelo.

Fuente: elaboración propia

- **Condición de carga constante**

Esta condición no se modificó, sin embargo, se incrementó los valores de las alturas piezométricas aproximadamente en 0.3 m en cada celda de la capa 2. Ello se realiza para equilibrar las fuerzas entre las capas de agua, porque la densidad del agua es menor que la densidad del mar y otro motivo de la modificación es debido porque existía una diferencia entre el resultado del modelo de partida y el modelo escalado, se tomó la decisión de ajustar dichos valores respecto al inicial.

- **Elementos de tipo “Río”**

Como ya se mencionó en el ítem 4.1. antecedentes del modelo donde los ríos Júcar y magro fueron representados por celdas de tamaño variable, las propiedades como el “bottom head” del modelo de partida solo existía para el periodo 01 de simulación en el modelo PVS - 2002, por ello en el modelo se planteado se corrige estas propiedades y es interpolan las los calados, mientras que la conductancia, es una propiedad del acuífero se determina de la siguiente ecuación:

$$C_{riv} = \frac{K_{riv} \cdot L \cdot W_{riv}}{M_{riv}} \quad (8)$$

Donde:

C_{riv} Conductancia del río (m²/día).

K_{riv} Conductividad hidráulica del río (m/día).

L Longitud del río dentro de la celda (m).

M_{riv} Espesor del lecho del río (m).

W_{riv} Ancho del río (m).

En la formula descrita se observa la conductancia es directamente proporcional a la longitud del lado de celda, como se modificó las dimensiones de las celdas las conductancias disminuyeron en una proporción. Para el caso del lago la conductancia se encuentra en unidad de superficie y estas también se dividen, entre el número de celdas divididas. Estos valores modificaron para obtener, para ajustar el modelo. En la siguiente tabla se muestran las modificaciones de las conductancias para el río y el lago.

Tabla 12. Características hidráulicas del lago y río.

Tipo	Calado del agua superficial (m)	Conductancia (m ² /día)	Cota inferior del lecho “elevation of the riverbed Bottom” (m)
Lago albufera	0.2	1250-1875	0
Río Júcar-Magro	0.2 - 29.5	250-800	0 – 25.5

Fuente: Elaboración propia.

- **Recarga**

La recarga se conservó del modelo inicial, debido al desconocimiento de las áreas exactas de recargas donde se aplican los riegos y falta de datos, estas se encuentran en unidades de LT^{-1} , producto del escalamiento de las celdas estas recargas se distribuyen en toda el área de las celdas de 500 m x 500 m, esto genera recargas uniformes en las celdas divididas se introduce las recargas mensuales para los 372 periodos de simulación y estas a la vez son variables en el tiempo.

- **Bombeos**

Los bombeos al igual que los recargas los bombeos que se suscitan en el acuífero está en M^3T^{-1} , por tanto, se distribuye entre el número de celdas que se lograron dividir. Los valores de bombeo no se modificaron del modelo inicial.

5.6. Condiciones iniciales (soluciones iniciales)

La manera más adecuada de denominar son como soluciones iniciales, que viene a ser valores iniciales supuestos de las alturas piezométricas las cuales van a servir para resolver la simulación de flujo en el medio saturado por diferencias finitas. Este valor no debe ser alejado de la realidad.

Estos valores fueron interpolados del modelo inicial mediante el programa de field interpolator específicamente por el método de Sherpad's Inverse Distance, dando como resultado lo siguiente (figura 20). En la figura se observa que las alturas piezometricas de los acuíferos descienden en la dirección de oeste a este. Es importante mencionar que si se sobre magnifica las alturas piezometricas esto perjudicaría a la los resultados de la simulación o se tendría que establecer un periodo mayor de simulación hasta que los resultados se estabilicen.

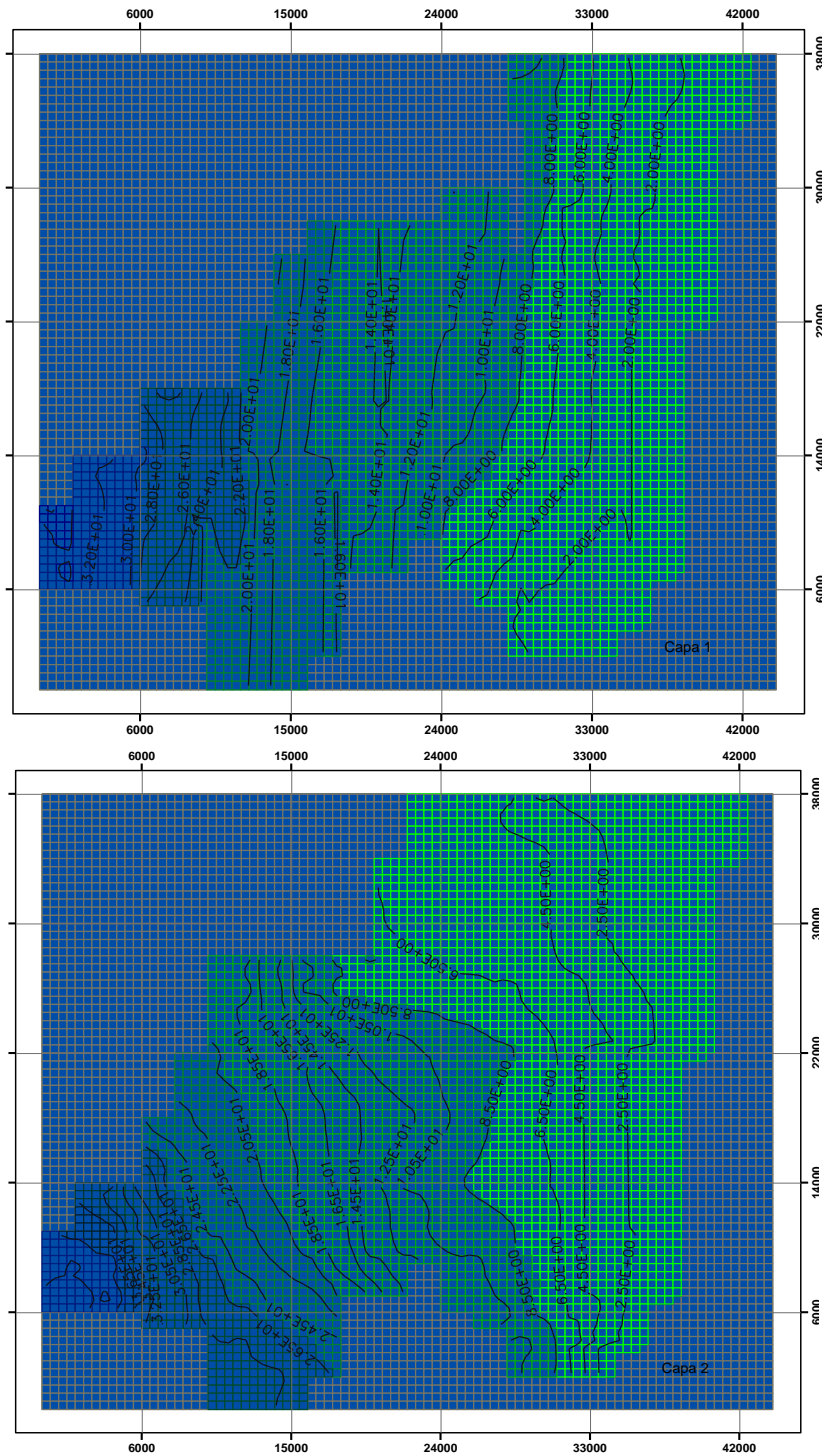


Figura 20. soluciones iniciales del modelo planteado, en la parte superior se muestra las alturas piezometricas de la capa 01 del acuífero y la parte inferior corresponden a las alturas piezometricas de la capa 02.

fuelle: elaboración propia.

5.7. Parámetros hidráulicos

Los parámetros hidráulicos del modelo como se definieron en función al parámetro inicial del modelo escalado. Los parámetros hidráulicos de las capas del modelo son las siguiente; transmisividad, coeficiente de almacenamiento, conductividad vertical.

El coeficiente de almacenamiento y conductividad vertical son los mismos del modelo anterior los cuales se detallaron el ítem 4.1.1.1., mientras que las transmisividades fueron obtenidas mediante kriging y el programa field generator, que sirve para la generación de campos heterogéneos de transmisividades.

Para generar los campos aleatorios se hizo uso del kriging, construyéndose para ello el variograma de las transmisividades del modelo PVS-2002, mediante el programa **Surfer 13** y se ajustó a una tendencia esférica y se obtiene los valores correlación y el efecto pepita, una vez que se tienen estos datos se genera los campos aleatorios de transmisividades. Pese a generar estos campos aleatorios se tuvo que modificar las transmisividades de la capa 01 del acuífero, específicamente se disminuye la transmisividad en un 70%. Ello se realiza con la finalidad de obtener, resultados parecidos del modelo PVS-2002. El kriging es un método geoestadístico de estimación de puntos, que utiliza un modelo de variograma para la obtención de los ponderados que se darán a cada punto de referencia usados en la estimación. Esta técnica de interpolación está basada en el concepto de que la variación espacial en un sistema se comporta en función a un patrón (correlación). Los puntos próximos en el espacio tienden a tener valores más parecidos que los puntos distantes.

los resultados de la generación de campos de transmisividades se pueden observar en la siguiente figura, las zonas de color rojo son la que tienen mayor transmisividad y las de color amarillo son de menor transmisividad, se puede observar que los puntos cercanos a las montañas poseen menor transmisividad.

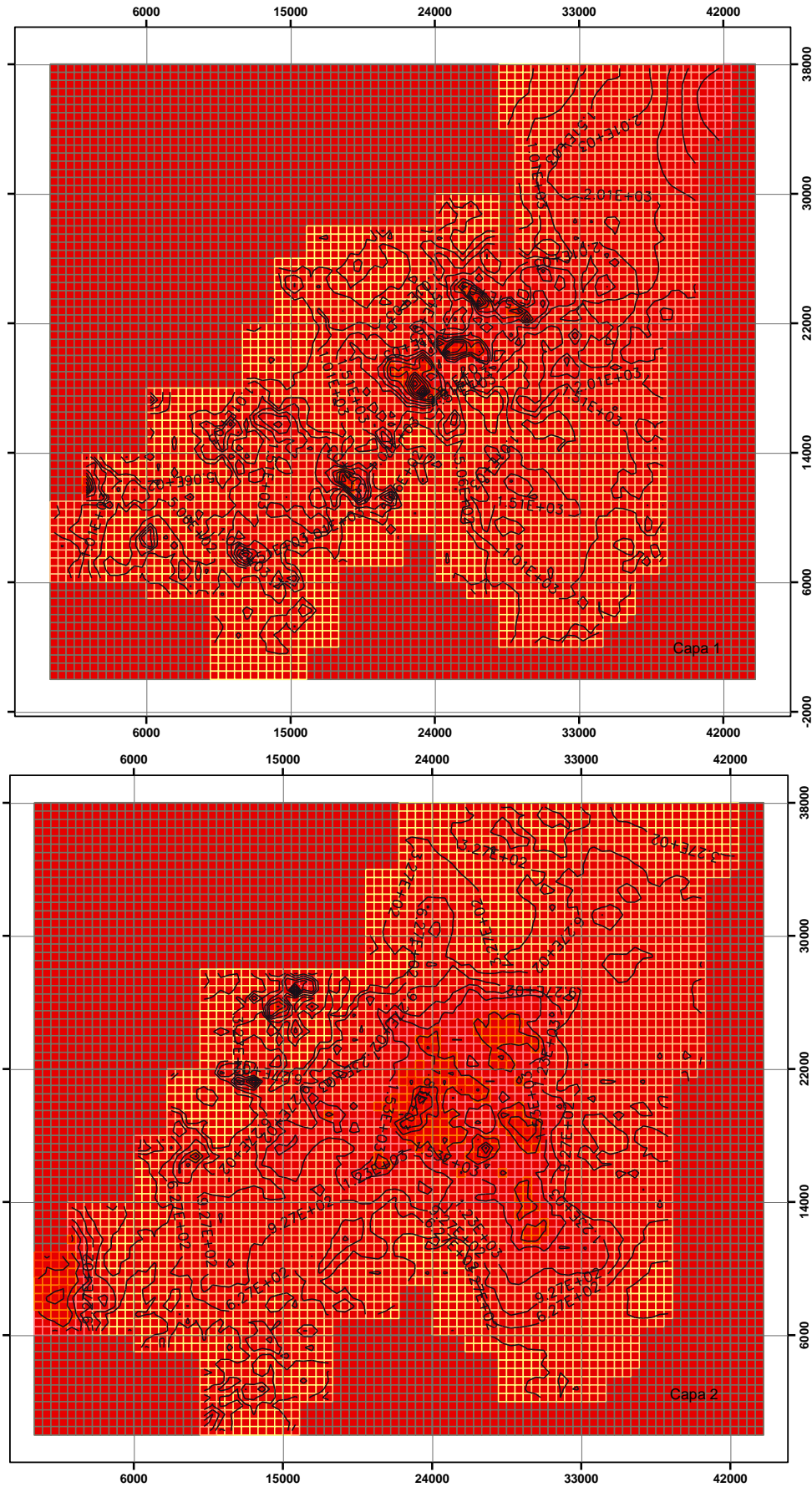


Figura 21. Campos de transmisividades generados, capa 01 y 02.

5.8. Resultado de la modelación de flujo en estado estacionario

Los resultados de la ejecución del modelo en régimen transitorio dan como resultado los niveles del acuífero en todo el acuífero y con ellos se construye los mapas de niveles piezométricos de cada capa y periodo de simulación, tal como se muestra en la figura 22. Estos mapas permiten comprender a priori el funcionamiento del acuífero como la evolución de los niveles piezométricos causado por factores antrópicos o naturales. En los mapas se puede observar que los niveles piezométricos disminuyen al pasar los periodos de simulación tanto para la capa 01 y 02. Así mismo se observa en la parte norte del acuífero los niveles piezométricos son negativos, ello quiere decir que el descenso para ese periodo de simulación fue mayor.

Como se visualiza el flujo del agua subterránea de ambas capas del acuífero se da en sentido de oeste a este, esto coincide con la información revisada acerca del acuífero. Las alturas máximas de los niveles piezométricos para ambas capas se encuentran en el límite oeste; siendo la magnitud para la capa 01 y 02 de 36.74 m y 36.73 m, respectivamente. En el modelo desarrollado por la empresa MS INGENIEROS, los niveles de las alturas piezométricas fueron menores debido a que algunas celdas que se encontraban en los límites del acuífero tenían un valor de 0, para ambas capas. Los valores mínimos se dan en los límites oeste para ambas capas, -3.137 m y -8.57 m, estos valores corresponden a zonas que noroeste de acuífero. Así mismo para ambas capas la zona noreste los niveles piezómetros fueron mucho menos a -9 m.

Las zonas que poseen una altura piezométrica mucho menores, es donde está ubicado la mayoría de población de la comunidad valenciana. Se puede observar que las alturas piezométricas de la capa 01, se incrementó en comparación con los obtenidos del modelo PVS-2002. La causa se dio la reducción de la transmisividad haciendo que los niveles piezométricos del acuífero se incrementen en algunos puntos, con la finalidad de obtener un mayor drenaje al río. Es importante mencionar que los niveles de las alturas piezométricas máximas coinciden con las reportadas por en el informe de la CHJ (CHJ, 2015).

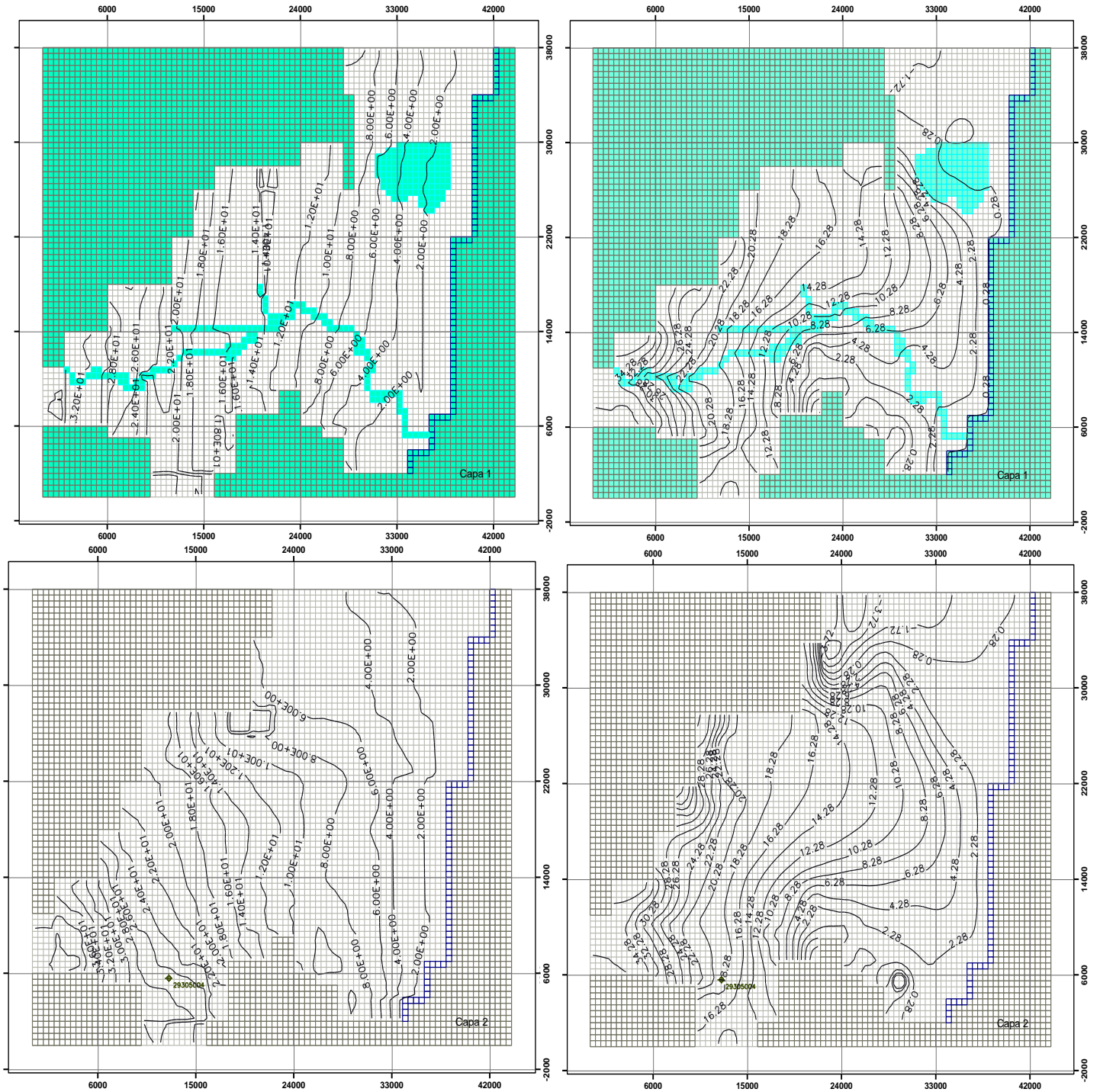
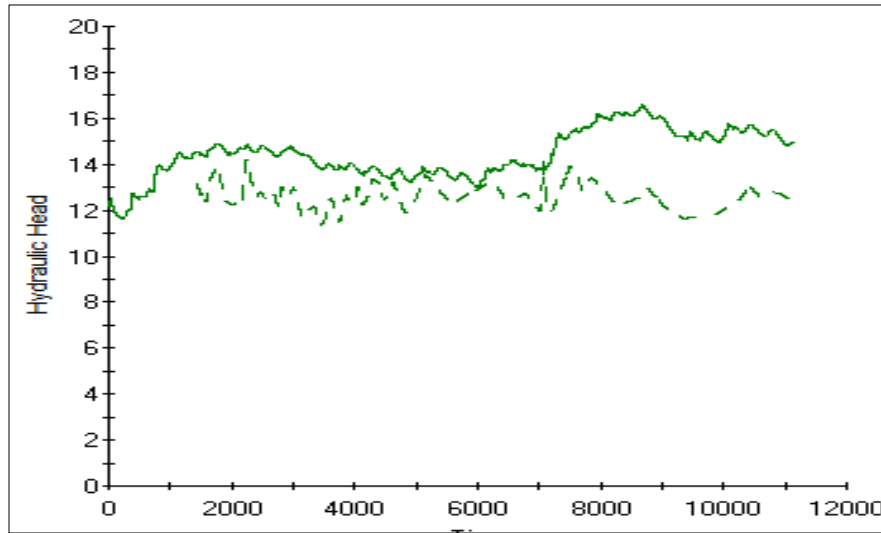


Figura 22. Mapa de niveles piezométricos resultantes de la simulación en régimen transitorio, superior izquierda: capa 01 y correspondiente al periodo de simulación 01; superior derecha: capa 01 correspondiente al periodo de simulación 372; inferior derecha: capa 02 y correspondiente al periodo de simulación 01; inferior derecha: capa 02 correspondiente al periodo de simulación 372.

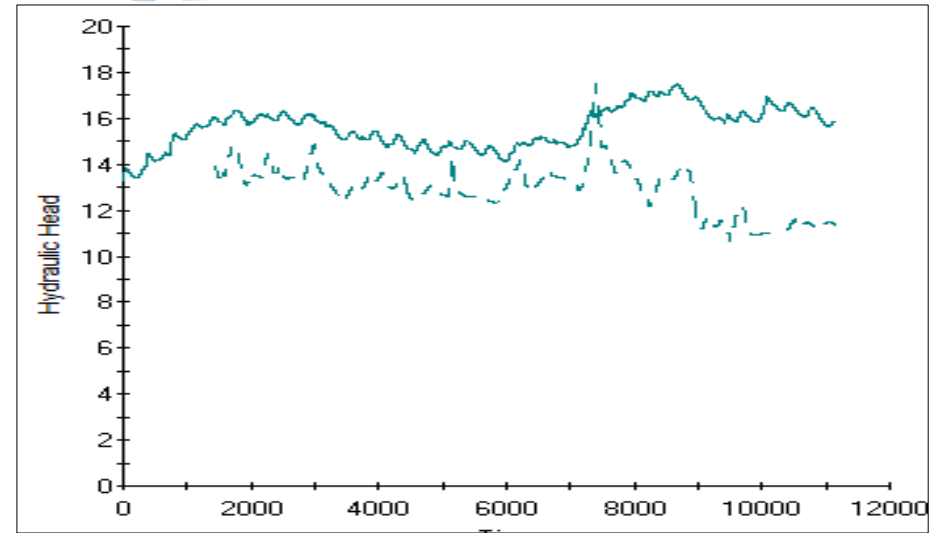
Fuente: Elaboración propia.

5.9. Evolución de piezómetro

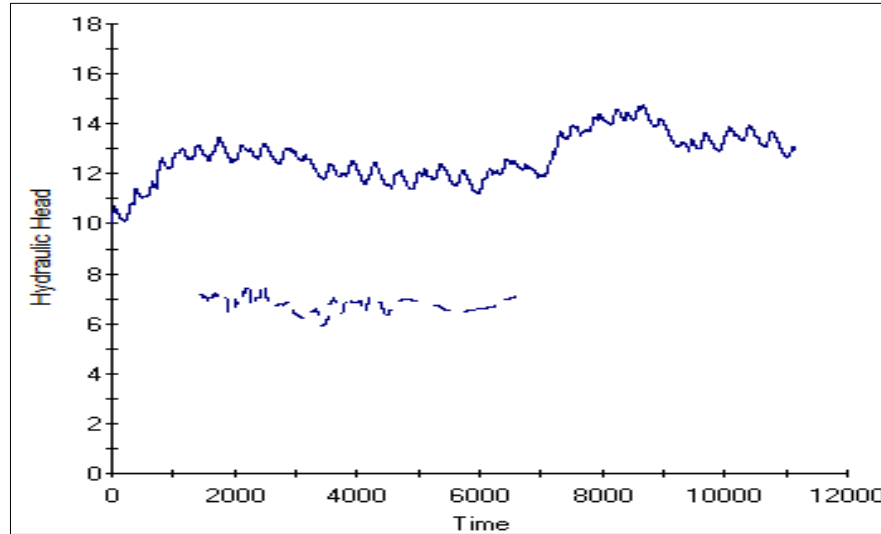
Los niveles piezométricos para algunos pozos de observación se reproducen mejor que el de otros. Tal como se visualiza en las siguientes imagines.



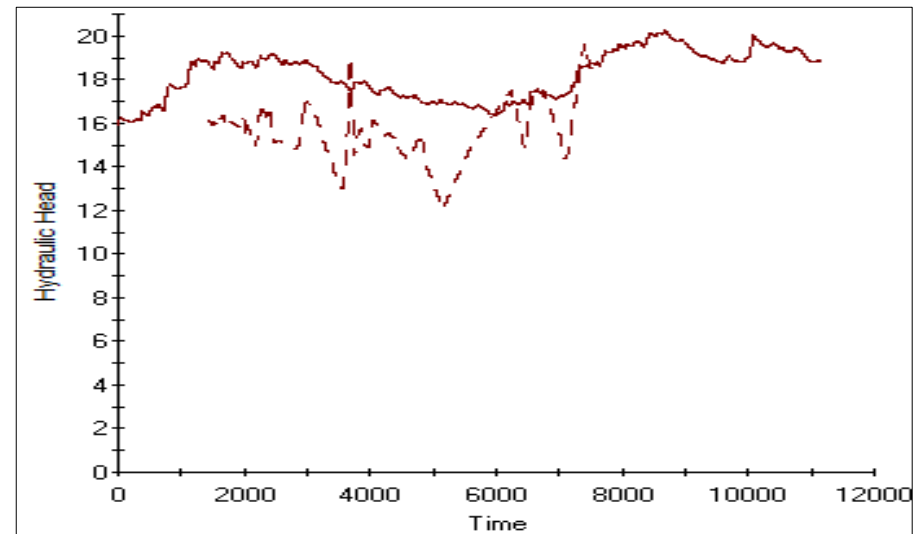
Piezómetro 29291000



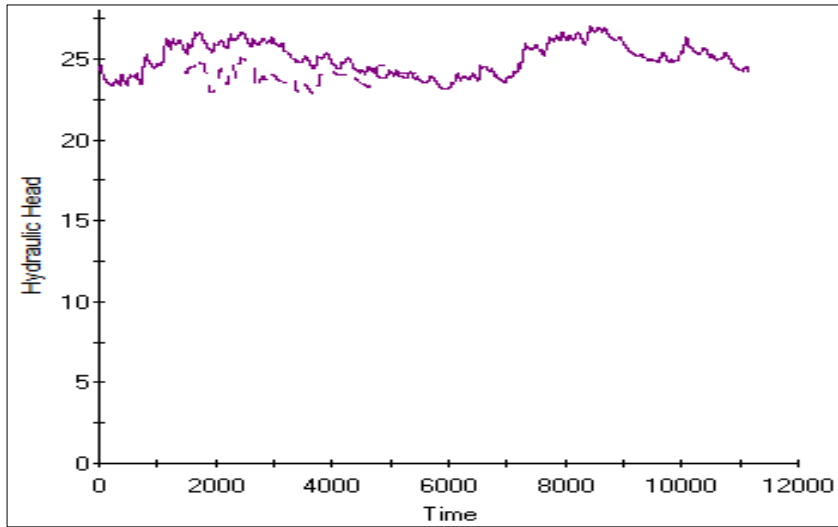
Piezómetro 29295001



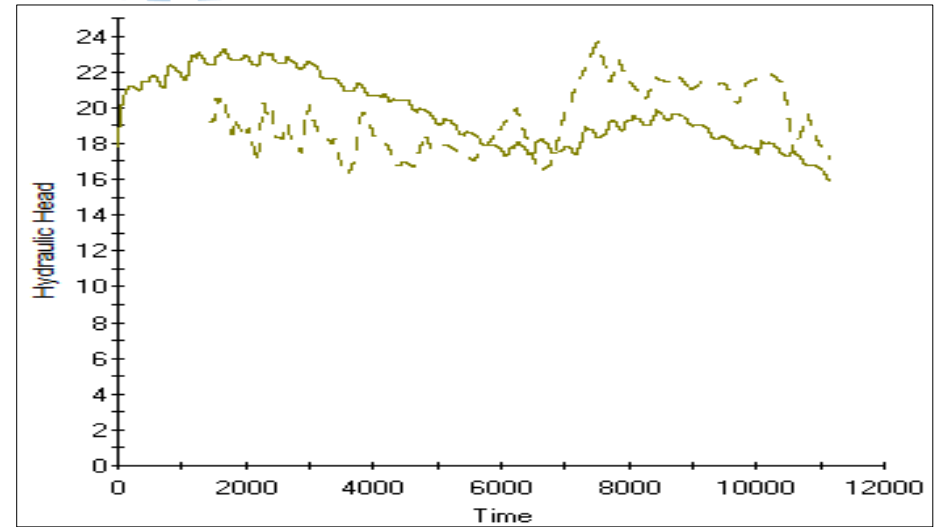
Piezómetro 29292000



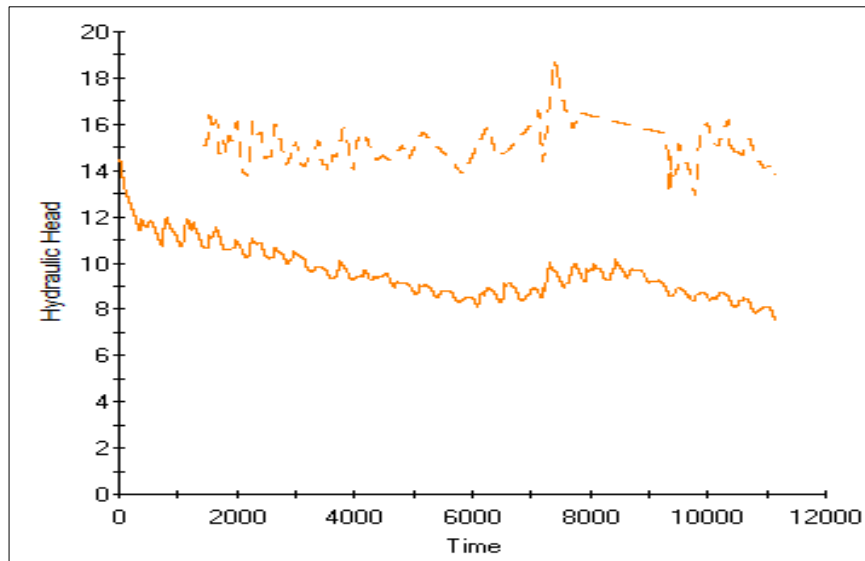
Piezómetro 29295002



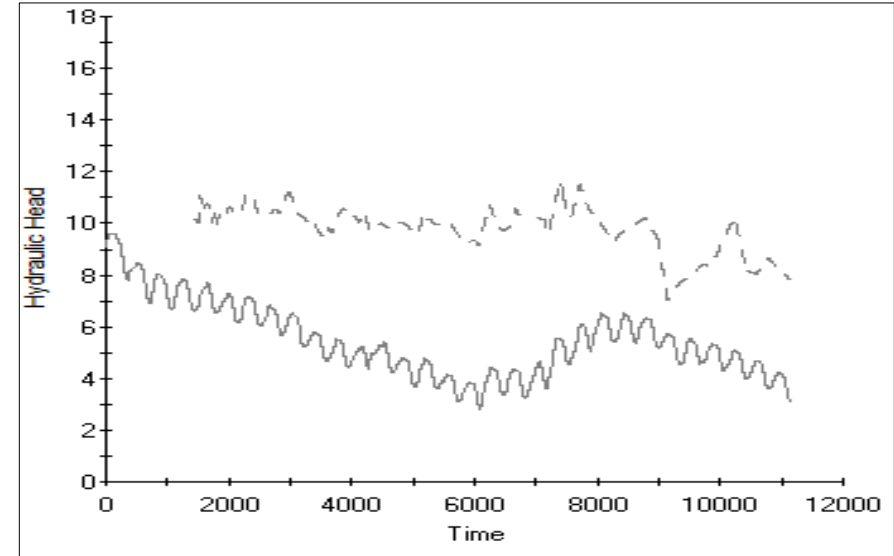
Piezómetro 28304007



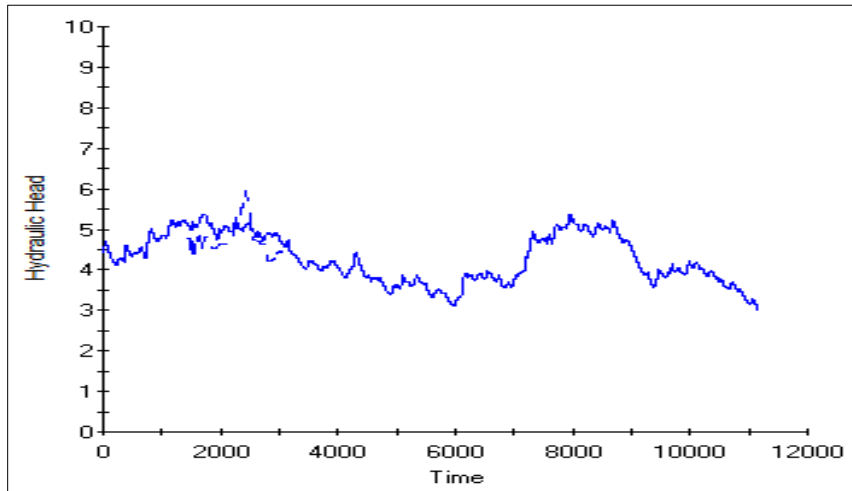
Piezómetro 29301002



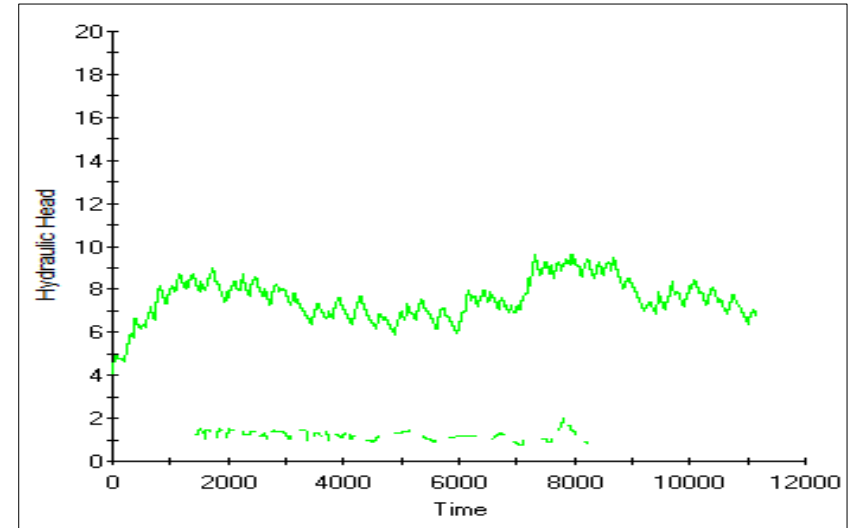
Piezómetro 29301000



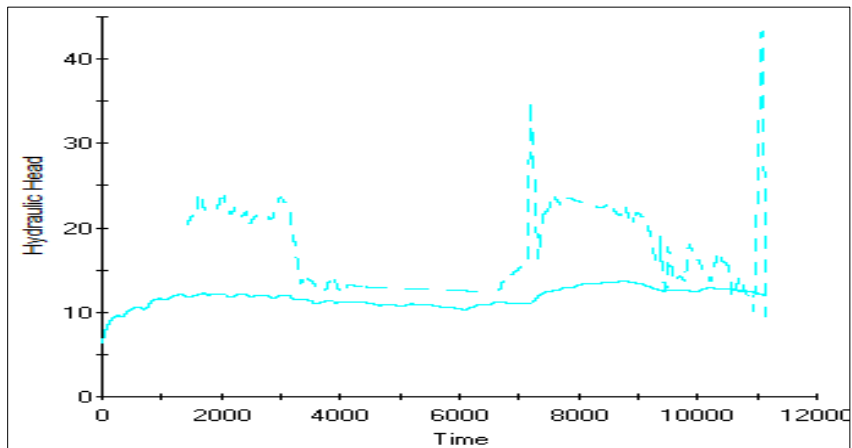
Piezómetro 29296003



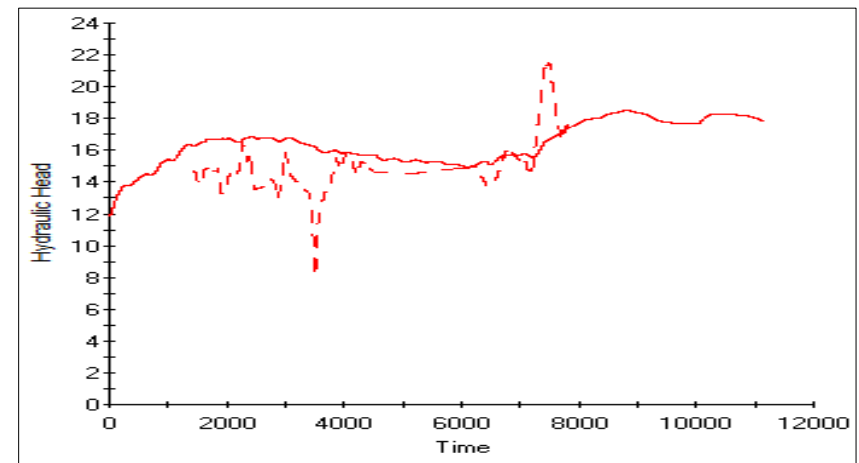
Piezómetro 29297001



Piezómetro 29297000



Piezómetro 29291001



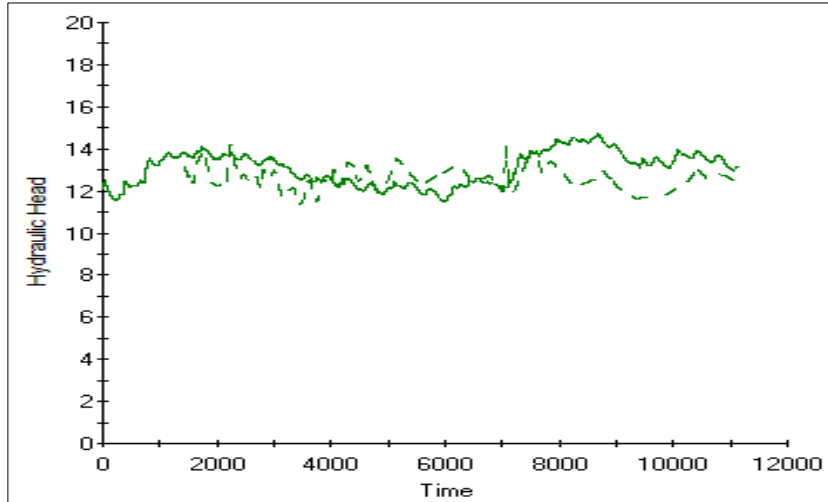
Piezómetro 29295000

Figura 23. Mapas de la evolución de los piezómetros observados y calculados: Fuente: Elaboración propia.

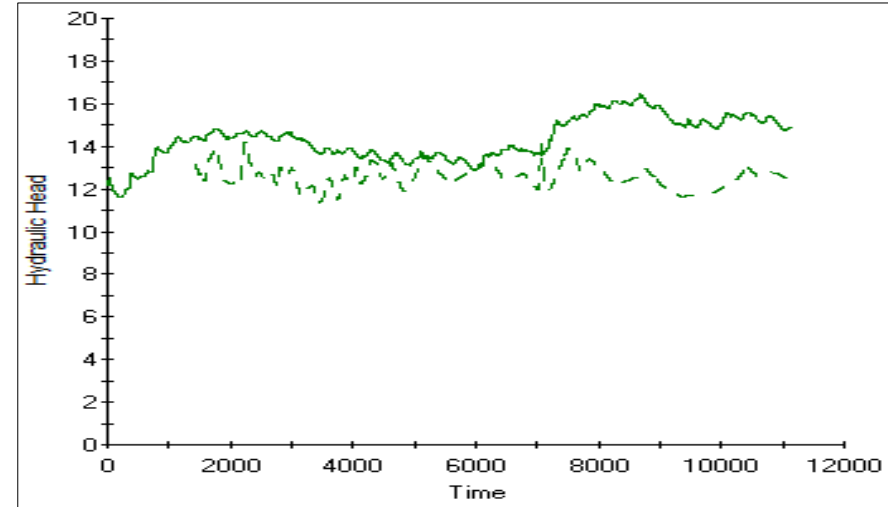
De los 13 piezómetros que están ubicados en distintas zonas de estudio, se toma lectura de los niveles piezométricos y estas vendrían a ser los niveles piezométricos observados, que poseen diferentes periodos de toma de muestra, siendo algunos de ellos periodos más largos y otros de menor duración. Después del respectivo análisis se puede decir que el modelo planteado reproduce de manera aproximada las tendencias de los valores históricos observados para los 372 periodos de simulación.

5.10. Comparación del modelo

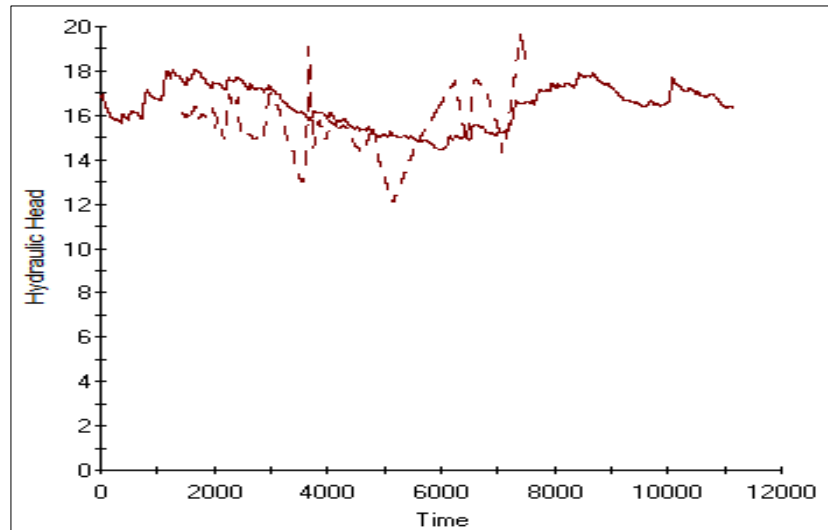
La comparación acerca del funcionamiento del modelo se realiza a través de los niveles piezométricos si estas son reproducidas de manera adecuada del modelo PVS 2002. Llegando a la conclusión de que los niveles piezométricos del modelo planteado reproducen adecuadamente el comportamiento de los niveles piezométricos obtenidos por el modelo PVS-2002 y las alturas piezométricas observadas. Llegando a tener diferencias de 8 m de altura, el cual es aceptable, ya que la finalidad del modelo no es la calibración.



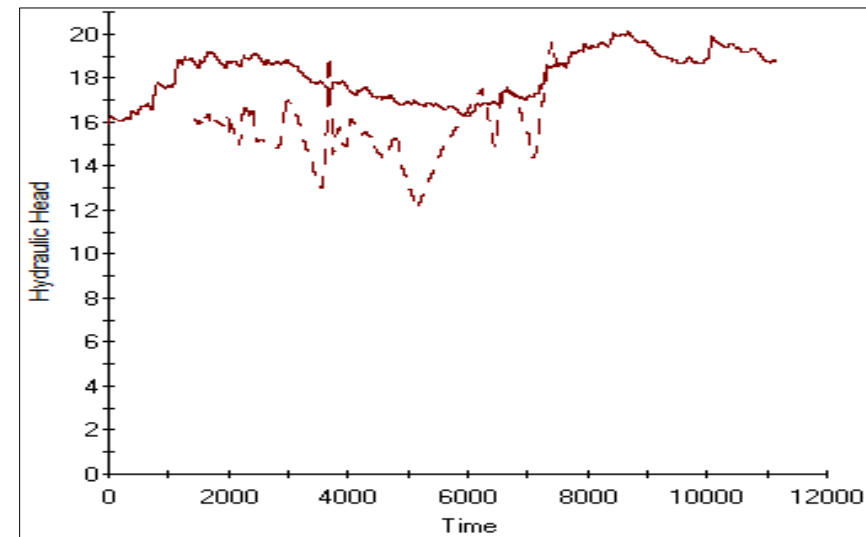
Piezómetro 29291000 - modelo PVS 2002



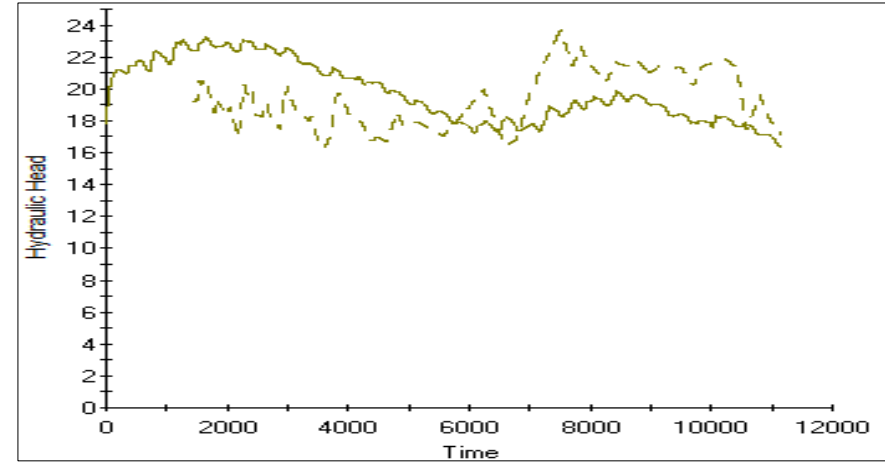
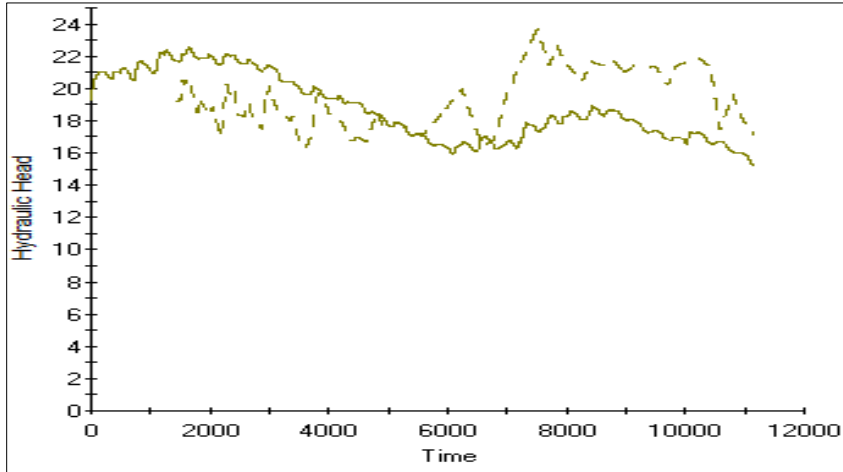
Piezómetro 29291000 – modelo planteado



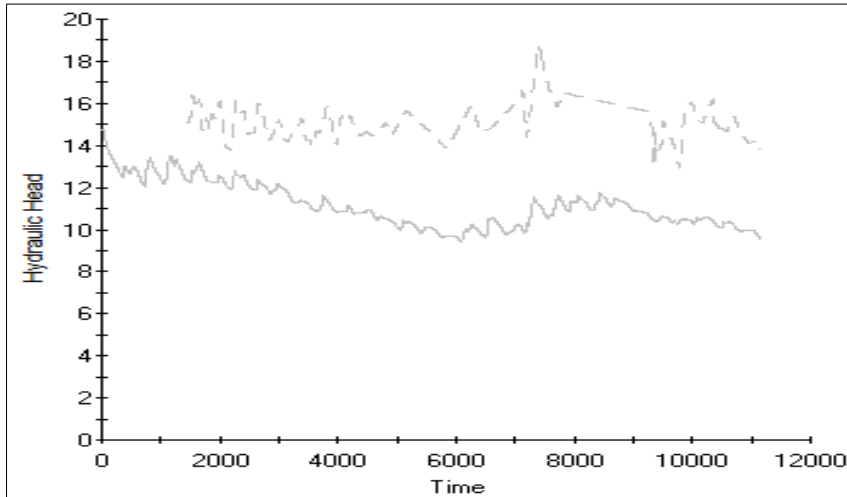
Piezómetro 29295002 modelo PVS 2002



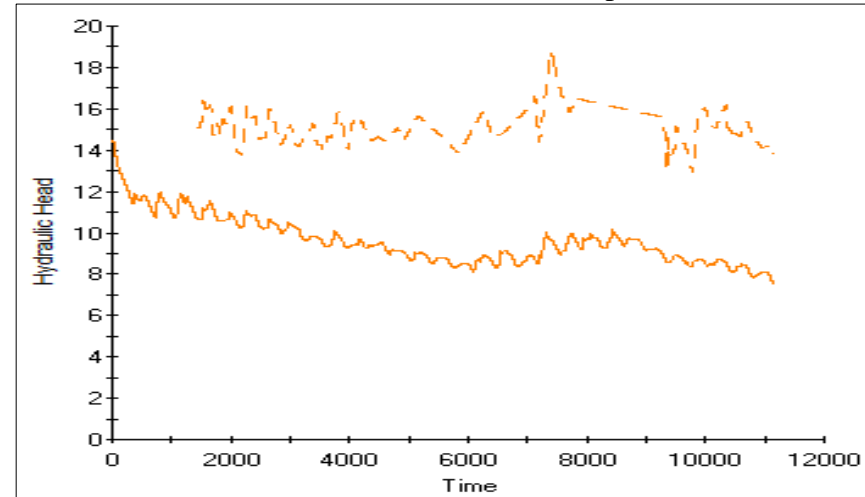
Piezómetro 29295002 - modelo planteado



Piezómetro 29301002 - modelo PVS 2002



Piezómetro 29301002 - modelo planteado



Piezómetro 29301000 - modelo PVS 2002

Piezómetro 29301000 - modelo planteado

Figura 24. Comparación entre las alturas piezometricas obtenidas observadas y las calculadas por ambos modelos.

Fuente: elaboración propia.

5.11. Balance del modelo en régimen transitorio

Una vez que se obtiene los niveles piezométricos de sistema y estas sean coherentes, se procede a generar el balance de masa del acuífero, como ya se mencionó con anterioridad que esto es un indicador para el éxito de la simulación, si error de balance es mayor al 2% los resultados de la simulación podrían ser inestables y poco fiables.

En los resultados del balance de entrada y salida del acuífero se puede observar que el flujo máximo en el acuífero se da por las recargas al acuífero, seguidas por los bombeos, así mismo los drenajes y salidas al mar son menores, pero tienen un valor considerable.

Tabla 13. Balance hídrico de la simulación en régimen transitorio.

Condiciones contorno	de	Entradas (Hm ³ /año)	Salidas (Hm ³ /año)	Discrepancia
Recargas		275.984	0	275.984
Bombeos		0	149.963	-149.963
Carga constante	hidráulica	1.084	31.815	-30.731
Río		0	71.991	-71.991
Lago		0	24.792	-24.792
Total		277.068	278.562	1.49%

Fuente: elaboración propia

5.12. Validación del modelo

La validación del modelo se realizará mediante la comparación entre los flujos existentes entre el río Júcar, Albufera y salidas al mar para los periodos de simulación en la tabla 14. Se puede observar que las medias del drenaje al Júcar, Albufera y salidas al mar tienen como diferencia entre ellos máximo 02, 2.5 y 1.5 unidades.

Como ya se mencionó con anterioridad fue necesario la modificación de algunos parámetros y condiciones del acuífero, tales como la conductancia del río, calado del río, altura piezométrica constante y la transmisividad del acuífero.

Tabla 14. Resultado de la interacción del sistema con sus componentes.

Año	Modelo PVS-2002 (Hm3/año)			Modelo Planteado (Hm3/año)		
	Drenaje al Júcar - MPVS ⁸ 2002	Drenaje a La Albufera-MPVs 2002	Salida al Mar-MPVs 2002	Drenaje al Júcar-M Planteado	Drenaje a La Albufera-M Planteado	Salida al Mar-M Planteado
1970	80.793	32.000	26.001	82.929	33.230	29.016
1971	78.907	30.761	33.644	76.900	29.043	34.289
1972	86.340	35.747	41.395	82.902	33.878	41.991
1973	95.312	32.452	40.103	90.780	30.003	40.471
1974	94.722	30.237	37.707	90.389	28.071	38.347
1975	89.653	26.685	32.784	85.953	24.677	33.390
1976	92.109	27.239	34.442	88.562	25.381	35.551
1977	87.366	24.732	30.729	84.307	22.930	31.759
1978	83.557	24.776	30.304	80.985	22.988	31.227
1979	72.723	21.000	24.441	71.525	19.621	25.703
1980	71.834	22.806	26.730	71.032	21.490	28.296
1981	68.111	22.073	25.793	67.705	20.693	27.131
1982	62.676	20.491	23.219	63.037	19.205	24.263
1983	58.884	21.303	23.139	59.615	20.087	24.476
1984	59.494	24.138	27.606	60.233	22.907	29.085
1985	54.756	21.544	23.414	55.858	20.157	24.491
1986	50.385	19.909	22.016	52.030	18.789	23.509
1987	59.401	26.358	32.262	60.108	25.196	33.908
1988	60.369	24.827	29.180	60.317	23.402	29.890
1989	58.917	23.895	28.833	59.593	23.187	30.672
1990	77.021	33.801	43.075	75.686	32.317	44.149
1991	81.395	31.415	40.184	79.593	29.861	41.006
1992	84.144	31.959	39.832	82.122	30.453	40.536
1993	85.002	29.889	36.368	82.729	28.364	37.175
1994	81.394	27.670	33.780	79.457	26.275	34.373

⁸ MPVS: modelo de la plana de valencia Sur.

1995	67.249	22.357	25.495	66.829	21.387	26.229
1996	65.192	24.456	29.232	65.805	23.993	31.216
1997	67.623	25.594	30.433	67.714	25.490	31.974
1998	69.140	25.927	30.044	68.376	24.195	30.846
1999	62.540	23.550	26.263	62.812	22.590	27.373
2000	54.849	21.179	22.869	55.847	18.707	23.934
Promedio	72.963	26.154	30.688	71.991	24.792	31.815

Fuente: Elaboración propia

En la gráfica 25 se puede observar que el drenaje al río Júcar a inicios de la simulación difiere un poco con los datos obtenidos por el modelo PVS-2002, pero a medida que transcurre los años el modelo planteado se va ajustando, hasta obtener un comportamiento y valores muy similares al modelo PVS-2002.

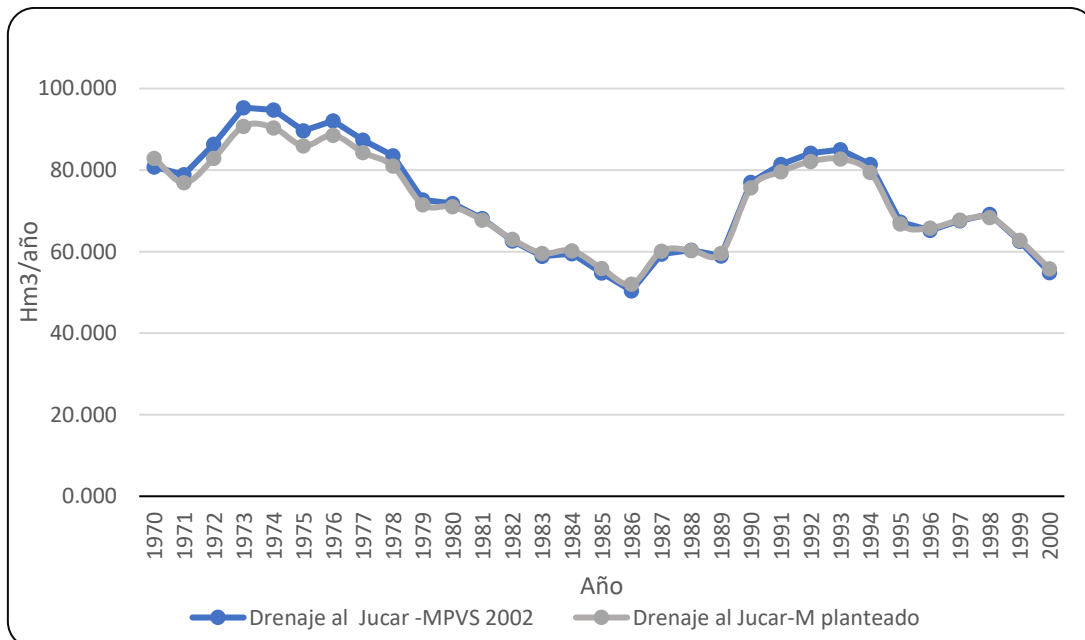


Figura 25. Drenaje al río Júcar.

Con respecto al drenaje hacia la Albufera los valores obtenidos por el modelo planteado son menores que los modelos de PVS-2002, sin embargo, los resultados del comportamiento se ajustan correctamente, tal como se muestra en la siguiente figura. El drenaje hacia la albufera es menor en los periodos de 1980-1986 y 1988-2000, siendo este último con tendencia decreciente.

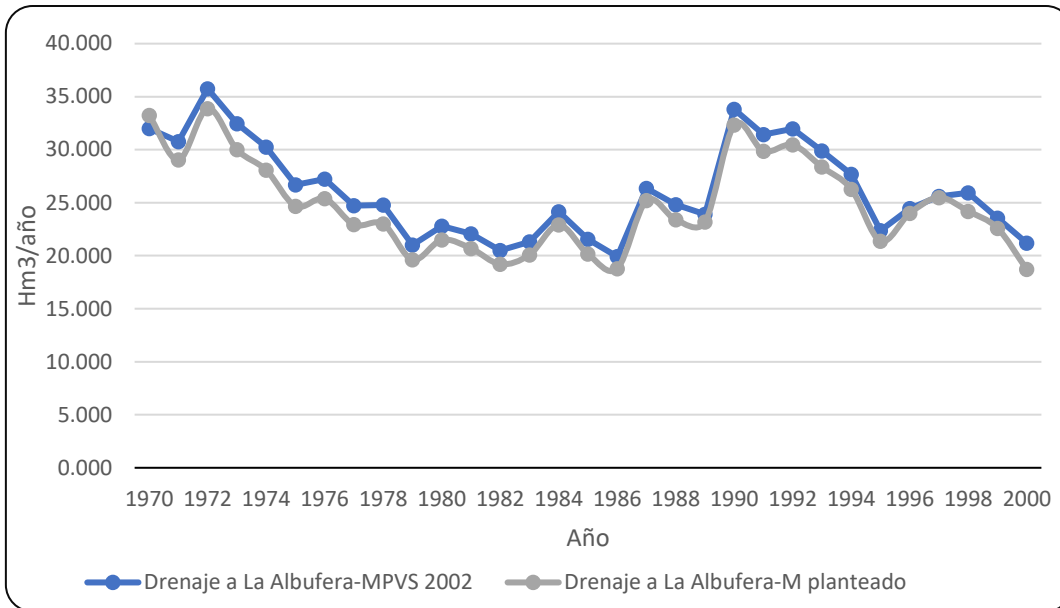


Figura 26. Drenaje a la Albufera.

Finalmente, con los flujos de salida al mar los resultados del modelo planteados son muy similares a los obtenidos del modelo PVS-2002, ajustándose de manera adecuada al comportamiento, así mis mismo se observa que en los periodos de 1980-1986 los drenajes se redujeron a aproximadamente a 23 Hm3/año. Posteriormente en 1998 la salida al mar se reduce a 24 Hm3/mes y tiene una tendencia descendente. Ello se puede dar por la disminución de las precipitaciones o incremento de bombeos en la zona de estudio.

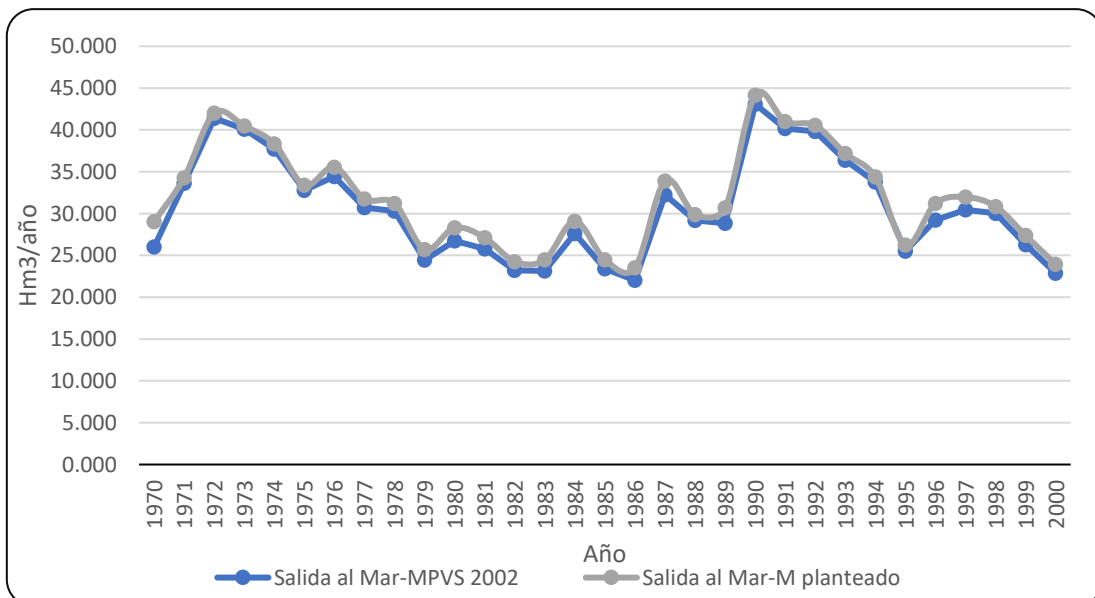


Figura 27. Salida al mar.

VI. MODELACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EMERGENTES

En esta sección se simularán el transporte de contaminantes en el acuífero PVS, para ello se plantearán escenarios de posible contaminación de las aguas subterráneas.

6.1. Resumen de las características del contaminantes y presencia en el ambiente

Después de las revisiones de las propiedades de los contaminantes se decidió estudiar 03 contaminantes, que tengan propiedades distintas y tenga un potencial de ser perjudicial a la salud humana y medio ambiente, dichas propiedades se pueden observar en el ítem 2.21.3. En la siguiente tabla se detalla de manera más exacta los contaminantes estudiados y las concentraciones que se va a usar para la simulación, dichos valores empleados están basados en las investigaciones publicadas.

Tabla 15. Características de contaminante.

Compuesto	Log Kow	Toxicidad	Agua subterránea (ng/L)	Agua residual (µg/L)	Agua superficial (µg/L)
Acetaminofeno	0.46	Toxico-perjudicial	34.7	8.85	0.068
Naproxeno	3.18	Muy toxico-Toxico - perjudicial	263	5.83-0.0856	0.278
sulfametoxazol	0.89	Muy toxico-Toxico - perjudicial	20	0.085	0.001

Una vez seleccionado los contaminantes que se modelarán se revisaron estudios sobre el comportamiento de dichos contaminantes en las aguas subterráneas y estas se describen a continuación.

6.2. Destino de EPs en las aguas subterráneas

En el ambiente existe una gran cantidad de compuestos farmacéuticos, sin embargo, poco se conoce acerca del transporte en aguas subterráneas y también existe limitada información del comportamiento de compuesto farmacéutico.

Estudios recientes que investigan el destino de los EPs de efluentes de aguas residuales tratadas en sitios de recarga artificial y pruebas con trazador después de la inyección de EPs en la superficie han demostrado que la atenuación natural no es completa, teniendo algunos comportamientos conservadores (Fernández et al., 2011).

La concentración de EPs en los acuíferos se ve afectada por numerosos procesos fisicoquímicos como es la dilución, adsorción y degradación. El tiempo de residencia del agua subterránea, las condiciones redox y la carga total serán importantes para determinar la presencia y persistencia en el subsuelo y el agua subterránea (Wells, 2016). Las concentraciones reportadas de productos farmacéuticos en las aguas subterráneas se encuentran en el rango bajo ng/L a µg/L. (Seiler et al., 1999).

A continuación, se detalla los procesos que se considera en el transporte de los contaminantes como la sorción, biodegradación, advección y dispersión, en el modelo planteado.

6.2.1. Proceso de sorción

Hebig et al. (2017) estudió el comportamiento de compuestos ampliamente utilizados y con mayor frecuencia de detección, para ello se realizó experimentos en tres columnas de sedimentos con composiciones variadas como arena revestida con hierro, arena y arena de acuífero con 5% de carbono orgánico. La porosidad efectiva de las columnas es de 31.7-27.1%. Los compuestos estudiados fueron sulfametoxazol, naproxeno, entre otros. El naproxeno no mostró correlación entre el coeficiente de retardo y el contenido de carbono orgánico, sin embargo, para el sulfametoxazol cuanto mayor es el contenido de carbono orgánico la retención es fuerte (Hebig et al., 2017). El sulfametoxazol ha sido reportado muy persistente en varios estudios (Chen et al., 2011). Chefetz et al. (2008), menciona que el naproxeno posee una menor afinidad de sorción en las muestras de suelo estudiadas y por lo tanto tiene mucha movilidad.

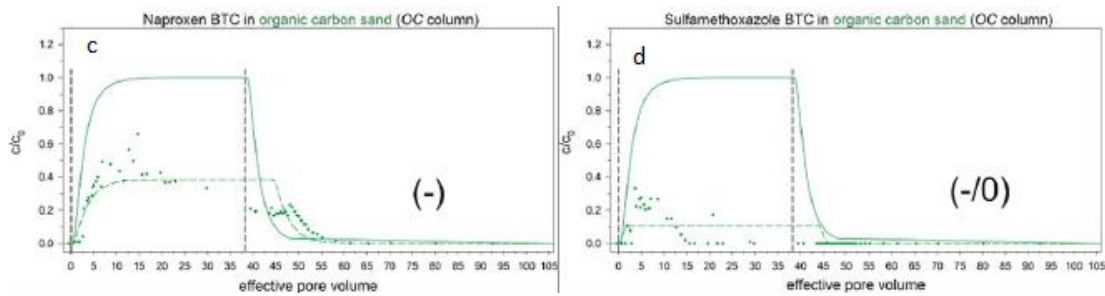


Figura 28. Comportamiento de los contaminantes en la columna de agua.

Fuente: Hebig et al. (2017).

Las investigaciones realizadas en suelos con altos contenidos de materia orgánica reportaron que las constantes de adsorción son muy altas en comparación con suelos con bajo contenido de materia orgánica (Drillia, Stamatelatou, & Lyberatos, 2005). Las constantes de sorción para el acetaminofeno, sulfametoxazol y naproxeno fue de 0.006, 0.00023 y 0.00017 m³/kg (Drillia et al., 2005).

6.2.2. Proceso de biodegradación

La biodegradación junto a la sorción son procesos que afectan de manera significativa en la eliminación de los EPs en el medio ambiente, existen diversos estudios donde mencionan que la biodegradación de los antibióticos es muy limitada y se cuenta con pocos estudios sobre la biodegradación de productos farmacéuticos en aguas subterráneas. Sin embargo, se espera que la biodegradación en el agua subterránea se limite por el escaso contenido de oxígeno, microorganismos en el medio saturado. En el transporte reactivo los modelos describen la evolución espacial y temporal de un conjunto de especies químicas para transportar fenómenos y reacciones químicas. Pero es difícil de construir porque se requiere un flujo confiable y un modelo de transporte conservador que involucre la gestión de mucha información para caracterizar en gran detalle la zona de estudio. Por lo tanto, más simples enfoques son necesarios (Lin & Gan, 2011).

Martínez et al. (2016) estudió la biodegradación de compuestos farmacéuticos como (paracetamol, naproxeno y sulfametoxazol) en suelo natural de tipo limoso y los productos de la biodegradación incompleta se determinaron los productos de transformación. La sorción parece jugar un papel clave durante

las primeras 48 h de contacto con el suelo y da lugar a la biodegradación después.

A pesar de que el naproxeno sea un compuesto persistente, otros trabajos han demostrado que el proceso de biotransformación parece controlar la eliminación de naproxeno en estudios de columna (Maeng et al., 2011) y bajo diferentes condiciones de oxidación (Ke et al., 2012). La biodegradación es limitada del naproxeno en el sedimento acuífero (Teijón et al., 2014) en comparación con el naproxeno (Bertelkamp et al., 2013). Las constantes de biodegradación para el acetaminofeno, sulfametoxazol y naproxeno fueron de 0.12, 0.65 y 0.1 1/día (Martínez et al., 2016; Lin & Gan, 2011). Debido a que no se cuenta con datos exactos de la degradación tanto del proceso de adsorción y biodegradación se asume que el contaminante se reduce en un 30% en la superficie aplicada que viene a ser la zona vadosa. Los contaminantes que tengan un $K_{ow} < 4$ se reducirán en un 20% y los contaminantes con $K_{ow} > 4$ se reducen en un 30%.

6.2.3. Dispersividad

Es habitual adoptar la dispersividad longitudinal es un 80% del tamaño de la celda que es de 500 m, por tanto, la dispersividad es de 400 m y la dispersividad transversal es de la mitad de la dispersividad longitudinal 40 m (Bernet et al., 2001). La dispersividad vertical es de 32 m. la porosidad efectiva se toma como 27%.

6.3. Escenario 01 de intensificación de bombeos entre los periodos de 1980-1990

Este escenario planteado consiste en la CHJ entra en una situación de sequía por 6 años, estas sequias se presentan en los primeros años de simulación del modelo planteado. Según el PES (Plan Especial de Sequia) de actuación en situaciones de alerta y eventual sequia se toman medidas en función a los indicadores de la CHJ que permiten la anticipación en la detección y seguimiento de las sequias y que permitan la elaboración de informes periódicos (CHJ, 2007). El sistema de indicadores consta de 04 índices de estado, tomando medidas más drásticas a medida que disminuye los índices. En el presente trabajo el escenario planteado es de alerta y emergencia ($I_e < 0.3$), donde una de las medidas que se toman es el incremento de las extracciones de las aguas subterráneas como la activación de pozos de sequía. Ejemplo de ello son los seguimientos de las instalaciones de pozos de sequía en el cierre de campaña 2005/06, un reporte las extracciones en

Setiembre y Abril - Octubre 2006 en el acuífero plana producto de la activación de pozos de sequía que se extrajeron en total 31146384 m³ (CHJ, IGME, 2006), en el escenario que se plantea el valor de extracción mencionada fue un total de **80** pozos de sequía las cuales se encuentran la mayoría en las fronteras noreste del acuífero. De los 80 pozos de sequía 60 pozos están situados en la capa 1 y el restante en la capa 2. Sin embargo, con los datos de extracción no se logró conseguir un río perdedor y por ello el volumen de extracción se incrementó aproximadamente en un 400%, la extracción se realizó por 10 años, todo ello para conseguir las condiciones que se quiere conseguir un drenaje de río al acuífero. Como consecuencia de las extracciones el nivel de drenaje del acuífero al río Júcar disminuye, convirtiendo en algunas situaciones al río como perdedor. Con referente a la entrada de los contaminantes al acuífero se da por vertidos constantes de las estaciones depuradoras al río Júcar y Verde. Se asume que el 100% de los efluentes de los EDAR son vertidos al río a una concentración, el río cumple la función de diluir la concentración del contaminante. La dilución del contaminante y mediante la siguiente ecuación se determina la concentración del contaminante en el río.

$$C_1 \cdot Q_1 = C_2 \cdot Q_2 + C_3 \cdot Q_3 \quad (9)$$

Donde:

C_1 Concentración de contaminante en el río Júcar después del vertido del EDAR, este valor es 0 (Kg/m³).

Q_1 Caudal del agua después del vertido (m³/día)

C_2 Concentración de contaminante del efluente del EDAR (Kg/m³).

Q_2 Caudal del efluente del EDAR (m³/día)

C_3 Concentración de contaminante antes del punto de vertido (Kg/m³).

Q_3 Caudal antes del vertido $Q_3 = Q_1 + Q_2$ (m³/día)

El caudal del río Júcar se tomó un valor mínimo y para plantear una situación más desfavorable.

A continuación, se muestran los EDAR estudiados y siendo un total de 9 EDAR.

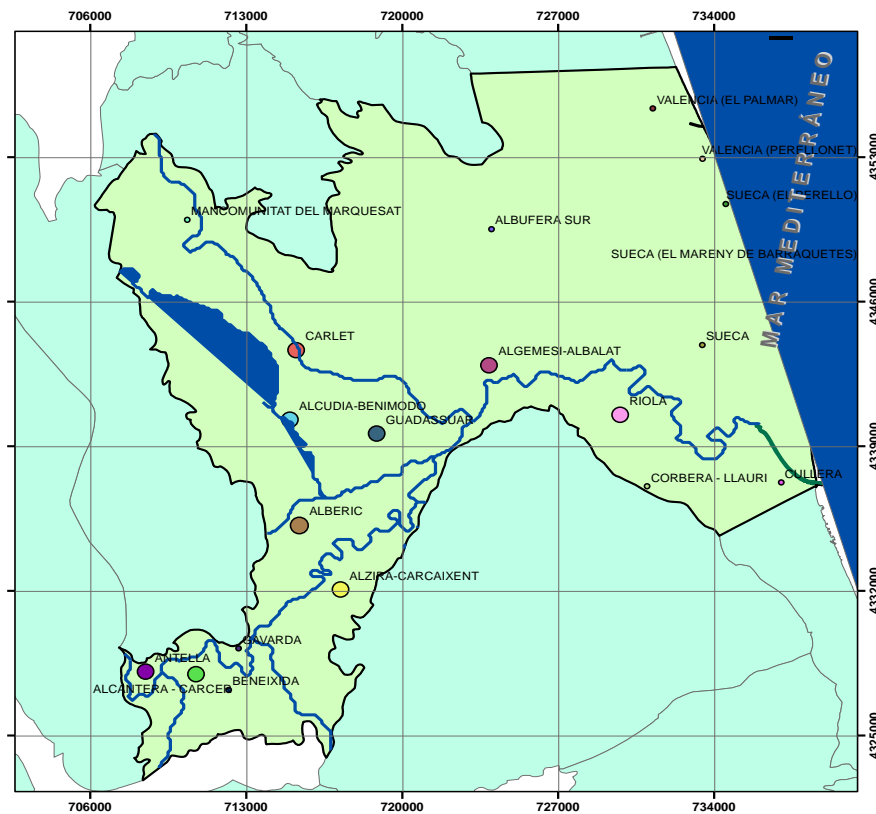


Figura 29. EDAR en ubicados en el acuífero PVS.

Fuente: EPSAR, 2017.

El criterio para la selección de EDAR fue en función a la población equivalente servida, siendo estas mayor a 2000 he y la cercanía existente entre las la ubicación del EDAR y el río Júcar.

Tabla 16. Estaciones depuradoras de aguas residuales considerados en el modelo.

Numero	Nombre EDAR	Población servida (he)	Caudal (m3/día)
1	Alberic	8471	2320
2	Alcantera de Xúquer-Carcer	2301	601
3	Alcudia – Benimodo	24102	4110
4	Algemesi -Albalat	40315	8126
5	Alzira – Carcaixent	126791	32291
6	Antella	1290	243
7	Carlet	12558	2485

8	Guadassuar	4391	1777
9	Riola	2619	1856

Fuente: EPSAR, 2017.

En la siguiente tabla se observa las concentraciones de contaminantes incorporados al río Júcar y Verde en los tramos superiores.

Tabla 17. Concentración de los contaminantes en los diferentes puntos de entrada de EDAR al acuífero.

Compuesto	Concentración de EPs en agua residual (kg/m3)	Punto de vertido	Concentración después del vertido (kg/m3)
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 1	0.0038594
Naproxeno	0.00583		0.00254241
Sulfametoxazol	0.000085		3.71E-05
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 2	0.00147705
Naproxeno	0.00583		0.00097302
sulfametoxazol	0.000085		1.42E-05
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 3	0.00511582
Naproxeno	0.00583		0.00337008
sulfametoxazol	0.000085		4.91E-05
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 4	0.0064637
Naproxeno	0.00583		0.00425801
sulfametoxazol	0.000085		6.21E-05
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 5	0.00809768
Naproxeno	0.00583		0.00533441
sulfametoxazol	0.000085		7.78E-05
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 6	0.00066314
Naproxeno	0.00583		0.00043685
sulfametoxazol	0.000085		6.37E-06
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 7	0.00400953
Naproxeno	0.00583		0.0026413
sulfametoxazol	0.000085		3.85E-05
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 8	0.00329212

Naproxeno	0.00583		0.00216871
sulfametoxazol	0.000085		3.16E-05
Acetaminofeno	0.00885	Júcar 9	0.00338254
Naproxeno	0.00583		0.00222827
sulfametoxazol	0.000085		3.25E-05

Fuente: elaboración propia

Los vertidos de los efluentes de las EDARs se mantienen constantes hasta el siguiente punto de vertido, esto quiere decir que los procesos de degradación no afectan a los EPs, resaltando que son escenarios que se plantean, que se sustenta en investigaciones realizada por Duran- Álvarez et al. (2015), donde menciona que la baja tasa de degradación de compuestos farmacéuticos en las aguas superficiales está relacionado con la limitada capacidad de biodegradación por parte del microorganismo en aguas superficiales. Los vertidos se realizan desde el inicio del inicio de simulación del modelo hasta el final, que consisten en 372 periodos de simulación.

6.3.1. Resultados de la simulación del flujo de aguas subterráneas

Como ya se mencionó con anterioridad la finalidad de incrementar el bombeo fue para disminuir los niveles piezométricos e incrementar el drenaje de los componentes de modelo hacia al acuífero. A partir de 1980 el drenaje correspondiente del río al acuífero se incrementó y continuo hasta el final de la simulación. Este hecho favoreció a la entrada de contaminantes al acuífero. A continuación, se muestran los resultados de incrementar el bombeo en distintos diversos pozos del acuífero.

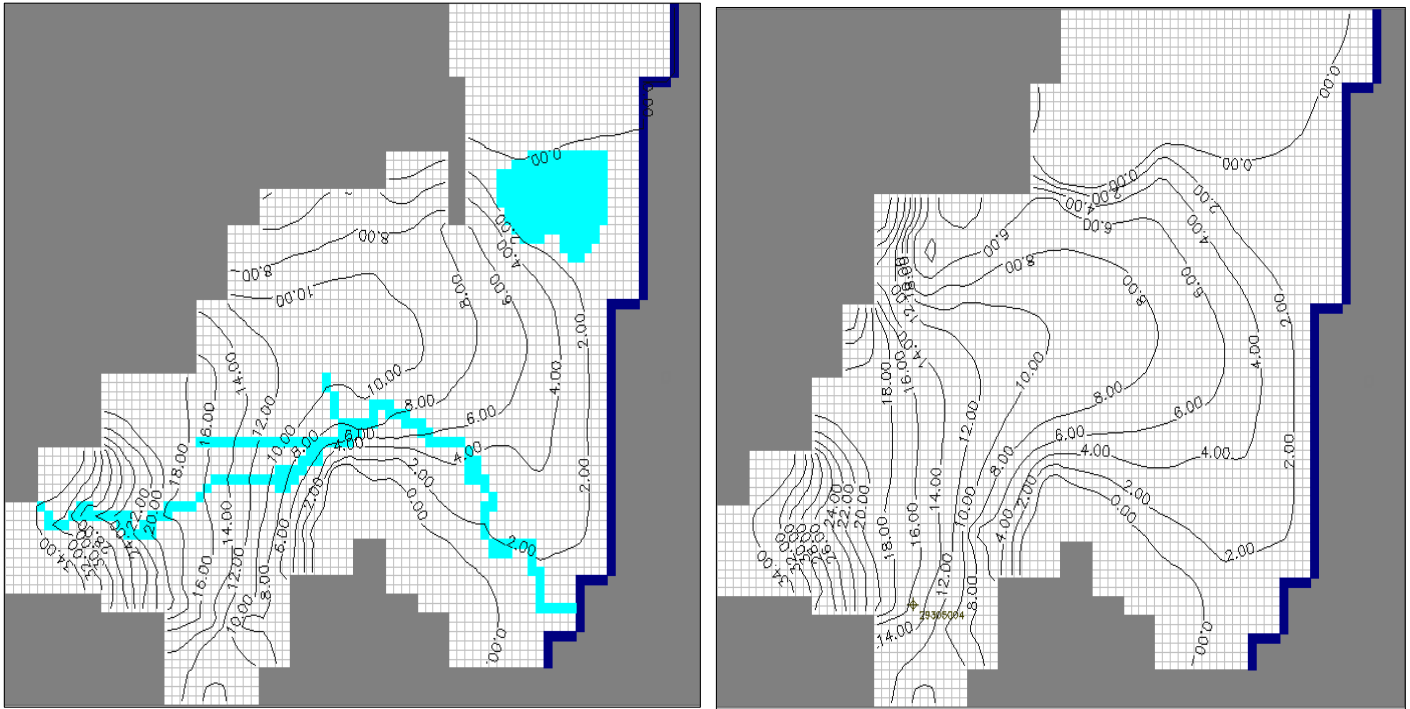


Figura 30. Mapa de las isohietas para capa 01 y 02.

Fuente: Elaboración propia.

En la figura 29. Se puede observar como los niveles piezómetros del acuífero descendieron aproximadamente 0.20 m en zonas cercanas al mar, mientras en las zonas que se encuentran próximas a las montañas el descenso fue un poco mayor.

6.3.2. Resultado de la simulación del transporte para acetaminofeno

En las siguientes figuras se muestra el transporte del paracetamol en el acuífero, sus primeras apariciones en el acuífero son a los 3400 días y en los días siguientes se observa que el contaminante se trasladó un poco, pero debido a sus propiedades fisicoquímica, biológicas son degradados. Es importante señalar que los vertidos se realizan del inicio hasta el final del periodo de simulación

Tabla 18. Resultados de la simulación del transporte del acetaminofeno.

Capa	Periodo simulación	Tiempo (días)	Concentración máxima (kg/l)	Concentración mínima (kg/l)	Concentración máxima (ng/l)	Concentración mínima (ng/l)
01	120	3400	7.736465E-07	1E-10	773.6465	0.1
	240	7200	3.530035E-05		35300.35	
	320	9600	1.217643E-05		12176.43	
	372	11160	1.555654E-05		15556.54	
02	120	3400	3.712481E-10	1E-10	0.3712481	0.1
	240	7200	5.76744E-08		57.6744	
	320	9600	1.096406E-08		10.96406	
	372	11160	1.949877E-08		19.49877	

Debido a que el drenaje del río hacia el acuífero es limitado, por tanto, el contaminante ingresará en menor proporción al acuífero, por ello se toma como la concentración mínima del contaminante en el acuífero será de 1E-10 kg/l, el cual equivale a 0.1 ng/l.

Las concentraciones máximas en el acuífero se dieron en el periodo 240, el cual corresponde a los 7200 días y con una concentración de 35300.35 ng/l, pero también este resultado se puede expresar en 35.3µg/l. posteriormente a este periodo de simulación las concentraciones disminuyeron, por tanto, se puede decir que las concentraciones máximas son consecuencias de los mayores drenajes del río al acuífero, los resultados se observan en la figura 31.

Con respecto a la capa la entrada máxima del contaminante se dio a los 7200 días al igual que en la capa 01. Como se puede observar las concentraciones de contaminantes en la capa 02 son mucho menores que en la capa 1, ello se da por sus propiedades de sorción son mayores en comparación con los otros. Es importante mencionar que la pluma de contaminación se desplaza a distintos lados y es frenada por la degradación y sorción.

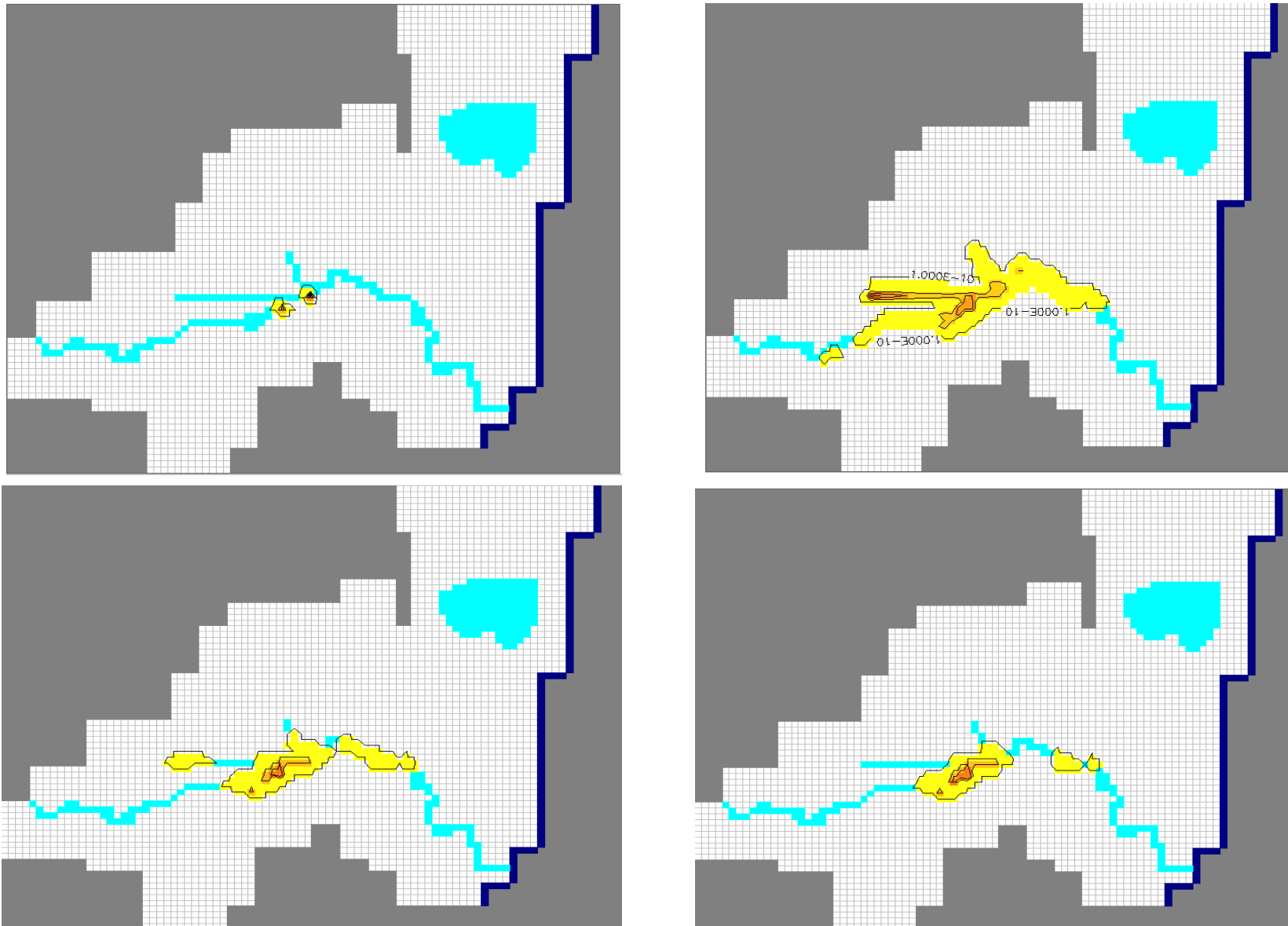


Figura 31. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.

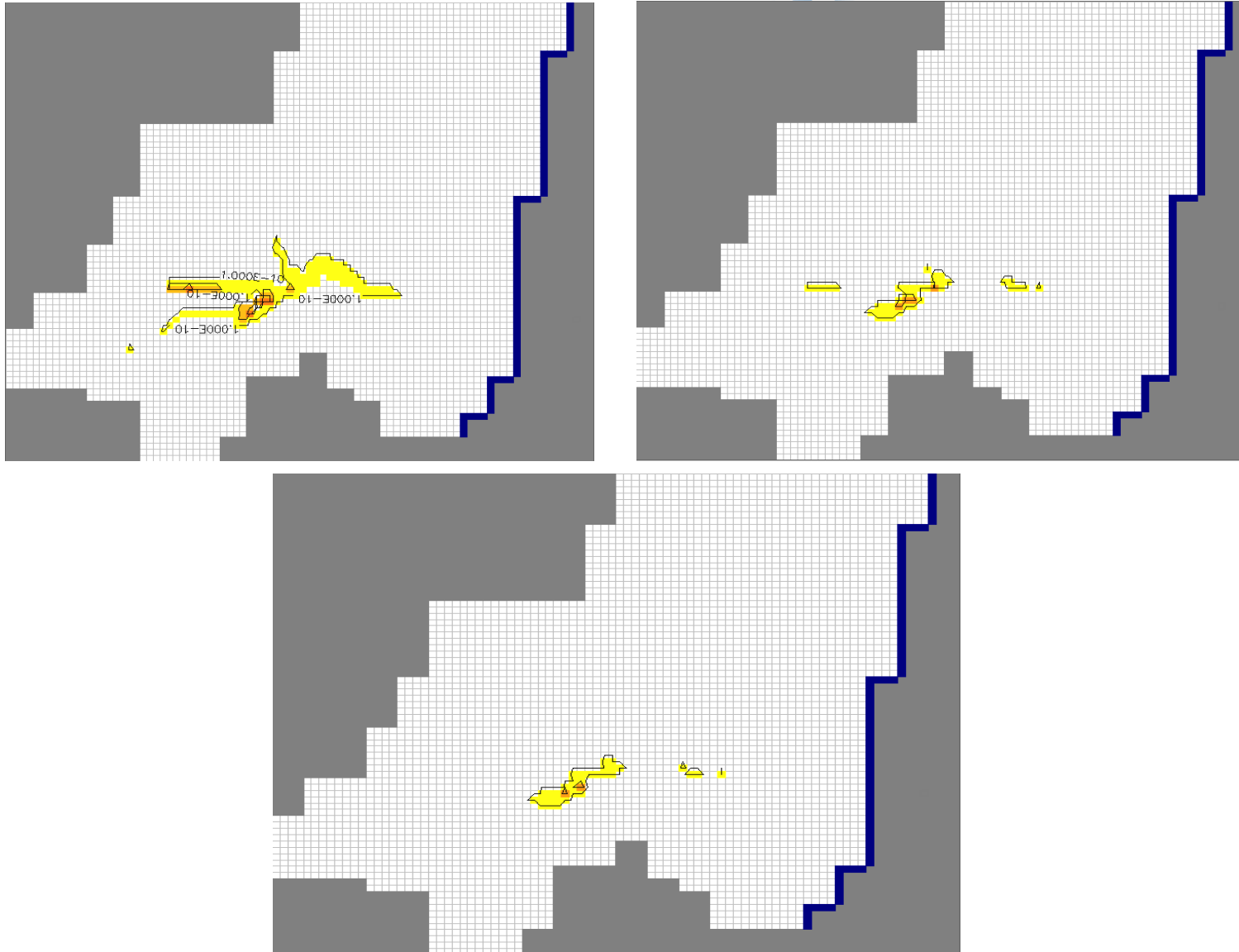


Figura 32. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02.

Fuente: Elaboración propia

6.3.3. Resultado de la simulación del transporte para el sulfametoxazol

La simulación del transporte de masa del sulfametoxazol se puede observar que este contaminante se degrada rápidamente en el medio ambiente, esto puede ser contradictorio con la revisión de bibliografía, los detalles de las concentraciones máximas se observan en la tabla 19, llegando a tener una concentración de 49 ng/l a los 240 7200 días y en la capa 01. Otro dato importante es que en la capa 02, no hubo presencia de los contaminantes.

Tabla 19. Resultados de la simulación del transporte del sulfametoxazol.

Capa	Periodo simulación	Tiempo (días)	Concentración máxima (kg/l)	Concentración mínima (kg/l)	Concentración máxima (ng/l)	Concentración mínima (ng/l)
01	120	3400	1.111959E-09	1E-10	1.111959	0.1
	240	7200	4.950968E-08	1E-10	49.50968	0.1
	320	9600	1.769816E-08	1E-10	17.69816	0.1
	372	11160	2.268969E-08	1E-10	22.68969	0.1

Fuente: Elaboración propia.

En la figura 33 se muestra la pluma de contaminante se distribuye a lo largo de las celdas pertenecientes al cauce de los ríos, ello quiere decir que el contaminante tiene una limitada capacidad de desplazamiento en el acuífero.

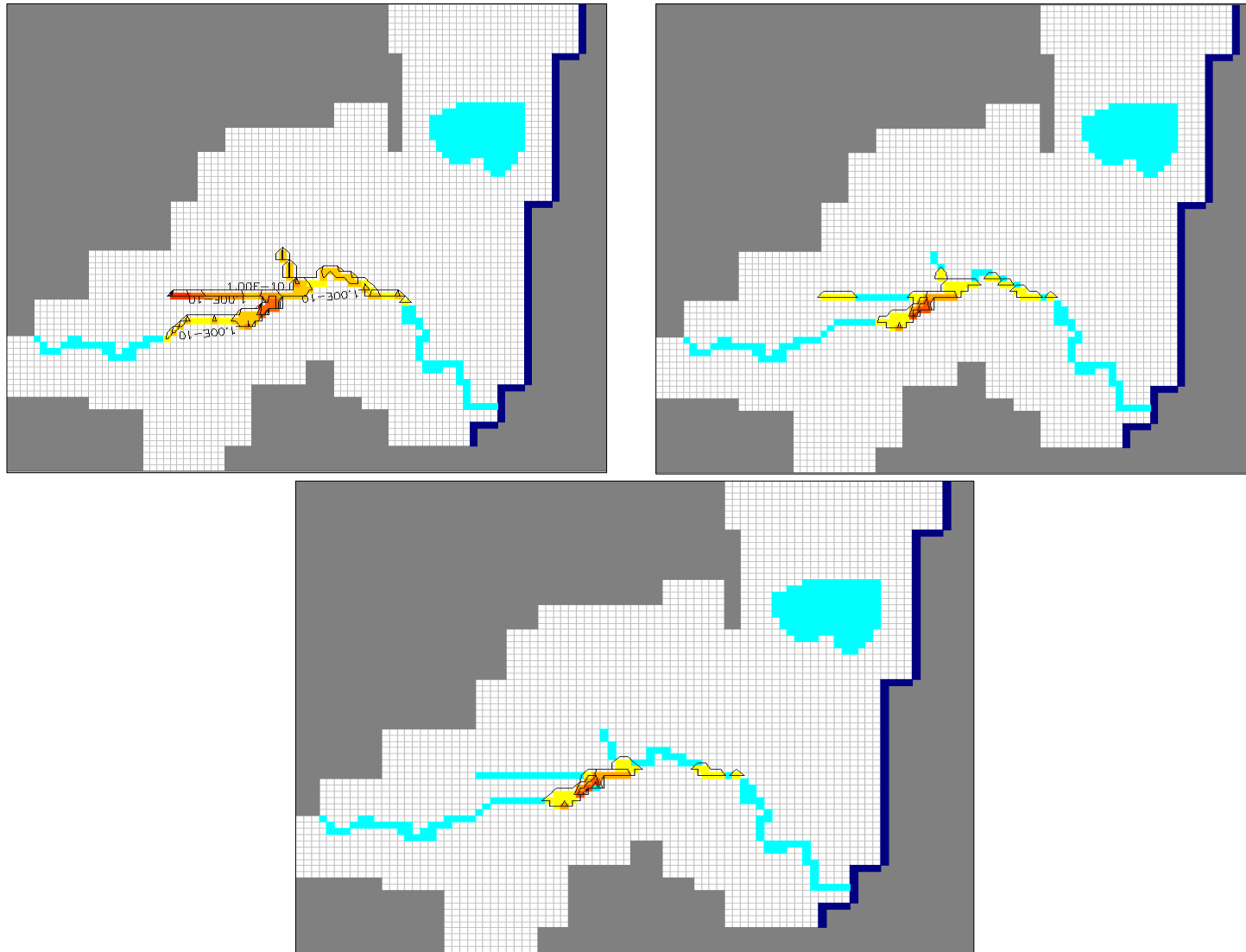


Figura 33. Transporte del sulfametoxazol en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.

Fuente: elaboración propia.

6.3.4. Resultado de la simulación del transporte para el naproxeno

El naproxeno se comporta un poco similar al acetaminofeno, este compuesto se no se degrada de manera significativa en el acuífero, ello se debe a que la presencia de mayor concentración de contaminantes puede alterar la biomasa. La concentración máxima que se alcanza es de 27 $\mu\text{g/l}$ y se da a los 7200 días, esto es con referente a la capa 01. Con respecto a la capa 02

Tabla 20. Resultados de la simulación del transporte del Naproxeno.

Capa	Periodo simulación	Tiempo (días)	Concentración máxima (kg/l)	Concentración mínima (kg/l)	Concentración máxima (ng/l)	Concentración mínima (ng/l)
01	120	3400	6.386787E-07	1E-10	638.6787	0.1
	240	7200	2.784497E-05		27844.97	
	320	9600	1.052063E-05		10520.63	
	372	11160	1.343036E-05		13430.36	
02	120	3400	5.323951E-10		0.5323951	
	240	7200	5.766283E-08		57.66283	
	320	9600	1.210448E-08		12.10448	
	372	11160	2.15477E-08		21.5477	

Fuente: Elaboración propia.

En la figura 33 y 34 se muestra que la pluma de contaminante se desplaza en mayor proporción que los otros contaminantes estudiados.

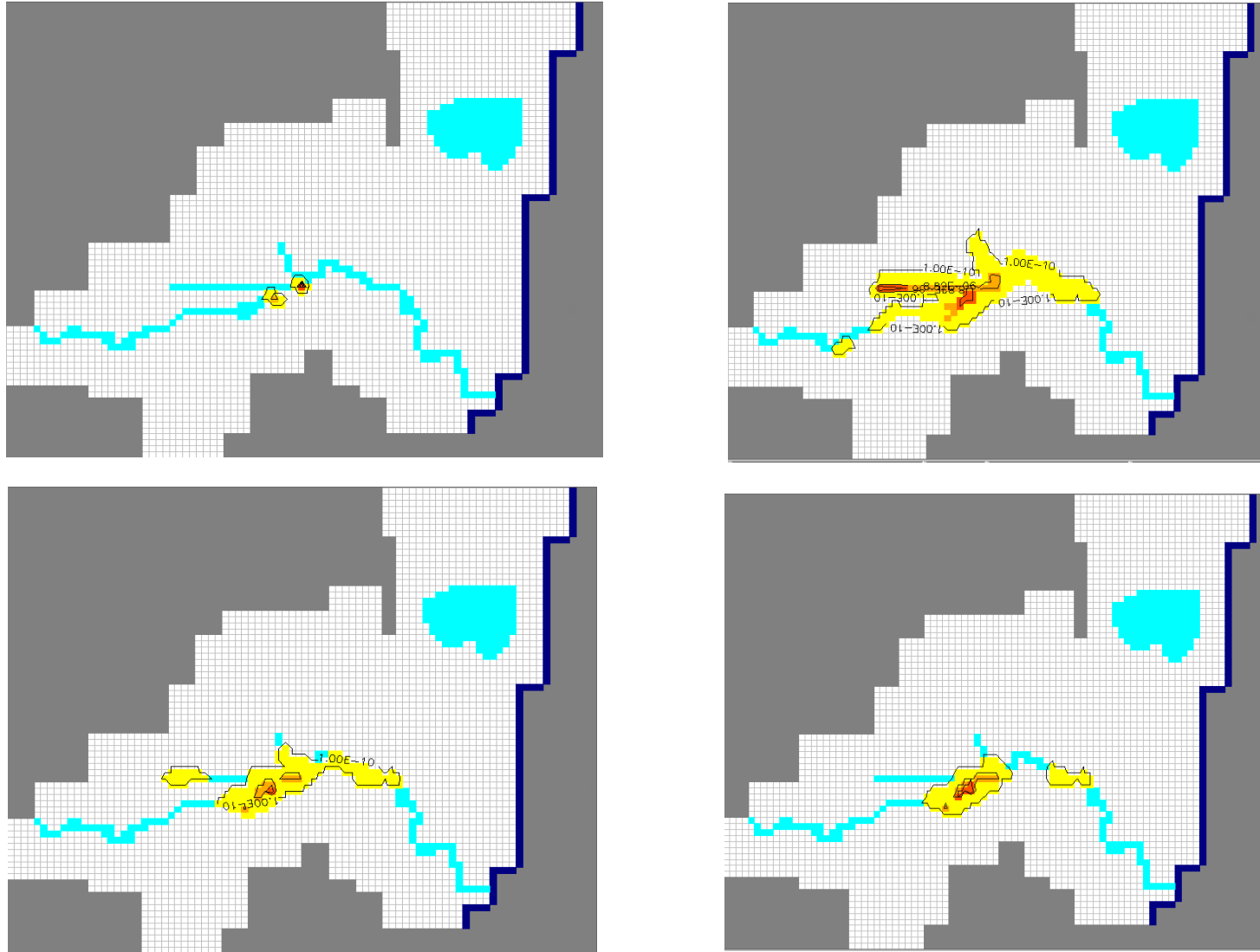


Figura 34. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.

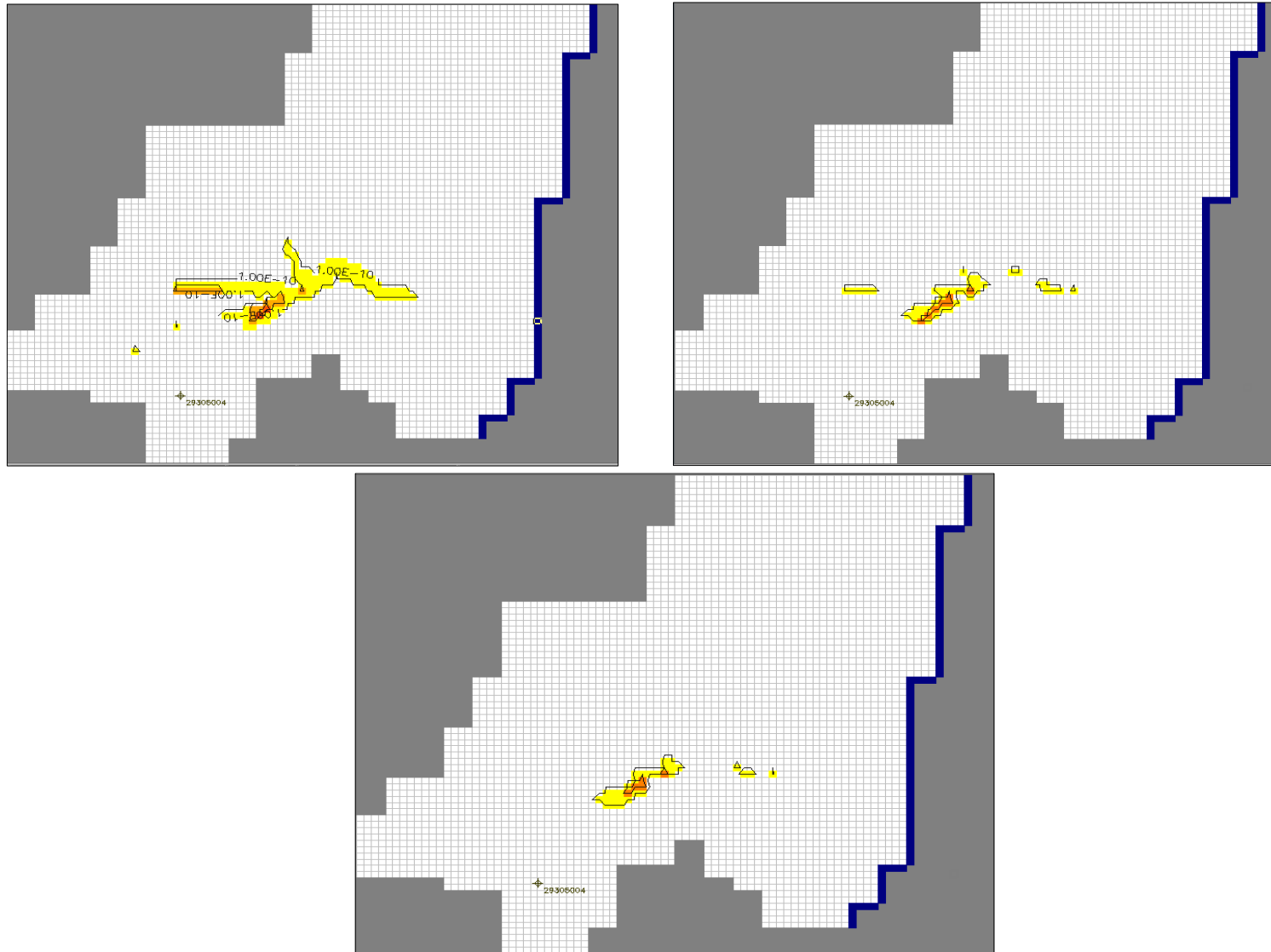


Figura 35. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02.

6.4. Escenario 02 de ingreso de contaminantes mediante aplicación de recargas

En este escenario se plantea la aplicación directa de los efluentes de las EDAR en zonas de regadío, se asume que la reutilización de las aguas residuales se realiza en los meses de verano. Al igual que el escenario anterior la concentración de contaminante empleado se determina con la ecuación antes mencionada y con los referentes. El 80% de los efluentes de EDAR son reutilizados. La aplicación de las aguas residuales es desde el mediados de los periodos de simulación. El ítem 2.6.2. descripción del área de estudio se especifica las superficies agrícolas.

Los regadíos que se consideran son el de canal Júcar-Turia, regadío tradicional de Júcar-Acequia Real Júcar y regadíos tradicional Júcar-C.R. Sueca.

La concentración de ingreso de los contaminantes al medio se describe a continuación. Los valores se determinaron en función a las recargas empleadas a la zona de estudio.

Tabla 21. Concentración de contaminantes aplicados en las zonas agrícolas.

Compuesto	Agua subterránea (ng/L)	Agua residual (µg/L)	Agua residual (kg/m3)	Concentración de recarga (kg/m3)
Acetaminofeno	34.7	8.85	0.00885	0.00243552
Naproxeno	263	5.83	0.00583	0.001604416
sulfametoxazol	20	0.085	0.000085	0.000023392

Fuente: Elaboración propia.

6.4.1. Resultados de la simulación del acetaminofeno

El ingreso de contaminante al acuífero se dio en todo el periodo de simulación al igual que para los otros contaminantes. debido a que solo se podía ingresar una sola opción de ingreso de contaminante, como se explicó anteriormente la concentración del contaminante se encuentra zonificado es a causa de que las recargas son las mismas en ciertas áreas.

La concentración máxima del acetaminofeno se da el periodo 240, el cual corresponde a los 7200 días de simulación, posterior a este periodo de simulación la concentración del contaminante en acuífero va disminuyendo, hasta un valor de 1958.038 ng/l.

Tabla 22. Resultados de la simulación del transporte del acetaminofeno.

Capa	Periodo simulación	Tiempo (días)	Concentración máxima (kg/m ³)	Concentración mínima (kg/l)	Concentración máxima (ng/l)	Concentración mínima (ng/l)
01	120	3400	2.686255E-06	1E-09	2686.255	1
	240	7200	8.598385E-06		8598.385	
	320	9600	2.264573E-06		2264.573	
	372	11160	1.958038E-06		1958.038	
02	120	3400	4.037805E-09		4.037805	
	240	7200	1.343349E-08		13.43349	
	320	9600	2.859925E-09		2.859925	
	372	11160	2.974873E-09		2.974873	

En la figura 36 y 37 se observa el comportamiento de la pluma tanto para la capa 01 y 02. El contaminante en la capa 01 no tiene un desplazamiento significativo en el acuífero, sin embargo, en la capa 2 se observó la pluma de contaminante más extendida los 720 días de simulación, pasado este tiempo la pluma empieza a disminuir de tamaño.

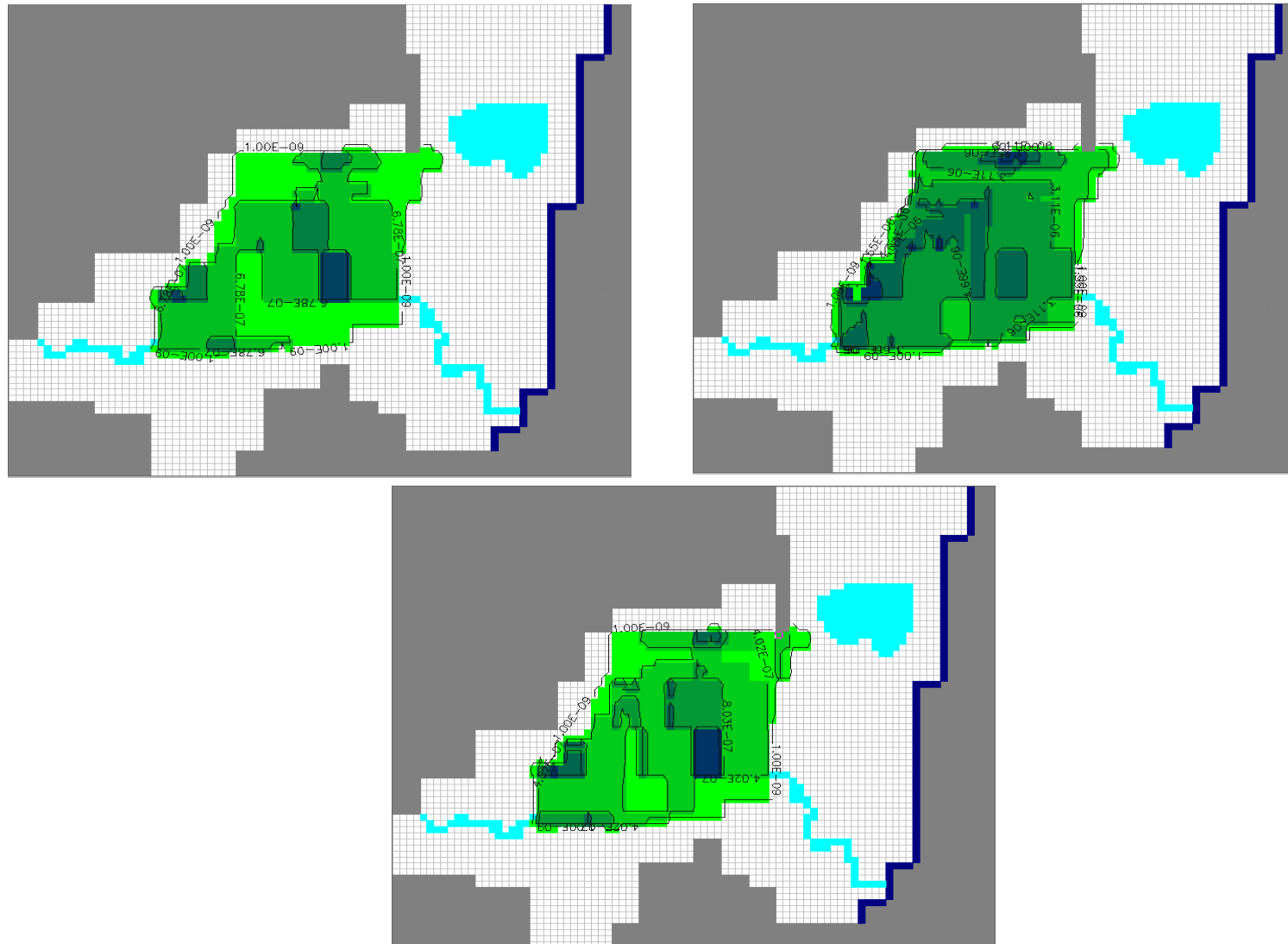


Figura 36. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.

Fuente: elaboración propia.

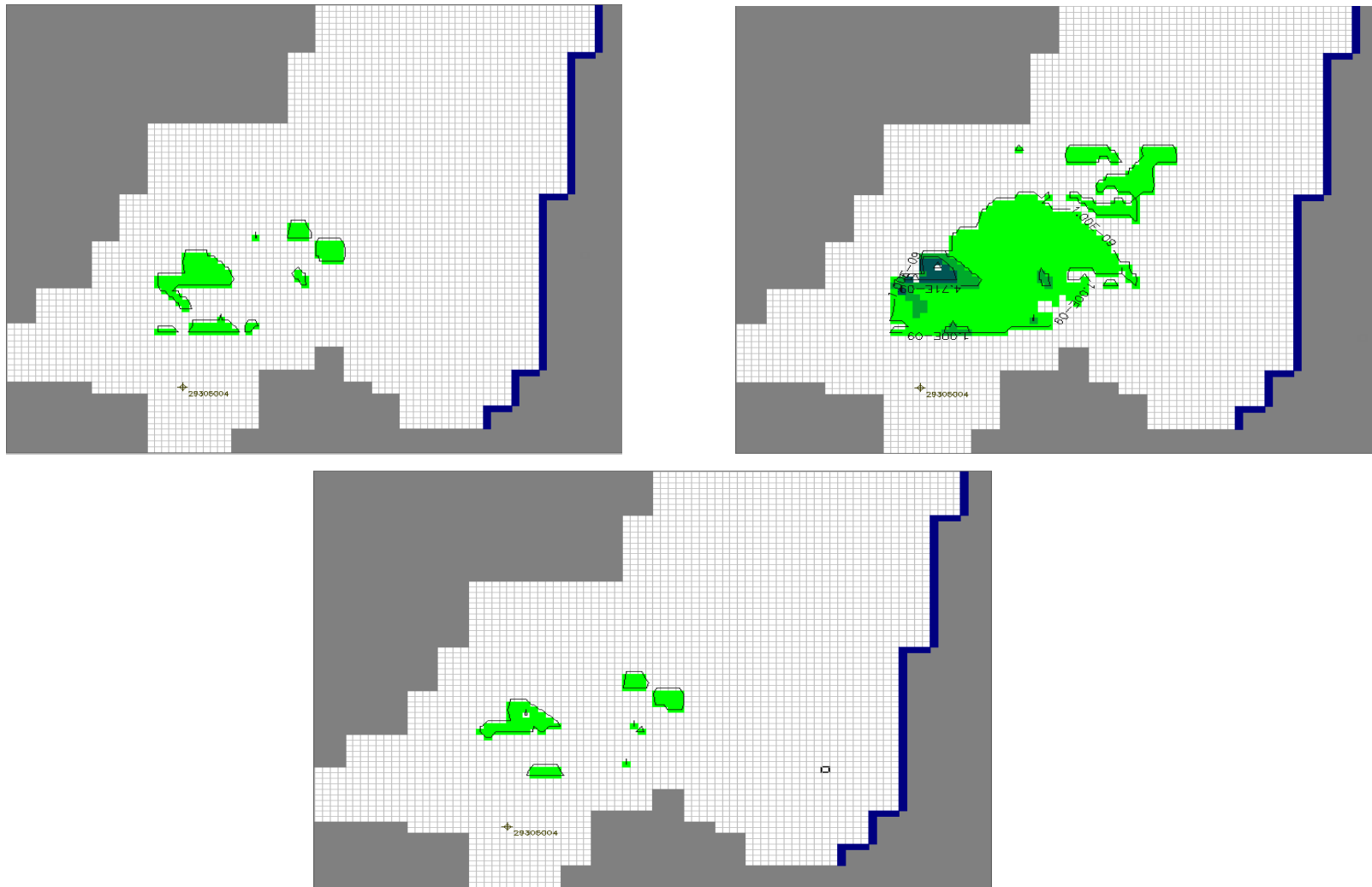


Figura 37. Transporte del acetaminofeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02
Fuente: elaboración propia.

6.4.2. Resultados de transporte de masa para el Sulfametoxazol

El transporte del sulfametoxazol en el acuífero solo se dio para la capa 01, mientras que para la capa 02 las concentraciones fueron menores a 1ng/l. La mayor concentración de contaminante se presentó a los 7200 días de simulación llegando a una concentración de 12.19 ng/l en el acuífero, posteriormente se redujo la concentración drásticamente del contaminante.

Tabla 23. Resultados de la simulación del transporte del sulfametoxazol.

Capa	Periodo simulación	Tiempo (días)	Concentración máxima (kg/l)	Concentración mínima (kg/l)	Concentración máxima (ng/l)	Concentración mínima (ng/l)
01	120	3400	3.645942E-09	1E-9	3.645942	1
	240	7200	1.219653E-08		12.19653	
	320	9600	3.295198E-09		3.295198	
	372	11160	2.77947E-09		2.77947	

Fuente: elaboración propia.

En la figura 38 se observa la pluma del contaminante y en ella se observa que existe un desplazamiento mínimo del contaminante, pero también se puede observar que la pluma es afectada por los procesos de degradación, llegando a reducir la concentración a valores menores que los umbrales considerados. Tal como se observa en la figura 38, parte superior izquierdo.

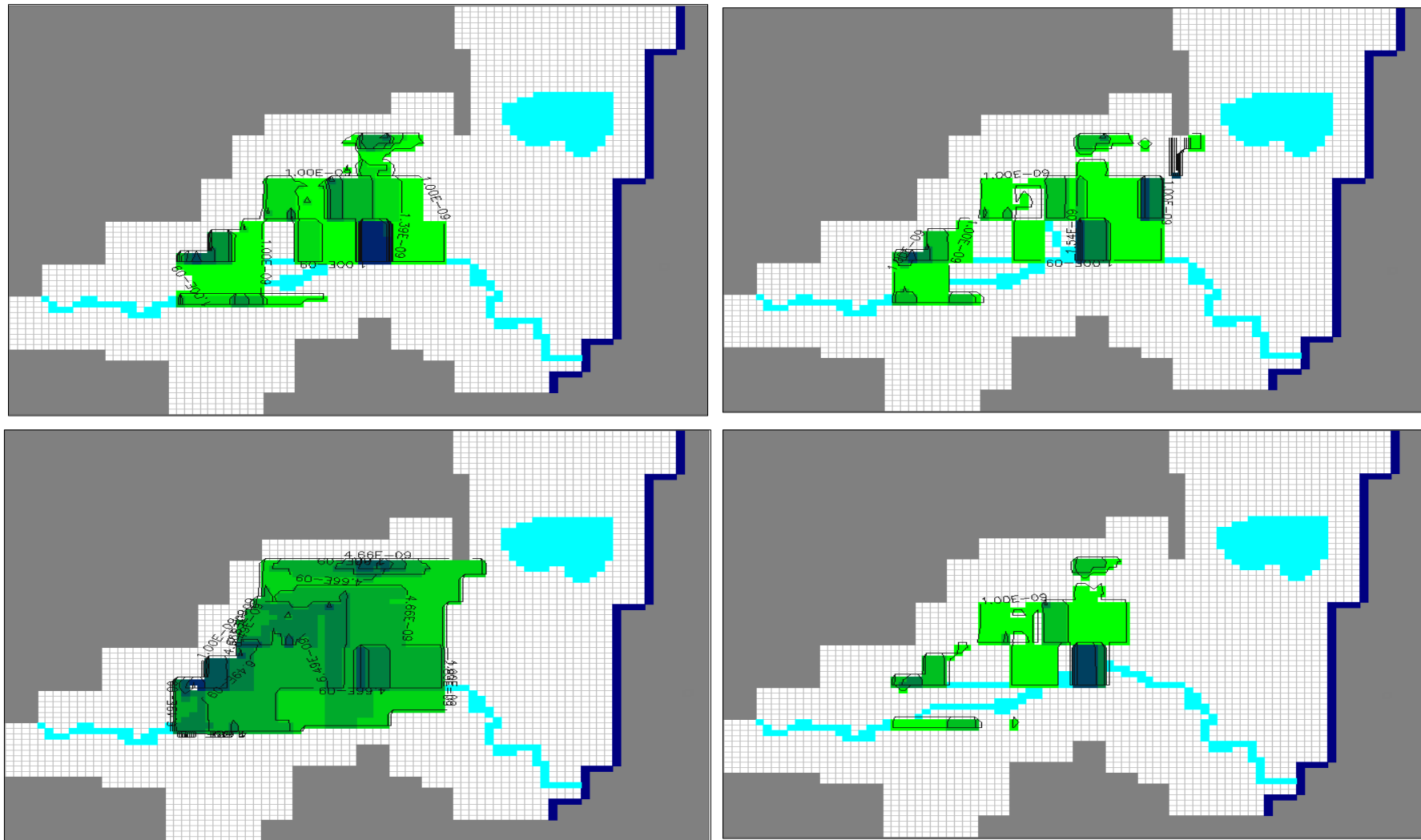


Figura 38. Transporte del sulfametoxazol en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.

Fuente: elaboración propia.

6.4.3. Resultados de la simulación del transporte del naproxeno

Al igual que todos los contaminantes simulados y en los distintos escenarios la mayor presencia de naproxeno se presentó en los periodos de simulación 240, el cual corresponde a los 7200 días, llegando a tener una concentración de 6.695µg/L y en la capa 02 la concentración llegó a los 0.012 µg/L, que posteriormente la concentración fue disminuyendo en el acuífero.

Tabla 24. Resultados de la simulación del transporte del naproxeno.

Capa	Periodo simulación	Tiempo (días)	Concentración máxima (kg/l)	Concentración mínima (kg/l)	Concentración máxima (ng/l)	Concentración mínima (ng/l)
01	120	3400	2.276091E-06	1E-09	2276.091	1
	240	7200	6.69587E-06		6695.87	
	320	9600	1.929856E-06		1929.856	
	372	11160	1.712368E-06		1712.368	
02	120	3400	4.518837E-09		4.518837	
	240	7200	1.283946E-08		12.83946	
	320	9600	3.08758E-09		3.08758	
	372	11160	3.436877E-09		3.436877	

Fuente: Elaboración propia.

En la 39 y 40 se visualiza las plumas del contaminante en ella se puede observar que los contaminantes en la capa 01 se desplazan limitadamente en la dirección horizontal; pero existe un desplazamiento vertical ello se puede corroborar que existe contaminación de la capa 02. A medida que transcurre el tiempo el contaminante se va degradando hasta llegar a plumas pequeñas y de menor concentración.

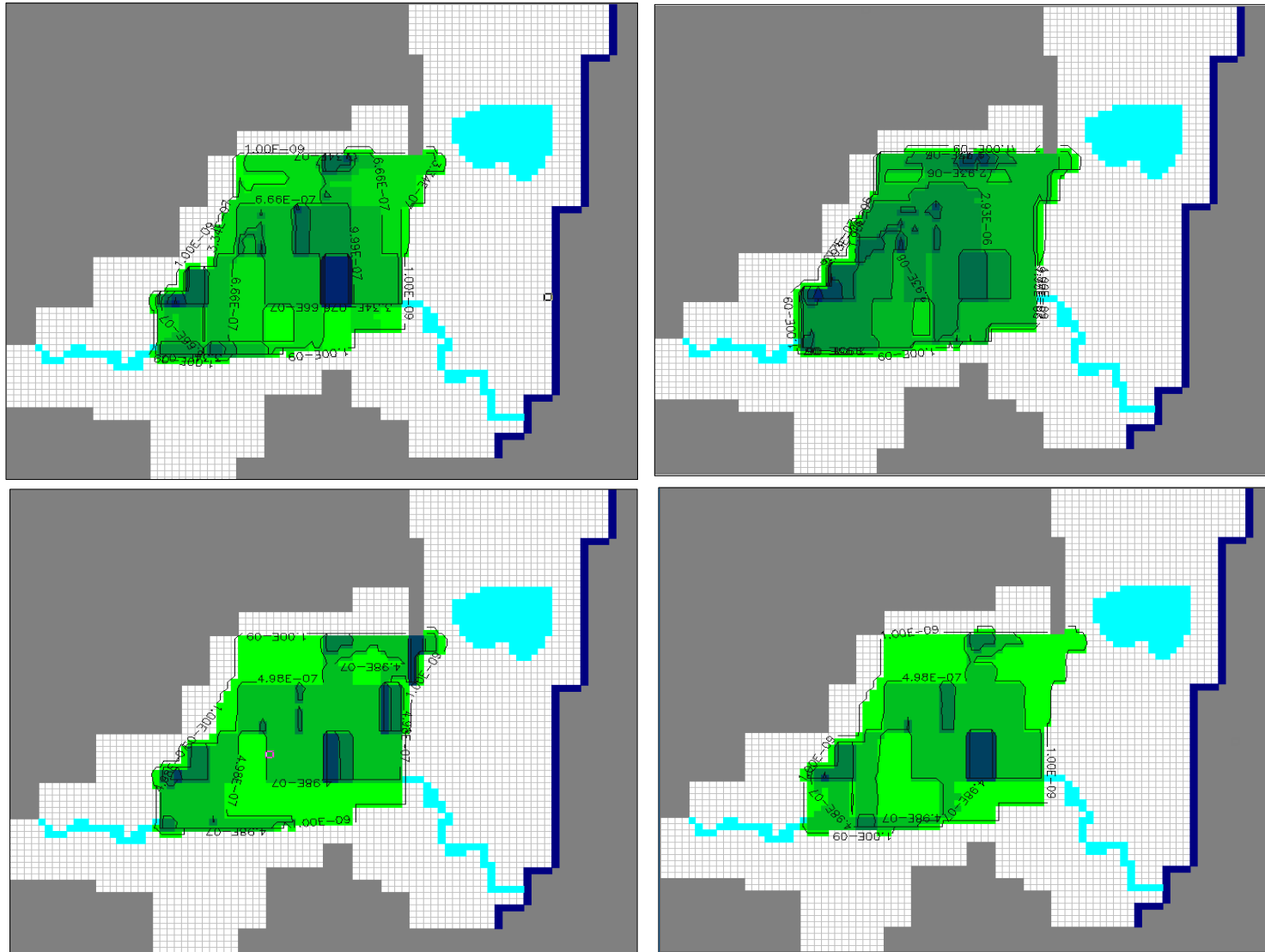


Figura 39. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 01.

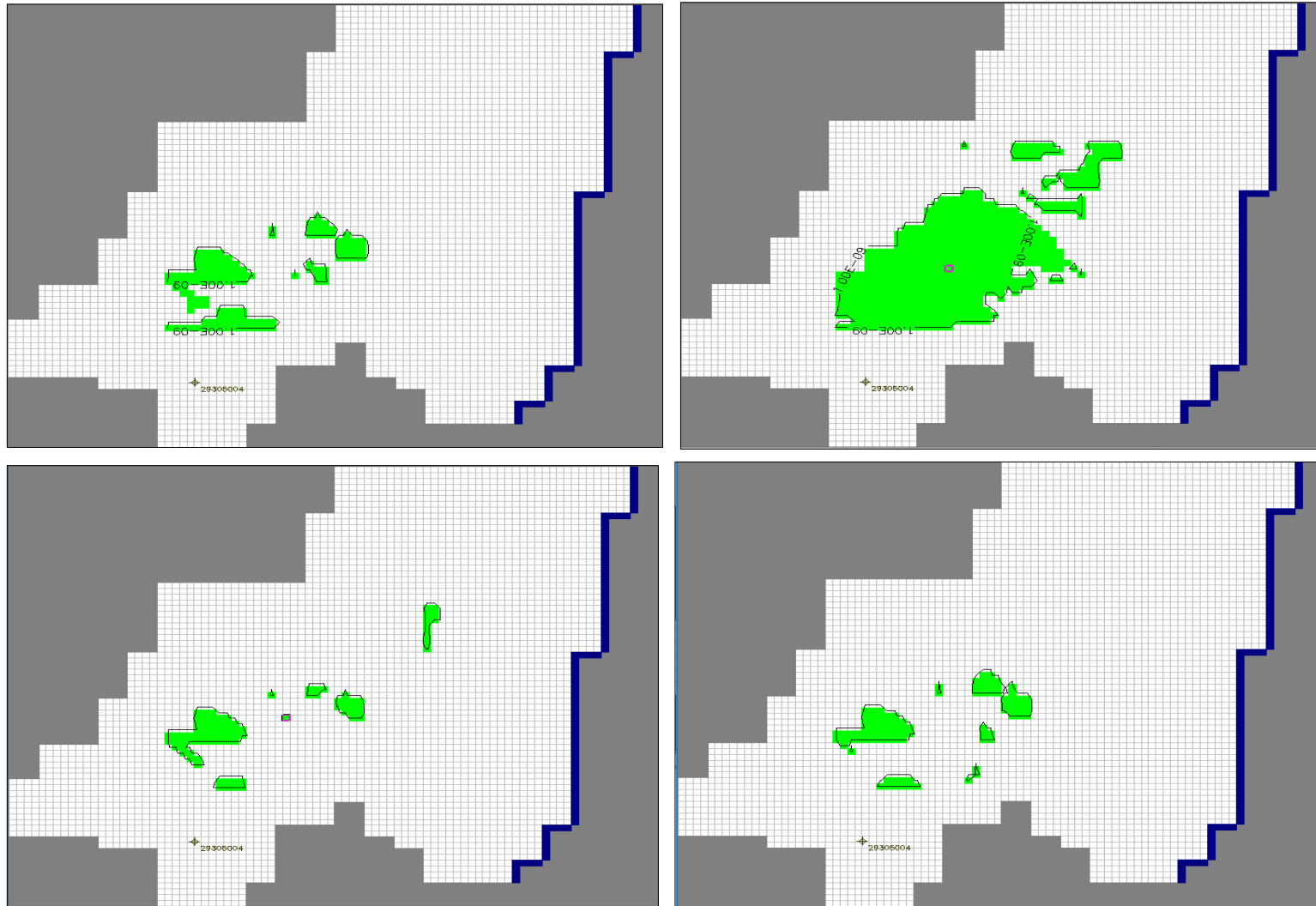


Figura 40. Transporte del naproxeno en el acuífero PVS, correspondientes en la capa 02.

Fuente: Elaboración propia.

6.5. Conclusiones y recomendaciones

El modelo numérico hidrogeológico desarrollado reproduce aproximadamente las tendencias de los niveles piezométricos observados en el acuífero. Así mismo los promedios del drenaje del acuífero, albufera y las salidas al mar son valores que se aproximan a los resultados del modelo base que viene a ser modelo planteado por MS Ingenieros en el 2002.

Las modificaciones y el escalamiento realizado al modelo base permitieron obtener drenajes del río Júcar hacia el acuífero, este resultado no se conseguía con el modelo base planteado por MS Ingenieros. Esta interacción hace más realista al modelo.

El planteamiento del escenario 01 consistió en incrementar los bombeos por 10 años, ello con la finalidad de incrementar el drenaje del río hacia el acuífero; sin embargo, los bombeos tuvieron ser mucho más altos para lograr el objetivo planteado, es decir el acuífero no está en riesgo de sufrir alteraciones drásticas por lo bombeos y por tanto no hay riesgo de sufrir intrusiones marinas. Mientras el escenario 02 consistió en simular la entrada de contaminantes mediante la aplicación de aguas residuales en las zonas agrícolas, asumiendo que se degrada un 20 % del contaminante en la zona no saturada.

Después de simular el transporte se llega a la conclusión de los procesos de adsorción y biodegradación cumplen un papel muy importante en el transporte, el acetaminofeno con el pasar el tiempo llego a incrementar su concentración en el agua, tanto para el escenario de bombeo y recarga, mientras que el sulfametoxazol fue degradado de manera significativa sobre todo en la capa 02, donde no existía rastros de este compuesto. Con referente al naproxeno los valores de concentración en las aguas subterráneas están dentro de los límites bibliográficos para la capa 02 y la capa 01 se encuentra a valores un poco mayores para los compuestos estudiados.

De los tres compuestos farmacéuticos estudiados el que mayor riesgo representa en función al comportamiento del EPs en el acuífero y sus propiedades perjudiciales a la salud y al medio ambiente es el naproxeno

Como se observó en todas las simulaciones realizadas las concentraciones máximas se presentaron en los periodos de 240 a los 7200 días, este resultado fue tanto para el escenario 01 y 02, ello está relacionado con la recarga al acuífero, es decir en esos periodos la extracción mediante el bombeo de las aguas subterráneas fueron mayores y se aplicaron mediante el riego en las zonas agrícolas causando una infiltración hacia el acuífero.

El modelo número de flujo se podría mejorar en cuanto a la incertidumbre existente en la transmisividad, propiedades del río como conductancia, bombeos y recargas, ya que los datos empleados en el modelo son los mismos del modelo base formulado por MS Ingenieros en el 2002. Para ello sería importante tener los datos de las mediciones realizadas a nivel de escala local y discretizando las celdas en menores dimensiones y con todo ello realizaría un mejor calibrado del modelo numérico de flujo.

Se recomienda realizar investigaciones en laboratorio acerca del comportamiento de los EPs tanto en la zona no saturada y saturada del acuífero debido a la gran incertidumbre que se tiene, ya que son compuestos orgánicos sometidos generalmente son a procesos de biodegradación tanto en condiciones aerobias y anoxias. Según los antecedentes mencionados en el ítem 2.5.2. el acuífero tiene un alto contenido de sulfatos y nitratos, los cuales cumplen la función de aceptor de electrones al igual que el oxígeno en los procesos de biodegradación de los EPs y para ello se debería plantear una simulación de transporte reactivo.

Teniéndose los datos de campo de concentraciones de EPs y un modelo mejor calibrado, se debería realizarse simulaciones ya que parece evidente que puede producirse una extensión de los EPs en zonas del acuífero.

6.6. Bibliografía

- Arredondo González, J. A. (2016). *Evaluación Del Potencial De Los Humedales Construidos Como Estrategia Para La Eliminación De Productos Farmacéuticos Y De Cuidado Personal Presentes En Aguas Residuales Domésticas*. Repositorio Universidad Tecnológica de Pereira. Universidad Tecnológica de Pereira. Retrieved from <http://repositorio.utp.edu.co/dspace/bitstream/handle/11059/7188/628162A774.pdf?sequence=1>
- Becerril Bravo, J. E. (2009). Contaminantes emergentes en el agua. *Revista Digital Universitaria*, 10(8), 1–7. Retrieved from <http://www.revista.unam.mx/vol.10/num8/art54/int54.htm>
- Drillia, P., Stamatelatos, K., & Lyberatos, G. (2005). Fate and mobility of pharmaceuticals in solid matrices. *Chemosphere*, 60(8), 1034–1044. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2005.01.032>
- Eljarrat, E., De La Cal, A., Larrazabal, D., Fabrellas, B., Fernandez-Alba, A. R., Borrull, F., ... Barcelo, D. (2005). Occurrence of polybrominated diphenylethers, polychlorinated dibenzop-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in coastal sediments from Spain. *Environmental Pollution*, 136(3), 493–501. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.005>
- Harbaugh, A. W. (2005). MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process. *U.S. Geological Survey Techniques and Methods* 6-A16. Retrieved from https://md.water.usgs.gov/gw/modflow/MODFLOW_Docs/TM6-A16-MODFLOW-2005.pdf
- Jurado, A., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., López de Alda, M., Pujades, E., & Barceló, D. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater in Spain: A review of sources, recent occurrence and fate in a European context. *Science of the Total Environment*, 440, 82–94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.029>
- Lin, K., & Gan, J. (2011). Sorption and degradation of wastewater-associated non-steroidal anti-inflammatory drugs and antibiotics in soils. *Chemosphere*, 83(3), 240–246. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2010.12.083>
- Llerar-Meza, G. (2009). Upscaling non-reactive solute transport. UPV. <https://doi.org/10.1007/s11947-009-0181-3>
- Petrie, B., Barden, R., & Kasprzyk-Hordern, B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, 72, 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>
- Postigo, C., & Barceló, D. (2015). Synthetic organic compounds and their transformation products in groundwater: Occurrence, fate and mitigation. *Science of The Total Environment*, 503, 32–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.019>
- CHJ & IGME (2006). Comportamiento de los acuíferos ante actuaciones de sequía para uso agrícola en la cuenca del Júcar.
- CHJ & IGME (2015). Apoyo a la caracterización adicional de las masas de agua subterránea en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales en el 2015. Masa de agua subterránea

080.142 Plana de Valencia Sur.

Harbaugh AW and McDonald MG (1996b), Programmer's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model, USGS Open-File Report 96-486

Harbaugh AW (2005), MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular groundwater model – the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16.

CHJ & TEYGE, S.A.(2005). Delimitación y caracterización de los acuíferos en las masas de agua subterránea de la confederación hidrográfica del Júcar.

Santos LH, Araújo AN, Fachini A, Pena A., DelerueMartos C. y Montenegro MC . (2010). Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Jour. Harzard.Material*, 175, 45-95.

Colvin, Vicki L. (2003). The potential environmental impact of engineered nanomaterials. *Nature biotechnology*, 21, 1166–1170.

Tejada C., Quiñonez E. & Peña, M. (2014). Contaminantes Emergentes en Aguas: Metabolitos de Fármacos. Una Revisión. *Revista facultad de ciencias basicas*,10,1.

Zhang D. Q., Gersberg R. M., Zhu J., Hua T., Jinadasa K.B.S.N., Tan S. K., 2012. Batch versus continuous feeding strategies for pharmaceutical removal by subsurface flow constructed wetland. *Environmental Pollution*, 167, 124-131.

Li Y, Zhu G, Jern Ng W., Tan S. K. (2014). A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Science of the Total Environment*, 468–469, 908-932.

Bottoni, P., Caroli S. & Barra Caracciolo, A. (2010). Pharmaceuticals as priority water contaminants. *JournalToxicological & Environmental Chemistry*, 92, 3.

Carmona E., Andreu V. & Pico, Y. (2014). Screening de drogas, medicamentos y productos del cuidado personal en la cuenca del Turia. *Sci Total Environ*. 484, 53-63.

Teijon G., Candela, L., Tamoh, K., Molina-Diaz & Hernandez-Alba, A.R. (2010). Occurrence of emerging contaminants, priority substances (2008/105/CE) and heavy metals in treated wastewater and groundwater at Depurbaix facility (Barcelona, Spain). *Science of The Total Environment*, 408,17, 3584-3595.

Martinez Bueno, M.J., Gomez M.J. Herrera, S. Hernando M.D. Aguera A. & Fernandez-Alba. A.R. (2012). Occurrence and persistence of organic emerging contaminants and priority pollutants in five sewage treatment plants of Spain: Two years pilot survey monitoring. *Environmental Pollution*, 164, 267-273.

Duran-Alvarez, J.C. Prado, B., Gonzales, Sanchez, Y., Jimenez-Cisneros, B.(2015). Environmental fate of naproxen, carbamazepine and triclosan in wastewater, surface water and wastewater irrigated soil — Results of laboratory scale experiments. *Sci Total Environ*, 538, 350-362.

Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana (EPSAR). (2017). <http://www.epsar.gva.es/instalaciones/list-prov-edar.aspx>



CHJ.. (2007). Plan especial de alerta y eventual sequía en la confederación hidrográfica del Júcar.https://www.chj.es/eses/medioambiente/gestionsequia/Documents/Plan%20Especial%20Alerta%20y%20Eventual%20Sequia/PES_Marzo_2007.pdf

Instituto Geologico y Minero de España (IGME).(2017). Cartografía del IGME.
<http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50Hoja.aspx?language=es&id=701>