APÉNDICE 11.

SISTEMAS DE DESNITRIFICACIÓN

APÉNDICE 11. SISTEMAS DE DESNITRIFICACIÓN

1. INFORME SOBRE LA UTILIZACIÓN DE BIORREACTORES CON MADERA PARA DESNITRIFICACIÓN DE SALMUERAS EN EL CAMPO DE CARTAGENA. Cátedra Agricultura Sostenible - Campo de Cartagena. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica (ETSIA). Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT). Cartagena, 10 de mayo de 2018

2. MEMORIA DEL PROYECTO DE CONSTRUCCIÓN DE LA PLANTA DE DESNITRIFICACIÓN DE SALMUERA EN LA DESALOBRADORA DE EL MOJÓN (SAN PEDRO DEL PINATAR). COMUNIDAD DE REGANTES DEL CAMPO DE CARTAGENA. INTECSA-INARSA. Agosto 2017

INFORME SOBRE LA UTILIZACIÓN DE BIORREACTORES CON MADERA PARA DESNITRIFICACIÓN DE SALMUEROS EN EL CAMPO DE CARTAGENA



Cátedra Agricultura Sostenible - Campo de Cartagena

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica (ETSIA)

Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT)

Cartagena, 10 de mayo de 2018

Universidad Politécnica de Cartagena

Unión Europea
Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural
Europa invierte en las zonas rurales

Región de Murcia

Cátedra
Agricultura Sostenible
Campo de Cartagena

Dirección del trabajo:

Dr. Juan José Martínez Sánchez, Catedrático de la UPCT y Director de la Cátedra

Dr. José Álvarez Rogel, Profesor Titular de la UPCT

Elaboración del informe:
Dr. Juan José Martínez Sánchez
Dr. José Álvarez Rogel
Dña. Carolina Díaz García
Dr. Juan Tomás García Bermejo

Toma de muestras:
Dña. Carolina Díaz García
Dr. Juan José Martínez Sánchez
D. Carlos Romero Homar

Diseño de biorreactores:
Dr. Juan Tomás García Bermejo
Dña. Carolina Díaz García

Análisis de laboratorio:
Dña. Carolina Díaz García
D. İbrahim Tunç
Dra. María del Carmen Tercero Gómez

Entidades y Cooperativas que soportan la Cátedra de Agricultura Sostenible-Campo de Cartagena:

ÍNDICE

I. RESUMEN 6

II. PROBLEMÁTICA MEDIOAMBIENTAL DEL CAMPO DE CARTAGENA 9

III. CREACIÓN DE LA CÁTEDRA UPCT-FECOAM-COAG-CAIXABANK DE AGRICULTURA SOSTENIBLE PARA EL CAMPO DE CARTAGENA 10

IV. PRIORIDADES DE INVESTIGACIÓN Y ESTADO DE CONOCIMIENTO 11

IV.1 Estado de conocimientos sobre sistemas de desnitrificación con biorreactores de madera 11

V. INFRAESTRUCTURAS PARA INVESTIGACIÓN DE LA CÁTEDRA DE AGRICULTURA SOSTENIBLE 17

V.1 Apertura del pozo del acuífero Cuaternario e instalación de la desalobradora 17

V.2 Instalaciones construidas a raíz de la reapertura de la desalobradora para la puesta en marcha de las líneas de investigación. 18

VI. ENSAYOS DE DESNITRIFICACIÓN DE SALMUERAS CON BIORREACTORES DE MADERA . 21

VI.1 Ensayos preliminares de laboratorio sobre la utilización de diferentes sustratos en biorreactores para desnitrificación de salmueras 21

VI.1.1 Objetivos 21

VI.1.2. Material y métodos 22

VI.1.3 Resultados y discusión 26

Estimación económica del uso de los diferentes sustratos 34

VI.1.4 Conclusiones 35

VI.2 Ensayos de campo con biorreactores de 1.000 L con salmuera de la desalobradora de la ESEA Tomás Ferro 37

VI.2.1 Objetivo 37

VI.2.2 Materiales y métodos 37

VI.2.3 Metodología de trabajo 43

VI.2.3.1 Biorreactores rectangulares 43

VI.2.3.2 Biorreactores cilíndricos 47

VI.2.4 Análisis de muestras tomadas en ambos tipos de biorreactores y cálculo de eficiencia 48

VI.2.5 Resultados 51

VI.2.5.1. Ensayo con biorreactores rectangulares 51

VI.2.5.1.1. Temperatura, pH, oxígeno disuelto y Eh 51

VI.2.5.1.2. Concentraciones de NO_3^-, NO_2^- y NH_4^+ 54

VI.2.5.1.3. Rendimiento de la desnitrificación 63

VI.2.5.1.4. Concentraciones de nitrógeno total soluble (NTS) y de carbono orgánico soluble (COS) 72

VI.2.5.2. Ensayo con biorreactores cilíndricos 75

VI.2.5.2.1. Temperatura, pH y potencial redox (Eh) 76
VI.2.5.2.2. Concentraciones de NO_3^-, NO_2^- y NH_4^+ 79
VI.2.5.2.3. Concentraciones de nitrógeno total soluble (NTS) y de carbono orgánico soluble (COS) 80
VI.2.6. Conclusiones de los ensayos con biorreactores de madera 82
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 83
ANEXO 87
Dimensionamiento de un biorreactor con astillas para la eliminación de nitratos en salmueras 87
i.1. Parámetros y valores de partida 89
i.2 Dimensionamiento del biorreactor 90
i.3 Detalles biorreactor dimensionado 91
i.4 Mediciones y Presupuesto del Biorreactor para tratar 60 m^3 de salmuera al día 93

I. RESUMEN

El presente informe recopila la información obtenida en diversos ensayos sobre desnitrificación de salmueras procedentes de desalobradora mediante el sistema de biorreactores de madera puestos en marcha por la Cátedra de Agricultura Sostenible del Campo de Cartagena y el Grupo Operativo para la Innovación en Calidad del Agua de Riego y la Sostenibilidad Ambiental (AGUAINNOVA). Tras describir algunos aspectos sobre la problemática ambiental del Campo de Cartagena (apartado II), la creación de la Cátedra de Agricultura Sostenible por parte de las cooperativas agroalimentarias del Campo de Cartagena lideradas por Fecoam, Coag y Caixabank (apartados III y IV) y sobre las infraestructuras construidas para poder llevar a cabo las investigaciones pertinentes sobre la desnitrificación de las salmueras (apartado V), se describen algunos ensayos previos a escala de laboratorio, ya finalizados, y los ensayos más avanzados que se están llevando a cabo en la Estación Experimental Agroalimentaria "Tomás Ferro" de la Universidad Politécnica de Cartagena (apartado VI).

El sistema de biorreactores con biomasa para la desnitrificación se basa en utilizar astillas de madera u otros materiales ligno-celulósicos de escaso coste procedentes de rechazo de otras actividades (paja, mazorcas, cáscaras, restos de podas, etc.) como fuente de carbono para que los microorganismos puedan completar la desnitrificación en un contenedor, recipiente o depósito en el que se mantiene la salmuera estancada durante el tiempo suficiente. El aporte de carbono facilita la respiración microbiana aerobia, lo que causa un descenso del nivel de oxígeno disuelto y activa a los microorganismos anaerobios facultativos, que al no disponer de oxígeno suficiente utilizan el nitrato (NO_3^-) como fuente aceptora de electrones, transformándolo en N_2 a través del proceso de desnitrificación. Este sistema está siendo ensayado en numerosas partes del mundo, pero fundamentalmente se está desarrollando técnicamente en el medio-oeste de Estados Unidos, en donde está siendo utilizado a gran escala para la desnitrificación de drenajes agrícolas.

Tras unos ensayos preliminares en laboratorio sobre la utilización de diferentes sustratos para la desnitrificación en biorreactores (apartado VI.1) en los que se ensayó con pulpa de algarroba, hueso de aceituna, cáscara de almendra y astillas de cítrico, se comprobó que ésta última fuente de carbono era la más idónea para iniciar ensayos a mayor escala, debido a que la salmuera en contacto con dicho sustrato durante varias horas mantiene una combinación de potencial redox (Eh)/pH idóneos para la desnitrificación. De hecho las disminuciones de las concentraciones de nitrato así lo confirmaron.

Encontrada una fuente de carbono económica y, a priori, idónea para la desnitrificación se diseñaron los dos ensayos a mayor escala que se describen en este informe (apartado V.2), uno con biorreactores rectangulares (142 cm x 108.5 cm x 85 cm), del que se cuenta con datos de 18 semanas de funcionamiento, y otro con biorreactores cilíndricos de menor superficie y mayor profundidad (80x120 cm), que se puso en marcha más tarde y lleva hasta el momento de la redacción del informe 8 semanas de funcionamiento. Tan sólo en estos dos ensayos (sin tener en cuenta los de laboratorio) se han tomado 1.345 muestras de salmuera para el análisis de nitrato, nitrito, amonio e iones mayoritarios (835 en los biorreactores rectangulares y 510 en los cilíndricos). En 218 de esas mismas muestras se ha analizado también el carbono orgánico soluble (COS) y el nitrógeno total soluble (TNS) (170 muestras en los rectangulares y 48 en los cilíndricos). Por otro lado, durante las 18 semanas de ensayo en los biorreacotores rectangulares se han tomado 1.560 medidas de cada uno de los parámetros de Tª, pH y Eh y 224 medidas de oxígeno disuelto y de conductividad eléctrica (CE). Durante las 8 semanas de ensayo en los biorrectangulares cilíndricos se han tomado 864 medidas de cada uno de los parámetros de Tª, pH, Eh, oxígeno disuelto y de CE.

Los materiales y métodos, el procedimiento para la toma de muestras, la monitorización de las salmueras en los biorreactores (Tª, pH, Eh, oxígeno disuelto y CE) y los métodos analíticos empleados se describen en los apartados VI.2.2 a VI.2.4.

En el apartado VI.2.5 se describen los resultados obtenidos, para concluir en el siguiente apartado (VI.2.6.) que los biorreactores de madera son un sistema muy eficaz y sostenible para la desnitrificación en origen de las salmueras en el Campo de Cartagena con tiempos de retención de tan solo 24 horas (valores medios de desnitrificación del 89%). El gran número de muestras analizadas y el hecho de que las tendencias en el comportamiento del sistema se repitan tanto a nivel de laboratorio como a mayor escala en los dos distintos tipos de biorreactores ensayados dan robustez a los resultados.

Se concluye que también es necesario implementar una fase de experimentación con este tipo de biorreactores a escala de finca en diferentes explotaciones agrícolas con pozos autorizados que extraigan distintos caudales y tipos de salmuera (con diferente salinidad y concentración de nitratos). En estas explotaciones se seguiría monitorizando el funcionamiento del sistema a largo plazo para obtener el máximo de información que sirva para las mejoras adicionales que se pudieran implementar (utilización de otras fuentes de carbono, diferentes tamaños de astillas, siembra de microorganismos, control de temperatura, etc.).

Por último, tras el apartado de referencias bibliográficas (apartado VII), se presenta un anexo que, en base a los resultados de los ensayos y en la bibliografía científica disponible, contiene el diseño de un biorreactor con astillas de madera de cítrico a escala de finca agrícola para tratar 60 m^3 de salmuera al día.

II. PROBLEMÁTICA MEDIOAMBIENTAL DEL CAMPO DE CARTAGENA

El campo de Cartagena dispone de unas 40.000 ha de regadío abastecidas por el trasvase Tajo-Segura, por plantas desaladoras de agua de mar y por aguas de pozo. La insistente sequía de los últimos años, combinada con la disminución del agua del trasvase y la insuficiente producción de agua marina desalada, ha generado el incremento del consumo de aguas de pozo, fundamentalmente extraídas del acuífero del Cuaternario. Este agua no tiene una calidad suficiente como para ser utilizada directamente como agua de riego, especialmente por su elevado contenido en sales, entre ellas nitratos. Para hacerla apta para riego se instalaron toda una serie de desalobradoras en el campo de Cartagena que tratan el agua de pozo mediante procesos físicos de ósmosis inversa que generan dos corrientes de agua: una de permeado, con un nivel de sales muy bajo y apta para su uso como agua de riego, y otra de rechazo (la salmuera), que contiene las sales concentradas. Las sales más problemáticas de esta salmuera son los nitratos (200 - 300 mg L^{-1}), que provocan que vertida en cauces y cuerpos de agua genere problemas de eutrofización.

La pérdida de calidad de las aguas por contaminación debido a elevadas concentraciones de nitratos es un problema a escala mundial que no afecta solamente a la disponibilidad de agua para riego y consumo humano, sino que incide negativamente en los ecosistemas acuáticos que se ven afectados por los vertidos de estas aguas contaminadas y/o eutrofizadas.

El impacto de los nitratos sobre el Mar Menor ha sido documentado en abundantes estudios científicos, muchos de ellos recopilados en trabajos de síntesis como los de Cabezas & Martínez, 2009 y el de León & Bellido, 2016, así como en el Informe Integral Sobre el Estado Ecológico del Mar Menor (2017) emitido por el Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor. En dicho informe García Arostegui y colaboradores indican que el contenido medio de nitratos en pozos del Cuaternario cercanos al Mar Menor supera los 200 mg L^{-1}. Dichos autores estiman que la cantidad de nitratos que entran al Mar Menor por esta procedencia podría oscilar entre las 1.000 t $año^{-1}$ y las 13.600 t $año^{-1}$ en función de cuál sea la descarga real del acuífero en el Mar Menor.

Posteriormente, Barberá y Sallent (2017) monitorizaron las entradas de agua superficial en todo el perímetro de la laguna en febrero y marzo de 2017 y establecieron que la entrada de aguas cargadas de nitratos a la laguna se produce no sólo a través de la Rambla del Albujón, sino por numerosas filtraciones superficiales localizadas por la periferia la laguna (de origen diverso) y de forma difusa por descarga subsuperficial. Las concentraciones de nitratos ligadas a los vertidos de desalobradoras no fueron excepcionalmente más altas que en los flujos procedentes del acuífero o de

drenajes agrícolas, por lo que el problema de contaminación de la laguna no se circunscribe únicamente a la operación de las plantas desalobradoras.

Tal y como se ha comentado, esta problemática relativa a la contaminación de ecosistemas acuáticos por nitratos disueltos en aguas de drenajes agrícolas es prácticamente universal. Por ejemplo, en las aguas del Golfo de México existen gravísimos problemas de anoxia generados por la eutrofización que causan las elevadas concentraciones de nitratos de origen agrícola que arrastra el río Mississippi (United States Environmental Protection Agency, 2011). Como detallaremos más adelante, esta situación ha despertado el interés de agencias americanas por implementar medidas apropiadas para la desnitrificación de las aguas en los últimos años, apostando por sistemas como los biorreactores de madera, debido a su buena relación coste-beneficio.

III. CREACIÓN DE LA CÁTEDRA UPCT-FECOAM-COAG-CAIXABANK DE AGRICULTURA SOSTENIBLE PARA EL CAMPO DE CARTAGENA

La Cátedra de Agricultura Sostenible para el Campo de Cartagena nace en marzo de 2017 por iniciativa de las empresas y organizaciones agrícolas ante la necesidad de dar respuesta a toda una serie de retos de sostenibilidad que se nos presenta ante un medio ambiente cambiante y muy presionado por la superpoblación humana que necesita cada vez más recursos alimenticios. Son varias las líneas de trabajo a abordar desde la cátedra para contribuir a la sostenibilidad de nuestra agricultura, pero, teniendo en cuenta que la disponibilidad de agua limpia y el mantenimiento de la calidad de los suelos son factores clave para el futuro de la agricultura, los retos del uso eficiente del agua, la desnitrificación de las aguas del acuífero del Cuaternario, la reducción de la producción de salmuera y el uso más racional de los abonos nitrogenados son las líneas que la cátedra ha marcado como prioritarias, sin olvidar los programas de fomento de la biodiversidad y de búsqueda de sistemas de cultivo alternativas que se irán poniendo en marcha próximamente.

IV. PRIORIDADES DE INVESTIGACIÓN Y ESTADO DE CONOCIMIENTO

Para contribuir a alcanzar estos objetivos prioritarios de la cátedra, se han puesto en marcha dos proyectos de investigación y desarrollo tecnológico:

a) un proyecto piloto enfocado a implementar en el Campo de Cartagena sistemas de desnitrificación con biorreactores de madera, que reducirían tanto el contenido de nitratos de las salmueras rechazo de las desalobradoras como los nitratos de las aguas de drenaje agrícola o de escorrentía y la concentración de nitratos de las aguas del acuífero.
b) un segundo proyecto para la optimización y evaluación del funcionamiento, un prototipo desarrollado por INSAL-ECOGEST para la reducción de salmueras y su valorización como subproducto en busca de la consecución del objetivo "vertido cero".

En el presente informe no se presentan datos de este segundo proyecto porque, aunque desde noviembre de 2017 se ha avanzado en el desarrollo del proceso y de nuevos anti-incrustantes, aún no han comenzado las pruebas de validación que llevará a cabo personal investigador de la UPCT.

IV.1 Estado de conocimientos sobre sistemas de desnitrificación con biorreactores de madera

Ya se ha comentado que la eutrofización de las aguas por contaminación debido a elevadas concentraciones de nitratos es un problema a escala mundial, poniendo como ejemplo el río Mississippi y el Golfo de México (Figura 1). El Golfo de México recibe por medio del río Mississippi drenajes agrícolas y ganaderos con nitratos procedentes de diferentes estados del medio oeste de EEUU como Minnesota, Iowa, Illinois, Wisconsin, Missouri, entre otros, lo cual provoca una elevada carga de nutrientes en el agua, incluidos el nitrógeno y fósforo. Esto ha generado un área anóxica alrededor de la desembocadura del río considerada como la mayor 'zona muerta' del mundo (unos 22.700 km^2), según la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de EEUU (NOAA por sus siglas en inglés), que viene estudiando este fenómeno desde 1985 a través del monitoreo de los niveles de nitrógeno y fósforo en el río Mississippi.

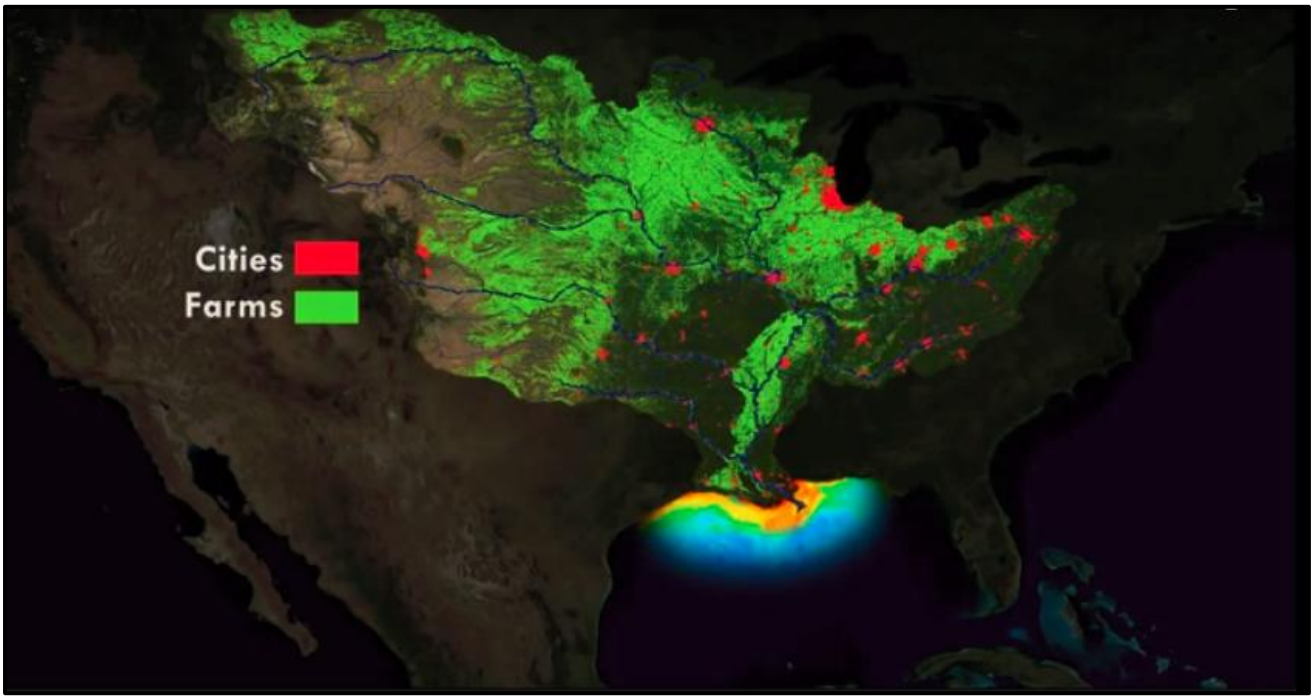


Figura 1. Zonas de drenaje al Golfo de México, a través del río Mississippi, 2009. Fuente: [https://www.nnvl.noaa.gov/MediaDetail2.php?MediaID=1062&MediaTypeID=3&ResourceID=104616]

Debido a este problema de eutrofización, en 1995 se comenzó a trabajar con biorreactores de astillas de madera en Illinois, con el fin de ensayar métodos para de reducir la cantidad de nitratos que se vertían al río Mississippi. Junto a los primeros biorreactores de Illinois se construyeron otros en Canadá (Blowes, et al., 1994; Robertson & Cherry, 1995) y Nueva Zelanda (Shipper & Vojvodic-Vukovic, 1998). Según Christianson (2011), en los EEUU, Cooke, et al., (2001) fueron los primeros en explorar estos métodos para desnitrificar aguas procedentes de drenajes agrícolas en Illinois. En 2002 y 2006 se montaron biorreactores para tratamientos de drenaje en Iowa (Bhandari & Kult, 2010; Extension, 2006), implicándose en la construcción de al menos seis biorreactores más de la asociación de productores de soja de Iowa (ISA, 2010). Fundamentalmente, en la primera década del siglo XXI se desarrollaron numerosos trabajos de laboratorio, a escala piloto y a nivel de campo para estudiar los tiempos de retención hidráulica adecuados para la desnitrificación (Chun, et al., 2009; Greenan, et al., 2009; Christianson, 2011; Woli, et al., 2010; Hoover, et al., 2015; Lepine, et al., 2015; Pluer, et al., 2016) el efecto de la temperatura (Robertson & Merkley, 2009; Cameron & Schipper, 2010; Diaz, et al., 2003; Van Driel, et al., 2006a; Warneke, et al., 2011a; Christianson, 2011); los aspectos microbiológicos (Appleford, et al., 2008; Chun, et al., 2009; Moorman, et al., 2010; Robertson, et al., 2000; Andrus et al., 2010); las implicaciones del diseño o de la geometría de

los biorreactores (Doheny, 2002; Wildman, 2001; Christianson, et al., 2011; Christianson & Tyndall, 2011; Woli, et al., 2010; Addy, et al., 2016); la biomasa o fuente de carbono adecuada (Diaz, et al., 2003; Greenan, et al., 2006; Robertson, et al., 2005a; Cameron & Schipper, 2010; Schipper, et al., 2010b; Christianson, et al., 2010a); la longevidad de la fuente de carbono de los biorreactores (Blowes, et al., 2000; Moorman, et al., 2010, Long, et al., 2011; Schipper, et al., 2010b; (Robertson, et al., 2000); (Bock, et al., 2015) (Pluer, et al., 2016) así como sobre las preocupaciones relativas a las cargas orgánicas de los efluentes (Cameron & Schipper, 2010; Gibert, et al., 2008; McLaughlan & Al-Mashaqbeh, 2009); la posible formación de óxido nitroso (Elgood, et al., 2010; Moorman, et al., 2010; Warneke, et al., 2011b; Woli, et al., 2010) o de sulfhídrico por sulfato reducción (Blowes, et al., 1994; Robertson & Cherry, 1995; Robertson & Merkley, 2009; Van Driel, et al., 2006b).

De hecho, la reciente inclusión de biorreactores con astillas (Figuras 2 y 3) en las estrategias oficiales de reducción de nutrientes en varios Estados del medio oeste de EEUU (IDALS, 2014; Estrategia de Reducción de Pérdida de Nutrientes de Illinois, 2015; Minnesota PCA, 2014), así como la aceptación de los biorreactores para el tratamiento de nitrato en el drenaje agrícola como una práctica de conservación avalada por el Servicio Nacional de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA-NRCS, 2015) demuestra que hoy en día en ese país los biorreactores desnitrificadores son ya considerados una herramienta efectiva para reducir las cargas de nitrato en fuentes puntuales y difusas de aguas cargadas con dicho componente (Christianson & Schipper, 2016).



Figura 2. Construcción de un Biorreactor de astillas de madera en un campo de Iowa (EEUU). Foto: N.D. Bowman



Figura 3. Relleno de un biorreactor con astillas de madera (EEUU). Foto: Janith M. Chadrasoma.

En la actualidad, se están realizando biorreactores de astillas de madera en diferentes zonas del mundo, con diferentes condiciones climáticas o con diferentes tipos de agua, ya sean de drenaje de zonas cultivadas o incluso de aguas depuradas de acuicultura, por lo que es de esperar que en los próximos años el número de publicaciones científicas y el nivel de conocimientos sobre este tema siga aumentando de manera muy significativa.

Los biorreactores de madera se basan en utilizar astillas de madera u otros materiales ligno-celulósicos de escaso coste procedentes de rechazo de otras actividades (paja, mazorcas, cáscaras, restos de podas, etc.) como fuente de carbono para que los microorganismos puedan completar la desnitrificación en un contenedor, recipiente o depósito en el que se mantiene el agua estancada durante el tiempo suficiente. El aporte de carbono (imprescindible para que exista actividad microbiana) favorece la respiración microbiana aerobia, lo que causa un descenso del nivel de oxígeno disuelto (que se puede estimar a partir del potencial redox, Eh, el cual disminuye conforme se agota el oxígeno), que activa a los microorganismos anaerobios facultativos, que al no disponer de oxígeno suficiente utilizan el nitrato (NO_3^-) como fuente aceptora de electrones dando lugar a formas de nitrógeno gaseosas (N_xO y N_2) a través del proceso de desnitrificación. La tasa de reducción de nitratos obtenida con estos sistemas depende de muchos factores, pero puede llegar a ser muy elevada (90%).

La Figura 4 muestra los principales procesos implicados en la mineralización de la materia orgánica por la acción de los microorganismos conforme un sistema pasa de tener alto contenido en oxígeno (sistema óxico, no inundado), a bajo contenido en oxígeno (sistema subóxico, inundado), a ausencia de oxígeno (anóxico, sistema inundado). Como se aprecia, la desnitrificación forma parte de un conjunto de procesos interrelacionados que requieren, como se ha indicado, de materia orgánica y de microorganismos. Por tanto, para evaluar las consecuencias del funcionamiento de los biorreactores es necesario tener en cuenta y monitorizar el conjunto de procesos implicados en las transformaciones citadas, ya que junto a las bondades del sistema también se han descrito problemas y limitaciones. Entre ellas se encuentran: - la emisión de formas gaseosas de nitrógeno como los N_xO, si el proceso de transformación de NO_3^- en N_2 no se completa; - procesos de reducción de sulfatos, que pueden llevar a provocar malos olores si se desprende ácido sulfhídrico; - lixiviado de agua enriquecida en compuestos de carbono orgánico y nitrógeno solubles; - movilización de metales debido a la bajada del potencial redox. En este sentido es muy importante el control de los parámetros de operación, fundamentalmente, cantidad y calidad del carbono, pH y condiciones de óxido-reducción.

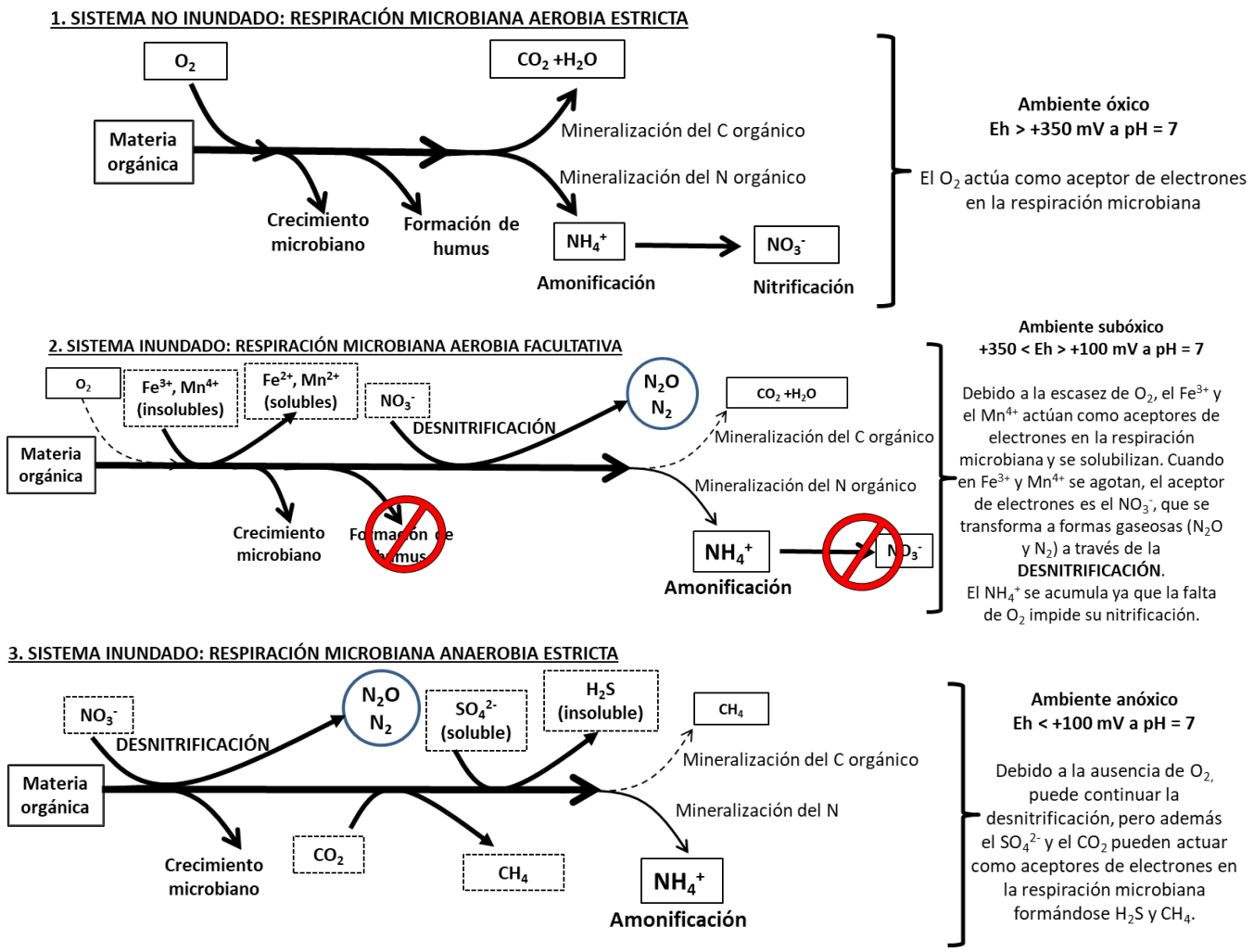


Figura 4. Esquema simplificado de la mineralización de la materia orgánica en sistemas con diferente grado de inundación, incluyendo las transformaciones del N y otros elementos y su relación con el potencial redox (Eh).

V. INFRAESTRUCTURAS PARA INVESTIGACIÓN DE LA CÁTEDRA DE AGRICULTURA SOSTENIBLE

La UPCT ha puesto a disposición de la Cátedra de Agricultura Sostenible tanto los laboratorios de investigación de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica (ETSIA) y el instrumental analítico del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) como los laboratorios y otras infraestructuras de la Estación Experimental Agroalimentaria "Tomás Ferro" (ESEA).

La ESEA "Tomás Ferro" es un centro en el que se complementan la actividad docente e investigadora desarrollada en diversos departamentos de la UPCT. En los últimos años, son unos 14 los Grupos de I+D de la UPCT que han llevado, y/o llevan, a cabo ensayos en la ESEA, grupos que se encuentran adscritos a los departamentos de Ingeniería de Alimentos y del Equipamiento Agrícola, Ingeniería Química y Ambiental, Ciencia y Tecnología Agraria y de Producción Vegetal, todos ellos pertenecientes a la ETSIA. Se encuentra situada en la localidad de La Palma, en pleno Campo de Cartagena, y, por tanto, en la cuenca hidrográfica del Segura. Dispone de unas 18 ha de superficie total, de las que actualmente sólo 10 están siendo utilizadas para investigación, docencia y huertos sociales. En ellas destacan las siguientes infraestructuras: 5 umbráculos (1.000 m^2); 14 invernaderos de policarbonato (2.000 m^2); 1 invernadero de cristal (140 m^2); 13 laboratorios y una planta piloto para tecnología de alimentos (3.500 m^2); 1 lisímetro de pesada; una estación meteorológica; dos embalses de agua para el riego (12.000 m^3); una colección de frutales y cítricos (7.180 m^2); una colección de planta autóctona para jardinería (2.500 m^2); una parcela experimental de almendro (14.200 m^2) y terreno de cultivo al aire libre (60.000 m^2).

V.1 Apertura del pozo del acuífero Cuaternario e instalación de la desalobradora

Aunque el agua para el riego en la ESEA procede mayoritariamente del trasvase Tajo-Segura, en febrero de 2011 la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS) autorizó a la UPCT la ejecución de un sondeo en la ESEA para el aprovechamiento de un volumen de 5.850 m^3 $año^{-1}$ de aguas subterráneas con destino exclusivo a cultivos experimentales. Dicho sondeo fue ejecutado en noviembre de 2011, con una profundidad de 62 m y un caudal aproximado de 10 L s^{-1}. Esta captación del acuífero quedó inscrita en la Sección B, Tomo 7, Hoja 1397 de Registro de Aguas de la CHS.

Dada la salinidad del agua del pozo, no apta para riego, un año después se instaló una planta desalobradora por ósmosis inversa (Figura 5) con capacidad para desalar unos 110 m^3 d^{-1}. Dicha desalobradora fue precintada en julio de 2016 por la CHS, pero, a raíz de la creación de la cátedra y para poder poner en marcha las líneas de investigación relativas a la desnitrificación y reducción de salmuera, dicha cátedra solicitó la reapertura de la desalobradora, que fue reabierta, de modo excepcional y con carácter experimental, en septiembre de 2017 por la misma CHS. Los análisis realizados al agua de pozo indican una conductividad eléctrica aproximada de 7 dS m^{-1} y una concentración de nitratos entorno a los 70-75 mg L^{-1}.



Figura 5. Imagen de la desalobradora de la ESEA "Tomás Ferro"

V.2 Instalaciones construidas a raíz de la reapertura de la desalobradora para la puesta en marcha de las líneas de investigación.

Como requisito previo a la reapertura de la desalobradora, la CHS exigió la construcción de una balsa para almacenar temporalmente los efluentes de los tratamientos a ensayar. Dichos efluentes deberán ser retirados y transportados para su adecuado tratamiento por una empresa autorizada una vez la balsa se llene. Dada la importancia de las líneas de investigación planteadas para la recuperación ambiental del Mar Menor y para la agricultura del Campo de Cartagena, la UPCT consideró adecuado financiar la construcción de dicha balsa, que está impermeabilizada y cuenta con sistemas de detección de fugas para garantizar la estanqueidad de la misma.

La balsa tiene una capacidad de algo más de 500 m^3 y cumple con todas las prescripciones técnicas que para este tipo de construcciones dictó la Dirección General de Medio Ambiente del Gobierno de la Región de Murcia. Asimismo, la UPCT financió tanto la construcción de una solera de hormigón impermeabilizada sobre la que se instalaron los biorreactores y las tuberías de conducción de salmueras como la de un porche metálico a un agua de algo más de 120 m^2 que proteja de la lluvia los biorreactores (Figuras 6, 7 y 8).

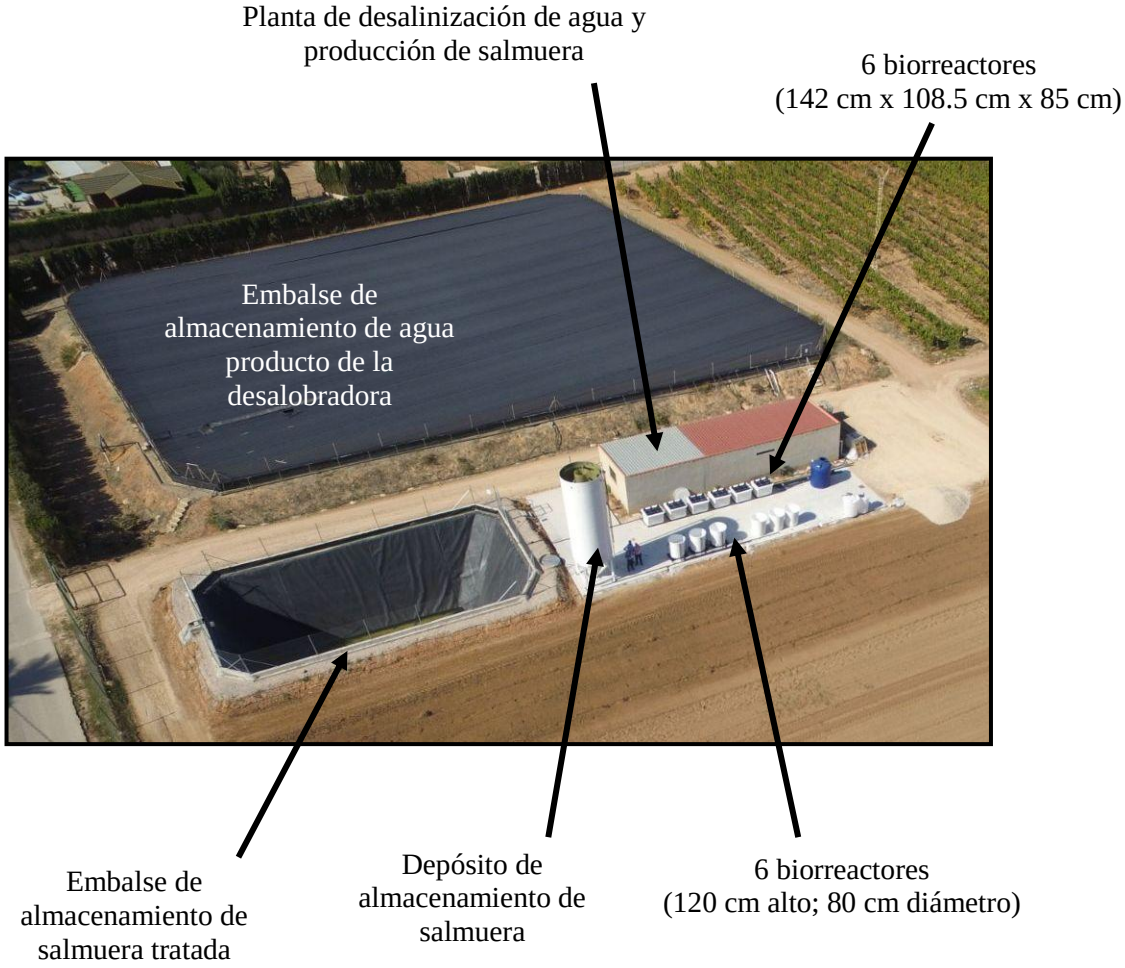


Figura 6. Imagen del montaje de 12 biorreactores (depósitos de unos 1.000 L de capacidad aproximadamente) sobre la solera de hormigón impermeabilizada junto a la caseta de la desalobradora. La balsa más pequeña corresponde a la construida para el almacenamiento de los efluentes. El embalse grande que aparece en la parte superior de la fotografía recoge agua del trasvase Tajo-Segura



Figura 7. Imagen de los doce biorreactores ya instalados para la desnitrificación de las salmueras



Figura 8. Estado actual de las instalaciones con el porche metálico construido

VI. ENSAYOS DE DESNITRIFICACIÓN DE SALMUERAS CON BIORREACTORES DE MADERA

Se describen en este apartado los dos grupos de ensayos realizados hasta la fecha dentro de esta línea de investigación.

VI.1 Ensayos preliminares de laboratorio sobre la utilización de diferentes sustratos en biorreactores para desnitrificación de salmueras

En Julio de 2017 se llevaron a cabo los primeros ensayos de laboratorio para testar la viabilidad potencial de distintos sustratos de origen vegetal como fuente de carbono en los biorreactores. En aquel momento no se contaba con salmuera procedente de desalobradoras, ya que éstas estaban clausuradas, por lo que se fabricó una salmuera tipo en el laboratorio. Los ensayos fueron muy breves y sencillos por la dificultad de elaborar en laboratorio las grandes cantidades de salmuera que se hubieran necesitado para ensayos más completos y prolongados. Por tanto, los resultados fueron considerados como orientativos y dejaron claro la necesidad de un trabajo detallado y en profundidad a una escala mayor que considerara diversos diseños a nivel de campo para corroborarlos y fundamentarlos con mucha mayor solidez. No obstante, estos primeros ensayos permitieron al menos detectar la potencialidad que podría tener la madera de cítricos como la idónea para poner en marcha un segundo ensayo en biorreactores de mayor tamaño cuando estuviera disponible la desalobradora de la ESEA Tomás Ferro.

VI.1.1 Objetivos

El objetivo general de los primeros ensayos fue determinar indicios sobre la viabilidad de cuatro sustratos de origen vegetal que pudieran utilizarse como fuentes de carbono en los biorreactores: cáscara de almendra, troceado de algarroba, huesos de oliva y astillas de cítricos (Figuras 9, 10 y 11).



Figura 9. Biorreactor con astillas de cítricos utilizados en el Ensayo 1



Figura 10. Biorreactor con hueso de oliva utilizados en el Ensayo 1



Figura 11. Biorreactor con cáscaras de almendra utilizados en el Ensayo 1

Para alcanzar este objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1) Obtener una caracterización básica la cáscara de almendra, el troceado de algarroba, los huesos de oliva y las astillas de cítricos como posibles sustratos para utilizar en los biorreactores de desnitrificación, considerando algunas de sus características físicas y químicas y su coste.

2) Valorar en qué medida los cuatro sustratos seleccionados podrían ser una fuente de carbono orgánico utilizable por los microorganismos en el proceso de desnitrificación.

3) Determinar si los aportes de carbono orgánico generados por los sustratos irían acompañados de aportes de nitrógeno y estimar qué cuantía.

4) Hacer una primera valoración de la persistencia de los aportes de carbono orgánico y nitrógeno tras sucesivos lavados que simulen ciclos de funcionamiento de los biorreactores.

5) Hacer una primera valoración de la eficiencia de los cuatro sustratos citados en la desnitrificación.

VI.1.2. Material y métodos

Caracterización de los sustratos

Se midieron dos parámetros físicos de los sustratos:

Densidad aparente. Se rellenó un recipiente de volumen conocido con el sustrato correspondiente y se pesó. La relación entre masa y volumen es la densidad aparente, expresada en kg m^{-3}.

Porosidad. Se determinó rellenado vasos de un volumen conocido con cada uno de los sustratos y añadiendo luego agua hasta completar el volumen. El volumen de agua añadido corresponde al volumen de huecos entre las partículas sólidas y por tanto a la porosidad.

Los parámetros químicos que se analizaron fueron el pH, la conductividad eléctrica, los contenidos en nitratos y los contenidos en carbono orgánico y nitrógeno total solubles. Todos estos parámetros se analizaron en extractos acuosos realizados con agua destilada por el mismo procedimiento que para las medidas de porosidad, tras un tiempo de ≈30 minutos de contacto entre el agua y los sustratos.

Descripción de los ensayos de desnitrificación

Se realizaron tres ensayos en laboratorio, siempre con tres repeticiones para cada tipo de sustrato:

Ensayo 1. Tuvo una duración de 96 horas y se trabajó con los cuatros sustratos citados (cáscara de almendra, troceado de algarroba, huesos de oliva y astillas de cítricos). Los biorreactores consistieron en garrafas de plástico de 20 L de capacidad que se rellenaron con cada uno de los sustratos y se inundaron con salmuera. Se introdujo en cada bioreactor un electrodo de pH y otro de potencial redox (Eh) y se midieron ambos parámetros tras 1, 24 y 96 horas de estar inundados. Se extrajeron muestras de los biorreactores a las 6 y 36 horas de haberlos inundado, en las que se analizaron los contenidos en carbono orgánico soluble (COS) y nitrógeno total soluble (NTS).

Ensayo 2. Al finalizar el Ensayo 1 se vaciaron completamente las garrafas y se colocaron los cuatro sustratos en nuevos biorreactores, esta vez consistentes en contenedores de 20 L de capacidad, que se volvieron a inundar con salmuera (Figuras 12 y 13). Debido a las dificultades para trabajar con las garrafas, y a fin de aumentar el intercambio de gases entre la atmósfera y los biorreactores, se decidió cambiar el tipo de contenedor en este segundo ensayo. Durante este segundo ensayo se optó por tomar los datos de pH y Eh a los 5 minutos (tiempo t=0) y a las 2, 4, 6, 8 10 y 24 horas tras la inundación y recoger muestras para el análisis de NO_3^-, COS y NTS a los 30 minutos, 6 y 10 horas.



Figura 12. Biorreactores utilizados en el Ensayo 2

Ensayo 3. En base a los resultados del Ensayo 2, y debido a la escasez de salmuera disponible, se optó trabajar únicamente con las astillas de cítricos. Para ello se vaciaron nuevamente los biorreactores y se volvieron a inundar con salmuera. Esta vez se tomaron datos de pH y Eh y se recogieron y analizaron (NO_3^-, COS y NTS) muestras de salmuera a los 30 minutos y 2, 4, 6, 8 y 24 horas de haber inundado los biorreactores.



Figura 13. Biorreactor con astillas de cítricos utilizado en los Ensayos 2 y 3. Se aprecia un termómetro digital que se utilizó para medir la temperatura

Métodos de medida y de análisis

- pH y potencial redox (Eh). Se utilizaron los electrodos adecuados acoplándolos a un equipo portátil Eh/pH–metro (Crison 507) previamente calibrado. Las medidas del Eh fueron corregidas de acuerdo a Vepraskas & Faulker, 2001, añadiendo +200 mV al voltaje medido (valor de referencia del electrodo de Ag/AgCl a 20 °C).

- Temperatura. Durante los ensayos 2 y 3 se tomaron regularmente medidas de temperatura del interior de los biorreactores por medio de un termómetro digital.

- Conductividad eléctrica (CE). Se midió con un conductivímetro (CRISON EC–Metro GLP 31+) previamente calibrado, a 25ºC. La cantidad aproximada de sal en la salmuera se calculó por la ecuación: Sal (mg L^{-1}) = 640 * CE (dS m^{-1}).

- Carbono orgánico soluble (COS) y nitrógeno total soluble (NTS). El COS representa la cantidad de materia orgánica soluble. Sin embargo, el NTS incluye tanto nitrógeno orgánico (el que forma parte de la materia orgánica soluble) como inorgánico (fundamentalmente N de amonio, $N\text{-}NH_4^+$, y de nitrato, $N\text{-}NO_3^-$). Se midieron en un analizador de carbono y nitrógeno LECO serie 628 del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la UPCT.

- Nitrato (NO_3^-). Se determinó según la metodología propuesta por AOAC (1975) en un espectrofotómetro de doble haz de luz (Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer), con cubetas de cuarzo, a dos λ en la región del ultravioleta (220 y 275 nm), previa adición de HCl 1N para eliminar la posible interferencia por presencia de carbonatos. A 220 nm absorben los NO_3^- y la materia orgánica presente en la muestra. A 275 nm absorbe únicamente la materia orgánica, pero la mitad que a 220 nm. La absorbancia debida a los NO_3^- ($A_{corregida}$) se calculó mediante la ecuación:

$$A_{corregida} = A_{220} - (A_{275} * 2)$$

$A_{corregida}$: absorbancia corregida (nm)

A_{220}: absorbancia debida a los NO_3^- y a la materia orgánica (nm)

A_{275}: absorbancia debida a la materia orgánica (nm)

Hay que indicar que si la corrección en el valor de la absorbancia debida a la materia orgánica (λ = 275 nm) es superior al 10 % del valor obtenido a 220 nm, la interferencia puede llevar a cierta imprecisión en la determinación de NO_3^-. En el caso de las muestras analizadas, los elevados contenidos en carbono soluble obligaron a realizar importantes diluciones a fin de reducir al máximo la interferencia, lo que puede llevar, a su vez, a cierto error inherente a la dilución.

Para expresar la concentración de NO_3^- como N de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) se tuvo en cuenta el peso atómico del N (14 g) y el peso molecular del NO_3^- (62 g) (cada 62 g de NO_3^- contienen 14 g de N).

VI.1.3 Resultados y discusión

Características físicas y químicas de la salmuera y los sustratos

Las características de la salmuera utilizada fueron: CE = 19 dS m^{-1} (≈12 g L^{-1} de sal); pH = 7,55; NO_3^- = 350 mg L^{-1}. Estos parámetros están en los rangos habituales para la salmuera producida en la zona, con elevada salinidad, pH ligeramente por encima de la neutralidad y contenido de NO_3^- entre 300 y 400 mg L^{-1}.

La Tabla 1 recoge las características de los sustratos utilizados en los ensayos.

Tabla 1. Características de los sustratos utilizados en los ensayos. CE: conductividad eléctrica (CE); COS: carbono orgánico soluble; NTS: nitrógeno total soluble; $N\text{-}NO_3^-$: nitrógeno de nitrato; NOS: nitrógeno orgánico soluble calculado como: NOS=NTS – N de NO_3^-. Los valores son la media ± error estándar (N=3).

	Densidad aparente	Porosidad	CE	pH	COS	NTS	$N\text{-}NO_3^-$	Relación COS/NOS
	(kg m^{-3})	(% volumen)	(dS m^{-1})		mg kg^{-1}			
Cáscara de almendra	317	56,5±1,50	2,42	5,21	7.305±732	284±60	167±2,1	62
Troceado de algarroba	482	34,7±2,75	5,30	4,74	5.3449±92	1.693±32	240±4,3	37
Huesos de oliva	726	34,7±2,75	11,54	5,30	5.059±359	255±15	165±0,9	56
Astillas de cítricos	192	65±0	1,09	6,73	517±22	61±7	15±3,3	11

Como se observa, las menores densidades aparentes y las mayores porosidades las tuvieron la cáscara de almendra y las astillas de cítricos. El troceado de algarroba tuvo menor densidad aparente que los huesos de oliva, pero ambos presentaron igual porosidad. Esto se debió a que el troceado de algarroba fue capaz de retener un 32% del agua que se le añadió, mientras que los huesos de oliva únicamente el 6%. Esto indica que prácticamente todo el agua añadida a los biorreactores con huesos de oliva quedó en los espacios entre los huesos. Sin embargo, para la algarroba una parte sustancial fue absorbida por el sustrato y debido a esto se hinchó aumentando el volumen que ocupaba e impidiendo que se pudiera añadir más agua a los vasos en los que se realizaron los test de porosidad.

En cuanto a la salinidad, los huesos de oliva presentaron la CE más elevada (≈11 dS m^{-1}) seguidos del troceado de algarroba (≈5 dS m^{-1}) y a continuación la cáscara de almendra y las astillas de cítricos. A pesar de que estos extractos (que recordemos se hicieron con agua destilada) tuvieron valores de CE elevados, fueron siempre muy inferiores a los de la salmuera. En cuanto al pH, todos los sustratos produjeron un efecto de acidificación, que fue muy intenso en la cáscara de almendra, el troceado de algarroba y los huesos de oliva, que alcanzaron valores de pH ≈5. Probablemente estos pHs tan ácidos estuvieron relacionados con las elevadas concentraciones de carbono que se solubilizó cuando se mezclaron los sustratos con agua destilada, como indicaron las altas concentraciones de COS, sobre todo para el troceado de algarroba (≈ 53.500 mg kg^{-1}). Las astillas de cítricos tuvieron la menor concentración de COS y también los pHs más elevados.

Como era de esperar, dadas las altas concentraciones de COS, el NTS fue también elevado, sobre todo en el troceado de algarroba (≈ 1.700 mg kg^{-1}). Igual que con el COS, las astillas de cítricos también tuvieron el menor contenido de NTS (≈ 61 mg kg^{-1}). Al estimar la razón COS/NOS, el valor más bajo se obtuvo en las astillas de cítricos, lo que facilitaría su utilización como sustrato para los microorganismos. Hay que aclarar que el NOS se ha estimado restando al NTS el N-NO_3^-. Esto conlleva un cierto error ya que el N inorgánico incluye también el N-NH_4^+ y éste no se ha tenido en cuenta. No obstante, se ha optado por hacer este cálculo para obtener un dato estimativo de la ratio COS/NOS que ayude a interpretar el funcionamiento de los biorreactores.

Ensayos de desnitrificación

Ensayo 1

En este primer ensayo de adición de salmuera se corroboró que los sustratos producen un efecto de acidificación en la primera hora tras adicionarle una solución acuosa (en este caso la salmuera) (Figura 14). La caída brusca inicial del pH tendió a ir estabilizándose entre las 24 y 96 horas, excepto en los biorreactores con troceado de algarroba en los que siguió bajando.

Los valores de Eh indicaron que a las 24 h ya existían condiciones anóxicas en los biorreactores con huesos de oliva y astillas de cítricos, alcanzándose valores mínimos de ≈ - 200 mV en éstos últimos. Los biorreactores con cáscara de almendra y troceado de algarroba se mantuvieron entre +200 y + 350 mV.

Las concentraciones de COS y NTS a las 6 horas de inundación (Figura 15) fueron similares a las obtenidas en las pruebas realizadas con agua destilada para caracterizar los sustratos (Tabla 1). A las 36 horas de haber inundado los biorreactores, las concentraciones habían disminuido, sobre todo para el troceado de algarroba, los huesos de oliva y las astillas de cítricos. Aunque las condiciones de acidez que se han descrito perjudicarían la actividad de los microorganismos, la disminución del Eh indica la existencia de dicha actividad, lo que debió provocar el consumo de parte del carbono soluble, lo que también se corrobora por la caída del Eh, que como ya se explicó en la introducción es un parámetro indicativo del consumo de oxígeno.

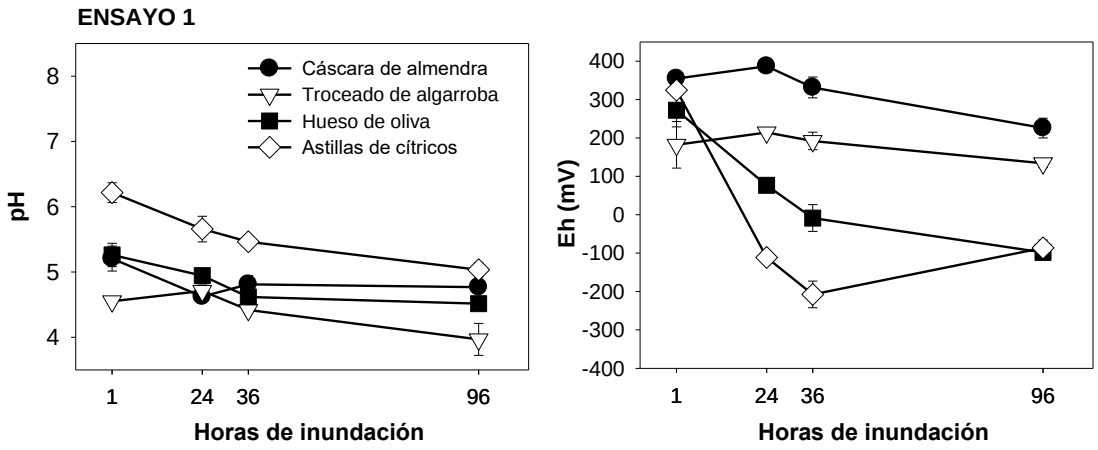


Figura 14. Evolución del pH y Eh durante las 96 horas que duró el primer ensayo de inundación con salmuera. Los valores son la media ± error estándar. N=3.

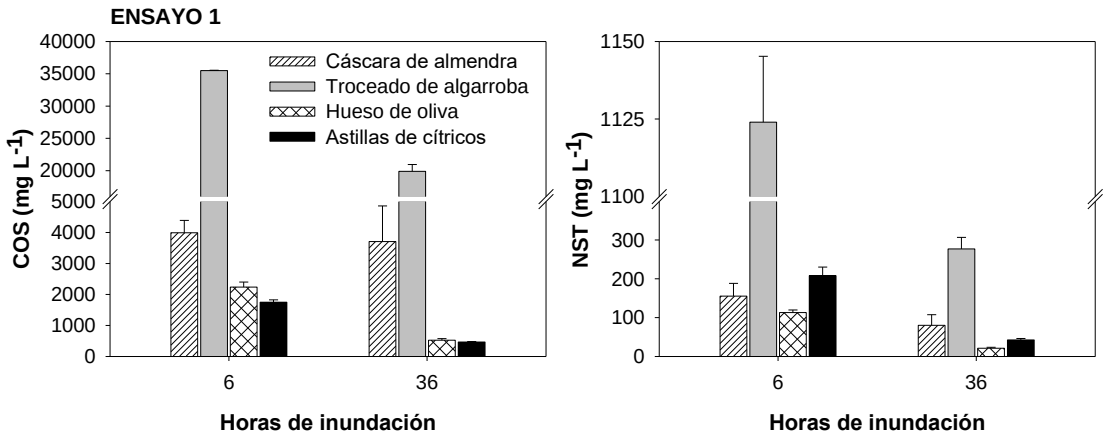


Figura 15. Concentraciones de COS y NTS a las 6 y 36 horas del comienzo del primer ensayo de inundación con salmuera. Los valores son la media ± error estándar. N=3

Las elevadísimas concentraciones de COS hicieron inviable la medida fiable de las concentraciones de NO_3- y por tanto se desistió de su análisis en este ensayo. En todo caso, es inviable utilizar los sustratos en estas condiciones ya que los efluentes de los biorreactores tendrían cantidades ingentes de COS y NTS y causarían un problema si no fuesen tratados para su depuración.

Ensayo 2

Una vez que se vaciaron los biorreactores tras la realización del primer ensayo, se procedió a llenarlos de nuevo con salmuera. En este caso las condiciones de pH iniciales fueron mucho más favorables (≈6,2-7) en los biorreactores con cáscara de almendra y con astillas de cítricos, aunque en la cáscara volvió a caer hasta ≈5,6 a partir de las 8-10 horas (Figura 16). En los biorreactores con huesos de oliva el pH se mantuvo entre 5,5 y 5 a lo largo de las 24 horas que duró el ensayo y en los de troceado de algarroba entre 4 y 3,8.

El Eh estuvo entre 0 y +200 mV para la cáscara de almendra, el troceado de algarroba y los huesos de oliva y por debajo de 0 para las astillas de cítricos, que habían alcanzado condiciones fuertemente anóxicas (Eh < - 200 mV) a partir de las 8 horas de ensayo (Figura 16).

La temperatura dentro de los biorreactores con cáscara de almendra, huesos de oliva y astillas de cítricos estuvo entre 28 y 29 ºC. En los de troceado de algarroba fue algo más alta, entre 30 y 33 ºC.

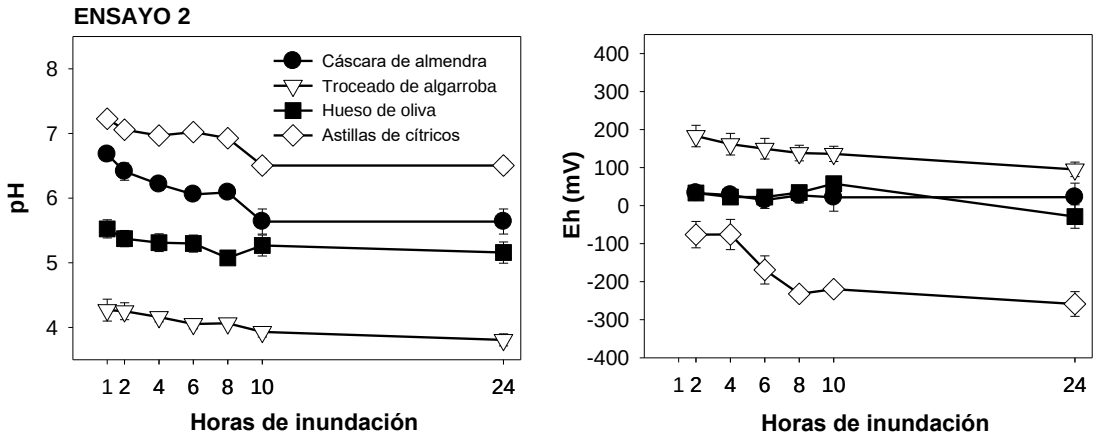


Figura 16. Evolución del pH y Eh durante las 24 horas que duró el segundo ensayo de inundación con salmuera. Los valores son la media ± error estándar. N=3

Las concentraciones de COS y NTS (Figura 17) fueron más bajas que durante el primer ensayo, lo cual era esperable ya que parte del carbono y nitrógeno solubles debieron ser lavados cuando se vaciaron los biorreactores. Además, el comportamiento de estos dos parámetros durante el Ensayo 2 fue diferente al observado durante el Ensayo 1: en prácticamente todos los biorreactores en lugar de disminuir, las concentraciones de COS y NTS aumentaron. Además, los huesos de oliva generaron más COS y NTS que la cáscara de almendra, al contrario de lo que había sucedido antes. Esto indica que el COS y NTS lavados al vaciar los biorreactores se fue reponiendo parcialmente conforme avanzó la inundación a causa de la solubilización de componentes solubles que contenían los sustratos.

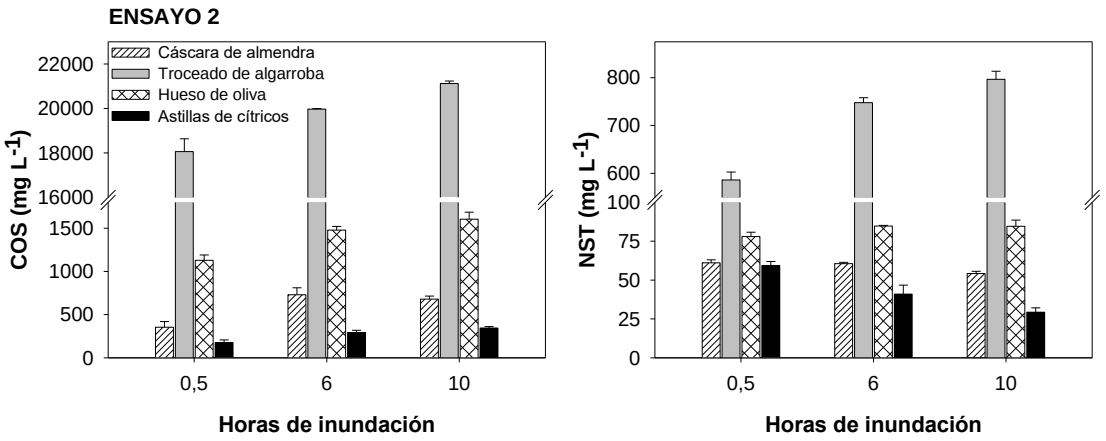


Figura 17. Concentraciones de COS y NTS a los 30 minutos (0,5 horas) y 6 y 10 horas del comienzo del segundo ensayo de inundación con salmuera. Los valores son la media ± error estándar. N=3

Acompañando al aumento de COS y NTS se produjo un incremento de NO_3^- en los biorreactores con troceado de algarroba, pero no en los de hueso de oliva en los que las concentraciones se mantuvieron más o menos constantes, ni en los de astillas de cítrico y cáscara de almendra, en los que el NO_3^- disminuyó a lo largo el ensayo (Figura 18). Estas disminuciones son indicativas de que se produjo desnitrificación en los dos últimos sustratos, lo que concuerda con el escaso incremento de COS observado en ellos (Figura 17), ya que para que exista desnitrificación los microorganismos deben consumir carbono. Dicha desnitrificación fue más intensa en las astillas de cítricos, en las que la concentración de NO_3^- ya había disminuido por debajo de los 50 mg L^{-1} a las 6 horas de haber inundado los biorreactores (pérdida del 80% de los nitratos a las seis horas en las astillas frente al 64% en la cáscara de almendra). Esto último concuerda con un ambiente más favorable para la actividad microbiana a pH ≈ 7 (Figura 20) y con una ratio COS/NOS más baja (Tabla 1). La mayor actividad microbiana en las astillas quedó reflejada en una mayor bajada del Eh (Figura 16) al consumirse más oxígeno.

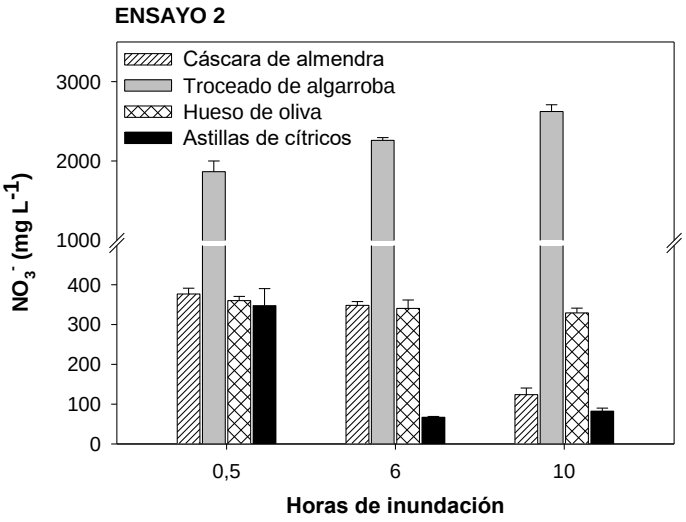


Figura 18. Concentraciones de NO3- a los 30 minutos y a las 6 y 10 horas del comienzo del segundo ensayo de inundación con salmuera. Los valores son la media ± error estándar. N=3

Ensayo 3

Como se indicó en la descripción de la metodología, en este tercer ensayo se utilizó únicamente como sustrato las astillas de cítricos. La evolución del pH y del Eh (Figura 19) fueron muy parecidas a las del Ensayo 2 (Figura 1). La temperatura estuvo entre 28 y 29ºC.

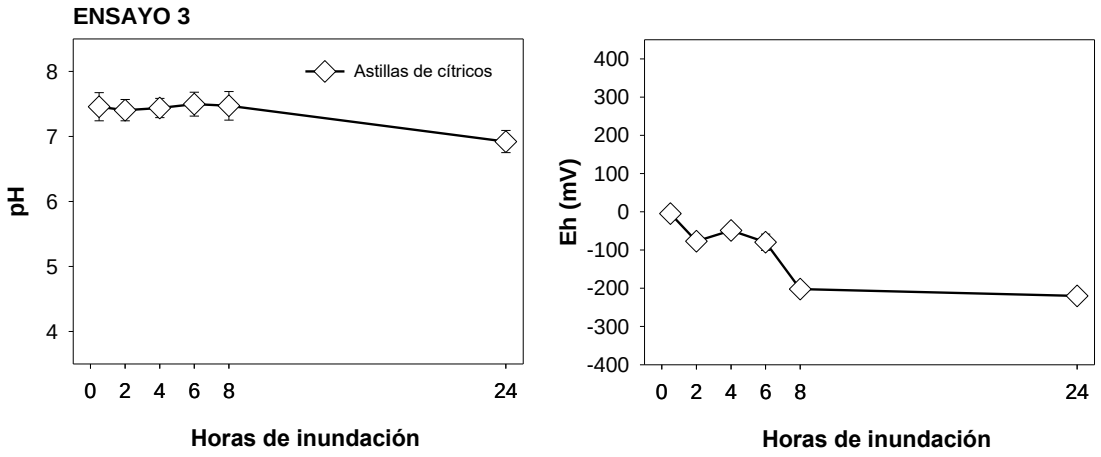


Figura 19. Evolución del pH y Eh durante las 24 horas que duró el tercer ensayo de inundación con salmuera, realizado únicamente con astillas de cítricos. Los valores son la media ± error estándar. N=3

Por tanto, una vez más se dieron condiciones adecuadas para la desnitrificación, como se demostró al observar la disminución en las concentraciones de NO_3^- a lo largo del ensayo (en un periodo de tan sólo seis horas se habían consumido el 95% de los nitratos) (Figura 20). Sin embargo, entre las 8 y 24 horas de inundación existió un incremento de concentración de NO_3^- que pasó de 25,7±0,6 a 65±1, lo que indica que hay que ser muy cauto en el manejo de los biorreactores y continuar trabajando para optimizar su rendimiento. Un funcionamiento en continuo que renueve la salmuera del biorreactor una vez desnitrificada podría contribuir a solucionar este problema.

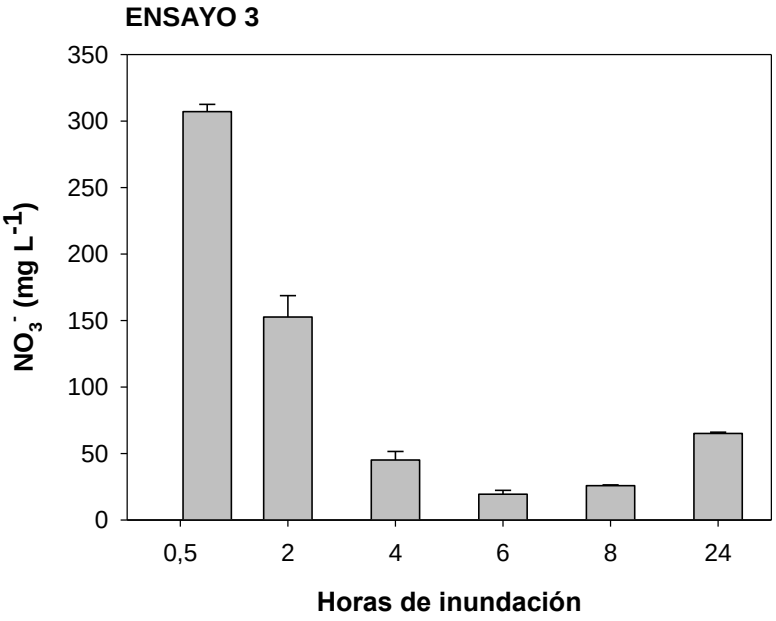


Figura 20. Concentraciones de NO3- a los 30 minutos (0,5 horas) y 2, 4, 6 y 8 horas del comienzo del tercer ensayo de inundación con salmuera, realizado únicamente con astillas de cítricos. Los valores son la media ± error estándar. N=3

Las concentraciones de COS y NTS en este tercer ensayo (Figura 21) fueron más bajas que en los dos primeros (Figuras 15 y 17). No obstante, igual que sucedió antes, ahora también se observó un aumento de la concentración de COS a lo largo del tiempo (Figura 21, lo que demuestra la liberación de compuestos orgánicos solubles al medio. Este aumento del COS fue de nuevo acompañado de cambios en el NTS. Esta vez, para comprender mejor el proceso que ocurrió en los biorreactores, se representaron las cantidades de N-NO_3^- y de N-orgánico como componentes del NTS (Figura 21). Como se observa, la disminución del NTS se debió a la disminución de la concentración de N-NO_3^-, ya que el N-orgánico aumentó desde el inicio de la inundación, lo cual era esperable a la vista del incremento en COS.

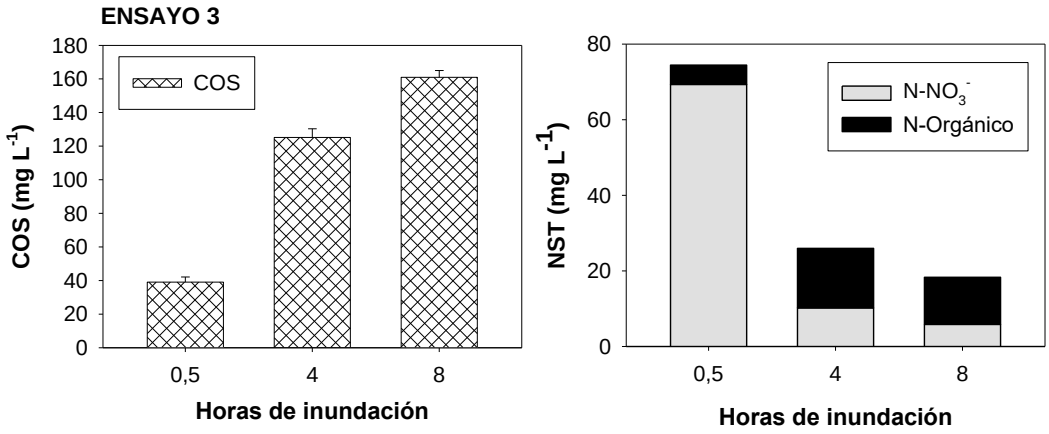


Figura 21. Concentraciones de COS y NTS a los 30 minutos (0,5 horas) y 4 y 8 horas del comienzo del tercer ensayo de inundación con salmuera, realizado únicamente con astillas de cítricos. Indicar que en la gráfica del nitrógeno total soluble (NTS) el N-NO3- corresponde a la cantidad de N que forma parte de la molécula de NO3- (N- NO3-) y que el N-Orgánico se ha calculado como la diferencia entre en NTS y el N- NO3-. Los valores son la media ± error estándar. N=3

Estimación económica del uso de los diferentes sustratos

Aunque la capacidad para desnitrificar, asociada a las características físico-químicas de los sustratos, será la que determine qué sustratos son idóneos para seguir ensayando con ellos, se ha incluido en este informe una estimación del costo de los diferentes sustratos ensayados. En la Tabla 2, junto a las características de densidad y porosidad se ha incluido una estimación de lo que costaría rellenar un biorreactor de unos 90 m^3 de capacidad (estimando que sería un tamaño suficiente para tratar en continuo el volumen de salmuera que pueda dar una desalobradora de tamaño standard).

Tabla 2. Relación peso/volumen, porosidad y coste económico de los diferentes sustratos utilizados

Sustrato	Porosidad (ml salmuera/litro sustrato)	Gramos/litro	Precio metro^3 (€)	Precio llenado reactor de 90m^3 de capacidad (€)
Cáscaras de almendra	580	317	19	1710
Troceado de algarroba	320	482	96	8640
Huesos de aceituna	320	726	36	3240
Astillas de cítricos	650	192	5,76	518

Según estas estimaciones los sustratos que más aptitud mostraron para la desnitrificación de la salmuera son los más económicos, especialmente las astillas de madera de cítricos. Teniendo en cuenta que la vida media de las astillas en los biorreactores puede llegar a los 20 años, según se cita en ensayos a largo plazo publicados en algunas revistas científicas, por ejemplo, Schipper, et al.,

2010b, el coste de la desnitrificación con estos sistemas sería extraordinariamente bajo. Esta ventaja económica permitiría complementar el uso de los biorreactores con otros sistemas de depuración a fin de eliminar las posibles cargas orgánicas y presencia de otros compuestos indeseados en los efluentes, si es que esto llegara a ser un problema que requiriera alguna técnica de limpieza.

VI.1.4 Conclusiones

En respuesta a los objetivos planteados en estos ensayos preliminares de laboratorio se puede concluir:

1) *Sobre la caracterización de los sustratos*. Considerando sus propiedades físicas y químicas medidas, se puede afirmar que las astillas de cítricos es el sustrato *a priori* más adecuado, aunque las cáscaras de almendra podrían ser una alternativa. El troceado de algarroba generó un medio extremadamente ácido y los huesos de oliva un medio muy salino, lo que puede perjudicar la actividad de los microorganismos y las características de los efluentes de los biorreactores.

2) *Los sustratos como fuente de carbono para la desnitrificación*. Todos los sustratos fueron capaces de aportar carbono orgánico soluble (COS), que serviría de sustrato para la actividad de los microorganismos. No obstante, las cantidades extremadamente elevadas de COS generadas por el troceado de algarroba lo descartan para ser utilizado en los biorreactores, al menos en las condiciones ensayadas en este trabajo. También fueron muy altas las concentraciones de COS en las cáscaras de almendra y en los huesos de oliva, lo que hace complicada su utilización.

3) *Determinar si los aportes de carbono orgánico generados por los sustratos irían acompañados de aportes de nitrógeno*. Los cuatro sustratos fueron capaces de generar aportes de nitrógeno soluble, tanto en forma orgánica como inorgánica. La capacidad para generar $N\text{-}NO_3^-$ hace que se deba trabajar con precaución para evitar aportes extra indeseables del elemento que, precisamente, se pretende eliminar en los biorreactores. Las ratios COS/NOS indican que el sustrato que, a priori, facilitaría en mayor medida la actividad de los microorganismos serían las astillas de cítricos.

4) *Persistencia del COS y NTS tras sucesivos lavados*. Los resultados indican que son imprescindibles medidas para evitar que la alta carga orgánica de los efluentes de los biorreactores pueda generar un problema de contaminación. Este debe ser uno de los aspectos clave a los que debe dirigirse la investigación, a fin de reducir todo lo posible los contenidos en COS y NOS en dichos efluentes y, en el caso de que los haya, proponer soluciones que permitan su eliminación.

5) *Valoración de la eficiencia de los sustratos citados en la desnitrificación*. Es obvio que existen dos procesos paralelos en los biorreactores: por un lado, la producción de materia orgánica soluble a partir de los sustratos, lo que genera COS y NTS y contribuye a aportar N-NO_3^- a lo largo del tiempo, y por otro el proceso de desnitrificación que elimina el NO_3^- del sistema. El balance entre ambos será uno de los factores que determine la eficiencia. En los ensayos realizados, las astillas de cítricos mostraron el mejor comportamiento, ya que generaron el menor aporte de COS y NTS y la mayor capacidad para la desnitrificación (tasa de pérdida de nitratos de hasta el 95% en seis horas).

Por último, hay que dejar muy claro que los resultados de estos ensayos preliminares de laboratorio son muy parciales y que deben ser cotejados en nuevos ensayos en los que se tengan en cuenta un buen número de factores como:

- la cantidad de sustrato introducida en los biorreactores en relación al volumen de salmuera a tratar
- los tiempos de permanencia del agua en los biorreactores
- la capacidad de desnitrificar salmueras con mayor salinidad y concentración de nitratos más alta
- el comportamiento de los biorreactores en diferentes épocas del año con diferentes condiciones de temperatura
- el seguimiento de la posible solubilización de metales y/o la formación de compuestos indeseables debido a la bajada del potencial redox
- el efecto que puede tener la agitación de los biorreactores para facilitar la homogenización de la mezcla sustrato: salmuera
- el interés que puede tener forzar la entrada de cierta cantidad de oxígeno en los biorreactores para evitar potenciales redox extremadamente bajos
- la formación de amonio (NH_4^+) y otras formas de N y sus transformaciones en los biorreactores, como la reducción desasimilatoria de nitrato (DNRA), proceso que transforma el NO_3^- en NH_4^+ en ambientes anóxicos.
- las emisiones de N_xO
- la calidad de los compuestos orgánicos solubles generados en los biorreactores
- el uso de otros sustratos como, por ejemplo, astillas de otro tipo de arbolado

VI.2 Ensayos de campo con biorreactores de 1.000 L con salmuera de la desalobradora de la ESEA Tomás Ferro

Una vez autorizada la reapertura de la desalobradora por parte de la CHS y construidas las infraestructuras descritas en el apartado V**,** en noviembre de 2017 se iniciaron ensayos a mayor escala que el anterior y por tiempo indefinido para intentar comprobar el funcionamiento del sistema de biorreactores a largo plazo.

VI.2.1 Objetivo

El objetivo general de estos ensayos fue evaluar la eficiencia de biorreactores de madera rellenos con astillas de cítricos en la desnitrificación de salmuera procedente de agua de pozo desalobrada a lo largo del tiempo, en condiciones de campo cercanas a la escala real de trabajo en una finca agrícola. Los objetivos específicos del conjunto de ensayos que están realizando son:

1. Evaluar la eficiencia del sistema en la desnitrificación bajo condiciones de temperatura variables debido a las oscilaciones térmicas diarias y los cambios estacionales.
2. Evaluar la capacidad de las astillas para proporcionar carbono orgánico soluble suficiente para la desnitrificación a lo largo del tiempo.
3. Evaluar las concentraciones de carbono orgánico soluble en los efluentes a fin de establecer si se requiere algún tratamiento antes de su vertido a un cauce o al mar.
4. Evaluar el efecto de la profundidad sobre el funcionamiento del sistema.

Evidentemente, para completar estas evaluaciones hace falta un periodo de ensayos muy prolongado en el tiempo, por lo que estos objetivos específicos aún no se pueden dar por plenamente alcanzados.

VI.2.2 Materiales y métodos

La salmuera necesaria para los ensayos procede de la desalobradora descrita en los apartados anteriores. Dicha salmuera se almacena en un depósito de 30 m^3, desde el cual es distribuida mediante tuberías de PVC de 25 mm hacia los biorreactores de madera para su desnitrificación. La caracterización de las salmueras procedentes de la desalobradora (pH, CE y principales cationes y aniones) se muestran en la Tabla 3. Los valores mostrados indican una media de 33 muestras analizadas que se obtuvieron regularmente durante las 18 semanas de estudio llevadas a cabo en este informe, de modo que son representativas de la salmuera utilizada a lo largo del estudio.

Los parámetros marcados con un asterisco indican que en la mayoría de las muestras los valores estaban por debajo del límite de detección del cromatógrafo iónico. Estos límites de detección son diferentes para cada uno de los parámetros (NO_2^- < 0.7 mg L^{-1}, HPO_4^{2-} < 0.76 mg L^{-1} y para NH_4^+ < 0.40 mg L^{-1}).

*Tabla 3. Características del agua de pozo y de las salmueras generadas por la desalobradora (los valores son el promedio de 33 muestras). El * indica que en algunas muestras de salmuera los valores del parámetro en cuestión estaban por debajo de los límites de detección*

	Pozo	SD	Salmuera	SD
Cl^- (mg L^{-1})	1521	23,67	5763	594,1
NO_2- (mg L^{-1})	0,70	0,00	2,01*	4,97
NO_3^- (mg L^{-1})	74,57	5,33	197,6	29,16
HPO_4^{2-} (mg L^{-1})	0,76	0,00	3,51*	6,66
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	1274	18,18	5075	730,2
Ca^{2+} (mg L^{-1})	347,5	103,7	1065	195,2
Mg^{2+} (mg L^{-1})	200,2	24,98	947,1	220,9
Na^+ (mg L^{-1})	856,0	106,9	3635	551,3
NH_4^+ (mg L^{-1})	0,40	0,00	0,89*	0,91
K^+ (mg L^{-1})	9,95	2,13	63,36	32,31
pH	7,43	0,25	7,56	0,35
CE (dS m^{-1})	6,12	0,55	19,33	0,65

En los dos ensayos que describimos a continuación se han usado seis de los doce biorreactores instalados, tres de ellos de tipo rectangular y otros tres de tipo cilíndrico. Se describen a continuación las características y los dispositivos de muestreo en cada uno de estos tipos, teniendo en cuenta que tanto estos dispositivos como el procedimiento de muestreo han sido adaptativos, en el sentido que se han ido adaptando a los requerimientos de las diferentes sondas de medida usadas con el trascurso de los ensayos. Del mismo modo, la periodicidad de la toma de muestras ha variado a lo largo de la evolución de los ensayos procurando captar el máximo detalle de los procesos que tienen lugar en los biorreactores en las primeras semanas de funcionamiento, cuando el sistema era más inestable, pero reduciendo el esfuerzo y el costo económico del muestreo y análisis en el momento en que el sistema tendió a estabilizarse y a funcionar de forma más o menos regular o predecible a la vista de los resultados adquiridos durante las primeras semanas.

VI.2.2.1. Ensayo con biorreactores rectangulares

Cada uno de estos biorreactores consiste en un depósito de forma rectangular (142 cm x 108.5 cm x 85 cm), en cuyo centro se colocaron dos tubos de PVC verticales de 25 mm de diámetro y ranurados a 25 cm y 50 cm desde el fondo del depósito respectivamente para la medida a esas profundidades de determinados parámetros que describiremos más adelante y para la toma de muestras de salmuera (Figuras 22 y 23). En la semana 12 se instaló un tercer tubo de mayor diámetro (63 mm), ranurado a 50 cm desde el fondo para poder acoplar una sonda de medida que requería un diámetro mayor al de los tubos descritos de 25 mm de diámetro. Los biorreactores se rellenaron con 120 kilos de astillas de madera procedentes del triturado de podas de cítricos (Figura 24). Además, en cada biorreactor se introdujeron dos sacos de malla mosquitera con un kilo de astillas en el interior de cada una, que se extraerán en un futuro para conocer cuál es la degradación de la madera con el tiempo (Figura 25).

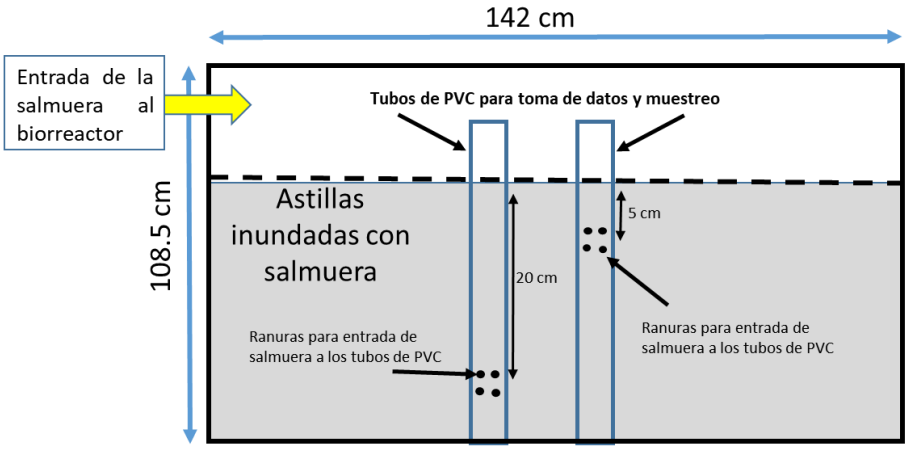


Figura 22. Esquema de los biorreactores rectangulares



Figura 23. Biorreactores rectangulares



Figura 24. Proceso de llenado de los biorreactores con astillas de madera



Figura 25. Sacos de malla mosquitera con astillas de madera para control futuro de la degradación de la madera

VI.2.2.2. Ensayo con biorreactores cilíndricos

En este caso se trata de depósitos de forma cilíndrica (altura de 128 cm y un diámetro de 114 cm), los cuales tienen en el centro del depósito tres tubos de PVC verticales de 63 mm de diámetro, ranurados a 32, 52 y 72 cm desde la superficie de las astillas para posibilitar la medida de ciertos parámetros y la toma de muestras a tres profundidades (Figura 26 y 27). Cada uno de los biorreactores se rellenó con 208 kilos de astillas de madera procedentes del triturado de podas de cítricos (Figura 28 y 29). Además, en cada biorreactor se introdujeron cuatro sacos de malla mosquitera con un kilo de astillas en el interior cada uno (dos a 32 cm y dos 72 cm de la superficie)

(Figura 30), que se extraerán en un futuro para conocer cuál es la degradación de la madera con el tiempo.

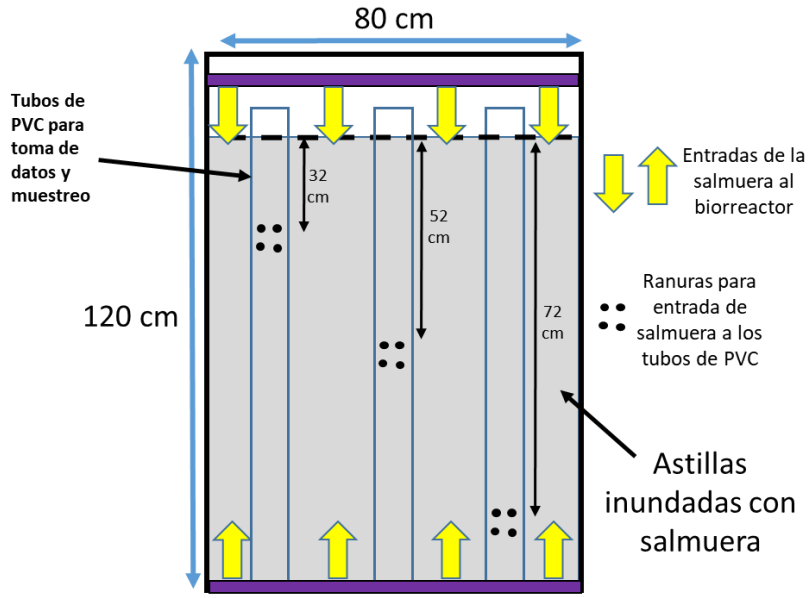


Figura 26. Esquema de los biorreactores cilíndricos.



Figura 27. Biorreactores cilíndricos



Figura 28. Aspecto de los biorreactores cilíndricos una vez llenos de astillas



Figura 29. Llenado de los biorreactores cilíndricos



Figura 30. Posición de dos de los cuatros sacos de malla mosquitera con astillas para estudiar la descomposición de la madera en uno de los biorreactores cilíndricos

VI.2.3 Metodología de trabajo

VI.2.3.1 Biorreactores rectangulares

Este informe contiene los datos obtenidos durante las 18 primeras semanas de funcionamiento del ensayo con biorreactores rectangulares, que comenzó el 20 de noviembre de 2017. En cada semana, se realizan tres ciclos consecutivos de inundación de las astillas, de 24 horas cada uno (los días lunes, martes y miércoles). Cada ciclo comienza a las 8:00 de la mañana y termina a la misma hora del día siguiente. Se inicia el ciclo introduciendo la salmuera en los biorreactores con astillas, hasta que éstas quedan completamente sumergidas. El volumen de salmuera introducida en cada uno de los biorreactores es medido por contadores de agua colocados a la entrada de cada biorreactor, oscilando entre los 250 y 300 litros, aunque durante las tres primeras semanas admitieron algo más de 350 L debido a que las astillas no estaban completamente empapadas (Tabla 4). Con las cantidades de astillas y salmuera descritas, los biorreactores se llenan hasta una altura de 50 cm, de manera que las ranuras para la toma de muestras en los dos tubos de PVC verticales quedan a 5 y 20 cm respectivamente de profundidad.

Tabla 4. Litros introducidos en cada uno de los biorreactores rectangulares en las distintas semanas de muestreo

	Biorreactor 1	Biorreactor 2	Biorreactor 3
Semana 1	358,7	360,3	361,3
Semana 2	310,0	310,0	311,7
Semana 3	308,0	310,0	308,0
Semana 4	299,7	298,3	307,7
Semana 5	304,3	293,3	309,0
Semana 6	299,0	293,3	301,0
Semana 7	280,0	280,0	296,7
Semana 8	294,3	290,0	296,7
Semana 9	272,7	270,0	279,5
Semana 10	266,3	260,0	280,0
Semana 11	270,7	263,0	290,7
Semana 12	268,7	269,7	288,7
Semana 13	267,0	268,3	278,7
Semana 14	263,3	264,7	288,0
Semana 15	262,7	263,3	285,3
Semana 16	268,3	255,0	280,3
Semana 17	265,7	263,3	286,7
Semana 18	253,3	255,0	281,7

Hay que indicar que a lo largo de las 18 semanas se ha hecho un seguimiento de los cambios en las características de la salmuera que se producen dentro de los biorreactores. Dicho seguimiento se ha ido modificando conforme avanzaban los trabajos, en base a los resultados que se iban obteniendo, tal y como se indica más adelante en este apartado. Por ejemplo, al inicio del ensayo se analizaba el contenido de nitrato, nitrito y amonio con mucha más periodicidad, pero una vez que se conoció la tendencia de la desnitrificación a lo largo de los ciclos de inundación se optó por reducir el número de análisis, a fin de optimizar el esfuerzo dedicado a cada una de las labores. A continuación, se describen en detalle cómo han ido evolucionando el monitoreo de las salmueras.

En cada ciclo de inundación se toma una muestra de salmuera antes de comenzar a llenar los biorreactores, para su análisis posterior. Una vez introducida la salmuera en el interior de los biorreactores, se monitorizan determinados parámetros que influyen en el proceso de desnitrificación (Tª, pH y Eh) a diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH): 30 minutos, 2 horas, 4 horas, 6 horas, 8 horas y 24 horas del comienzo del ciclo (Tabla 5). Esta cadencia de toma de datos se mantuvo entre las semanas 1 y 10. De la semana 11 a la 18 se añadió un tiempo más de monitoreo a las 10 horas, teniendo por tanto datos a los 30 minutos, 4 h, 6 h, 8h, 10 h y 24 h. Además, a partir de

la semana 12 se añadieron el oxígeno disuelto y la CE a los parámetros medidos (Tabla 5). Durante las 18 semanas de ensayo se han tomado 1.560 medidas de cada uno de los parámetros de Tª, pH y Eh y 224 medidas de oxígeno disuelto y de CE.

A su vez, en cada uno de esos tiempos se tomaron muestras de salmuera para su posterior análisis. Durante las semanas 1 a 9 dichas muestras se tomaron en todos los TRH, de la semana 10 a la 12 sólo se tomaron a los 30 minutos, 8 horas, 10 horas y 24 horas del comienzo de cada ciclo de inundación. A partir de la semana 13 se muestreó la salmuera a los 30 minutos, 10 horas y 24 horas. Todas estas muestras (835) se enviaron a los laboratorios para el análisis de nitrato, nitrito, amonio e iones mayoritarios (ver apartado VI.2.4.). Los análisis de carbono orgánico soluble (COS) y de nitrógeno total soluble (TNS) se centraron sobre todo en las muestras tomadas a las 8 horas, 10 horas y 24 horas, según el paso de las semanas (170 muestras) (Tabla 5).

Tabla 5.Resumen del programa de monitorización y muestreo en los biorreactores rectangulares. S: semana. Eh: potencial redox. CE: conductividad eléctrica. COS: carbono orgánico soluble. TNS: nitrógeno total soluble. DQO: demanda química de oxígeno. DBO_5: demanda biológica de oxígeno. N.M.: no muestreado.

<table>
<tr><th rowspan="2">Parámetros</th><th colspan="7">Tiempos de retención hidráulica (TRH)</th></tr>
<tr><th>30 minutos</th><th>2H</th><th>4H</th><th>6H</th><th>8H</th><th>10H</th><th>24H</th></tr>
<tr><td>pH</td><td rowspan="3">S-1 a S-18</td><td rowspan="3">S-1 a S-9</td><td colspan="3" rowspan="3">S-1 a S-18</td><td rowspan="3">S-10 a S-18</td><td rowspan="3">S-1 a S-18</td></tr>
<tr><td>Eh</td></tr>
<tr><td>Tª</td></tr>
<tr><td>O_2</td><td rowspan="2">S-12 a S-18</td><td rowspan="2">N.M.</td><td colspan="5" rowspan="2">S-12 a S-18</td></tr>
<tr><td>CE</td></tr>
<tr><td>NO_3^-</td><td rowspan="4">S-1 a S-18</td><td colspan="2" rowspan="4">S-1 a S-8</td><td rowspan="4">S-1 a S-9</td><td rowspan="4">S-1 a S-12</td><td rowspan="4">S-10 a S-18</td><td rowspan="4">S-1 a S-18</td></tr>
<tr><td>NO_2^-</td></tr>
<tr><td>NH_4^+</td></tr>
<tr><td>Iones mayoritarios</td></tr>
<tr><td>COS</td><td rowspan="2">S-1</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">S-1 a S-11</td><td rowspan="2">S-12 a S-18</td><td rowspan="2">S-9 a S-18</td></tr>
<tr><td>TNS</td></tr>
<tr><td>DQO</td><td rowspan="2">S-12, S-14, S-16, S-18</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">S-8 a S-10</td><td rowspan="2">S-12, S-14, S-16, S-18</td><td rowspan="2">S-12, S-14, S-16, S-18</td></tr>
<tr><td>DBO_5</td></tr>
</table>

El procedimiento que se sigue para la toma de datos y de muestras de salmuera es el siguiente: inmediatamente antes de iniciar la medición de los parámetros y de la posterior toma de muestras se procede a vaciar los tubos de PVC para extraer la salmuera que “duerme” en su interior y

que, por tanto, no está en contacto directo con las astillas. Esto se hace introduciendo tubos toma-muestras suministrados por la casa Envirotecnics Global Service (Figura 31). Una vez que nueva salmuera ha fluido al interior de los tubos de PVC se procede a realizar la medición *in situ* de Tª, pH, Eh y, a partir de la semana 12, también oxígeno disuelto y CE. Para obtener esas medidas se introducen electrodos adecuados en los tubos de PVC ranurados hasta sumergirlos en la salmuera del interior. Los electrodos van conectados a un medidor de pH portátil Crison pH 25+. Las medidas del Eh se corrigen de acuerdo con Vepraskas & Faulker (2001) añadiendo +200 mV al voltaje medido (valor de referencia del electrodo de Ag/AgCl a 20 °C). De la semana 13 en adelante, se utilizó para realizar estas medidas el aparato Hanna HI98194 pH/EC/DO Multiparameter, que además aporta los datos de oxígeno disuelto y CE. Inmediatamente después de anotar las medidas de los parámetros citados se introduce de nuevo el toma-muestras en los tubos de PVC y se extrae la muestra de salmuera correspondiente, que se guarda en viales de 100 ml en el frigorífico hasta su análisis, previo filtrado con papel de filtro CHM F2040 grade de tamaño de poro 7-9 µm.

Tras el muestreo de las 24 horas, los biorreactores se vacían y el efluente de los mismos es conducido mediante tuberías de PVC de 50 mm a un depósito de 1 m^3, desde donde, mediante una bomba, es dirigido al embalse de almacenamiento.



Figura 31. Toma-muestras de Envirotecnics Global Service

VI.2.3.2 Biorreactores cilíndricos

En este tipo de biorreactores, la metodología de muestreo y de monitorización de parámetros es idéntica a la descrita en el epígrafe anterior para los rectangulares. En cuanto a la periodicidad del muestreo, durante las dos primeras semanas se tomaron muestras a los 30 minutos, a las 2 horas, 4 horas, 6 horas, 8 horas y 24 horas. A partir de la semana 3 la periodicidad del muestreo se redujo a los 30 minutos, 8 horas y 24 horas (Tabla 6). Todas estas muestras (510) se enviaron a los laboratorios para el análisis de nitrato, nitrito, amonio e iones mayoritarios. Los análisis de carbono orgánico soluble (COS) y de nitrógeno total soluble (TNS) sólo se llevaron a cabo en las muestras de 8 y 24 horas (48 muestras) (Tabla 6).

Todos los parámetros monitorizados se han medido a 32 cm y a 72 cm desde la superficie de las astillas (profundidades A y B respectivamente). Durante las 8 semanas de ensayo se han tomado 864 medidas de cada uno de los parámetros de Tª, pH, Eh, oxígeno disuelto y CE.

Tabla 6. Resumen del programa de monitorización y muestreo en los biorreactores cilíndricos. S: semana. Eh: potencial redox. CE: conductividad eléctrica. COS: carbono orgánico soluble. TNS: nitrógeno total soluble. DQO: demanda química de oxígeno. DBO_5: demanda biológica de oxígeno. N.M.: no muestreado.

<table>
<tr><th rowspan="2">Parámetros</th><th colspan="6">Tiempos de retención hidráulica (TRH)</th></tr>
<tr><th>30 minutos</th><th>2 H</th><th>4H</th><th>6H</th><th>8H</th><th>24H</th></tr>
<tr><td>pH</td><td colspan="6" rowspan="5">S-1 a S-8 (Profundidad A y B)</td></tr>
<tr><td>Eh</td></tr>
<tr><td>Tª</td></tr>
<tr><td>O_2</td></tr>
<tr><td>CE</td></tr>
<tr><td>NO_3^-</td><td rowspan="4">S-1 a S-8 (A)</td><td colspan="2" rowspan="4">S-1 a S-2 (A)</td><td rowspan="4">S-1 a S-2 (A)</td><td rowspan="4">S-1 a S-8 (A y B)</td><td rowspan="4">S-1 a S-8 (A)</td></tr>
<tr><td>NO_2^-</td></tr>
<tr><td>NH_4^+</td></tr>
<tr><td>Iones mayoritarios</td></tr>
<tr><td>COS</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">S-1 a S-8 (A y B)</td><td rowspan="2">S-1 a S-8 (A y B)</td></tr>
<tr><td>TNS</td></tr>
<tr><td>DQO</td><td rowspan="2">S-1, S-3, S-5, S-7 (A)</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">N.M.</td><td rowspan="2">S-1, S-3, S-5, S-7 (A)</td><td rowspan="2">N.M.</td></tr>
<tr><td>DBO_5</td></tr>
</table>

El volumen de salmuera introducida en cada uno de los biorreactores osciló entre 420 y 510 (Tabla 7) litros aproximadamente, aunque en todo caso la cantidad exacta que entra a cada biorreactor en cada ciclo de inundación es medida con un contador. Tras el muestreo de las 24 horas, los biorreactores se vacían y el efluente de los mismos es conducido al embalse de almacenamiento como se ha descrito para los biorreactores rectangulares.

Tabla 7. Litros introducidos en cada uno de los biorreactores cilíndricos en las distintas semanas de muestreo.

	Biorreactor 1	Biorreactor 2	Biorreactor 3
Semana 1	506,3	506,3	511,0
Semana 2	470,3	463,7	466,0
Semana 3	470,0	470,0	473,3
Semana 4	461,7	461,7	467,5
Semana 5	456,7	456,7	456,7
Semana 6	452,3	446,7	446,7
Semana 7	449,3	448,3	436,7
Semana 8	420,0	420,0	420,0

VI.2.4 Análisis de muestras tomadas en ambos tipos de biorreactores y cálculo de eficiencia

Los análisis de las muestras se realizan en el Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la UPCT, en el laboratorio del Grupo de Investigación Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT y en la EDAR Torre Pacheco tal y como se indica más adelante.

VI.2.4.1 Análisis realizados

- Carbono orgánico soluble (COS) y nitrógeno total soluble (NTS). Se han medido en un analizador de carbono y nitrógeno TOC-V CSH de Shimadzu del SAIT-UPCT.

En relación a este parámetro, y puesto que el SAIT no lleva a cabo análisis de DBO_5 y DQO, desde finales de enero de 2018, en el marco de un acuerdo verbal de colaboración con ESAMUR (Entidad de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de la Región de Murcia), se enviaron duplicados de algunas muestras de salmueras tratadas en los biorreactores (Tablas 5 y 6) para el posterior análisis de estos dos parámetros en la EDAR Torre Pacheco.

En las últimas semanas ESAMUR ha comenzado a analizar las fracciones de la DQO y la biodegradabilidad mediante respirometría de la materia orgánica contenida en los efluentes de salmuera tratada. La DQO se puede fraccionar en una parte biodegradable (DQO eliminada biológicamente por microorganismos) y en una parte no degradable, inerte o refractaria (DQOi). A su vez la parte biodegradable se puede fraccionar en una parte fácilmente biodegradable (Ss) y en otra lentamente biodegradable (Xs). La DQOi se fracciona también en una fracción soluble (Si), y en otra fracción particulada (Xi), que se podrían eliminar por procesos físico-químicos. La metodología para la determinación de las fracciones de la DQO se desarrolla según los principios de (Ekama, et al., 1986) (Spanjers & Vanrolleghem, 1995).

- Cloruros, nitritos, fosfatos, sulfatos, sodio, amonio, potasio, calcio y magnesio. Medidos mediante un sistema cromatográfico de doble canal, modelo 850 Profesional IC, que permite realizar la determinación simultánea de aniones y cationes con detección por conductividad, siendo perteneciente al SAIT-UPCT.

– Nitratos. A fin agilizar estas analíticas la medida de nitratos, se ha realizado por dos métodos diferentes: cromatografía iónica (en el SAIT-UPCT) y, a partir de la semana 11, cuando la materia orgánica disuelta era lo suficientemente baja para no producir interferencias, con el espectrofotómetro Perkin Elmer Lambda 25 V/UV con el que se analizaron las muestras de los primeros ensayos piloto (apartado VI.1.2). Para evaluar que las concentraciones de nitratos medidos por los dos métodos eran similares se midieron 34 muestras por ambos y se compararon los resultados, obteniéndose un ajuste muy aceptable para el conjunto de muestras (r^2=0,9139, Figura 32) y excelente para muestras con concentraciones de nitrato menores de 100 mg L^{-1} (r^2=0,9974, Figura 33).

El objetivo de la desnitrificación en los biorreactores es llegar a contenidos de nitrato por debajo de determinados valores umbrales con márgenes de seguridad suficientes para garantizar que los efluentes no causen problemas en relación a la concentración dicho compuesto. Por tanto, no se pretende únicamente obtener una concentración < 50 mg L^{-1}. Se trata de obtener concentraciones medias ± desviación estándar < 50 mg L^{-1} independientemente del método que se utilice para la medida. Por tanto, se han considerado válidos y comparables ambos métodos por lo que se utilizan indistintamente en función de la disponibilidad de los equipos.

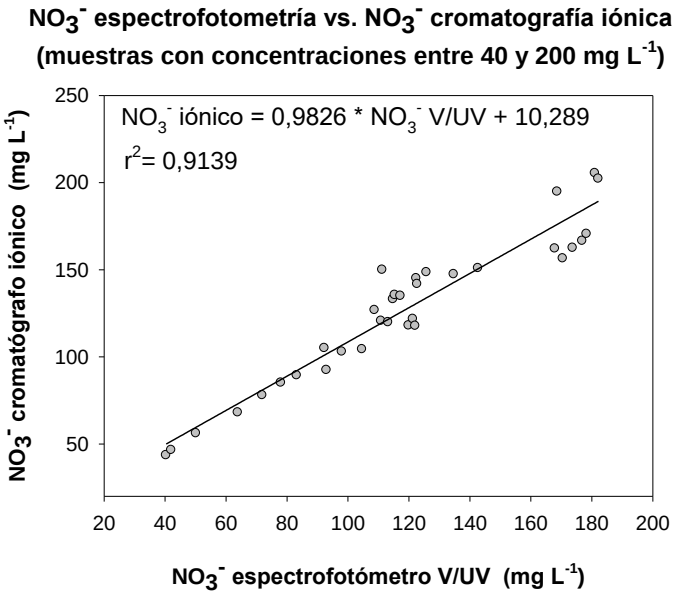


Figura 32. Relación entre las concentraciones de nitrato (NO_3^-) medidas con el espectrofotómetro V/UV y el cromatógrafo iónico para muestras con concentraciones de nitrato entre 40 y 200 mg L^{-1}.

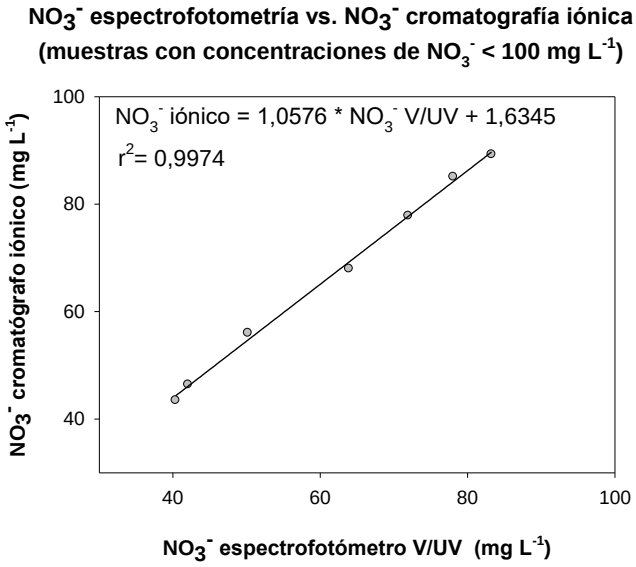


Figura 33. Relación entre las concentraciones de nitrato (NO_3^-) medidas con el espectrofotómetro V/UV y el cromatógrafo iónico para muestras con concentraciones de nitrato menores de 100 mg L^{-1}.

VI.2.4.2 Cálculo de eficiencias, rendimientos y tasas de reducción de nitratos

Con los datos obtenidos se ha calculado el rendimiento de la desnitrificación en base a la *Eficiencia en la Reducción de Nitrato* (ERN), a la *Tasa de Carga de Nitrato* (TCN), a la *Tasa de Reducción de Nitrato* (TRN) y a la *Tasa de Reducción de Nitrato Específica* (TRNE), según los trabajos de Jafari et al. (2015) y de Moussavi et al. (2015):

$$ERN\ (\%) = \frac{(C_{in} - C_{out}\ )}{C_{in}}\ x\ 100$$

$$TCN\ (kg\ NO_3^-\ m^{-3}d) = \frac{C_{in}}{HRT}$$

$$TRN\ (kg\ NO_3^-\ m^{-3}d) = \frac{C_{in}}{HRT} x\ (ERN/100)$$

$$TRNE\ (kg\ NO_3^-\ (kg\ madera\ \ d)^{-1}) = \frac{C_{in} x\ Q}{M_b} x\ (ERN/100)$$

Donde C_{in} y C_{out} indican las concentraciones de nitrato (g NO_3^- L^{-1}) en la salmuera de entrada y en la de salida (efluente), respectivamente, TRH es el *Tiempo de Retención Hidráulica* (en días), Q es el caudal de salmuera en los biorreactores (m^3 d^{-1}) y M_b es la cantidad de madera en cada biorreactor (kg). De esta forma sabremos el porcentaje de nitrato que es retirado de la salmuera que entra a los biorreactores, los gramos de nitrato eliminados por metro cúbico de salmuera y día, y los gramos de nitrato eliminados por kilo de madera al día.

VI.2.5 Resultados

VI.2.5.1. Ensayo con biorreactores rectangulares

VI.2.5.1.1. Temperatura, pH, oxígeno disuelto y Eh

Tal y como se ha indicado en el apartado de metodología, este ensayo se inició el 20 de noviembre de 2017 y el último día muestreado incluido en este informe fue el 19 de abril de 2018. Las temperaturas máximas y mínimas diarias dentro de los biorreactores se encuentran en la Figura 34 y la evolución de las temperaturas durante cada día de ensayo en las Figuras 35, 36, 37, 38, 39 y 40.

La media de las temperaturas mínimas en el interior de los biorreactores a lo largo del periodo de estudio fue de 12,7 ± 2,47 ºC, estando la mayor parte del tiempo por encima de 10ºC (Figura 34). Tan sólo se registraron temperaturas por debajo de los 10 ºC (en concreto entre 8 y 10 ºC) los días 7 (semana 3), 17 (semana 6), los días 28, 29 y 30 (semana 10) y el día 32 (semana 11) (Figura 34) y sólo en momentos puntuales del día (Figuras 35, 36, 37, 38, 39 y 40). En casi todos los casos las temperaturas más bajas se obtuvieron recién inundados los biorreactores (aproximadamente a las 8:30 de la mañana) o a las 24 h (también coincidiendo con las 8:30 horas de la mañana). La media de

las máximas fue de 15,2 ± 2,3 con algunos picos puntuales de temperatura que superaron los 18 ºC (días 23, 44 y 54) e incluso los 19 ºC (días 4, 22, 35, 52 y 53). Llama la atención la bajada de las temperaturas máximas de los días 28, 29 y 30 (semana 10), que apenas alcanzaron los 10 ºC. Por término medio, la diferencia diaria entre las temperaturas máximas y mínimas de las salmueras contenidas en los biorreactores fue escasa (2,4 ºC).

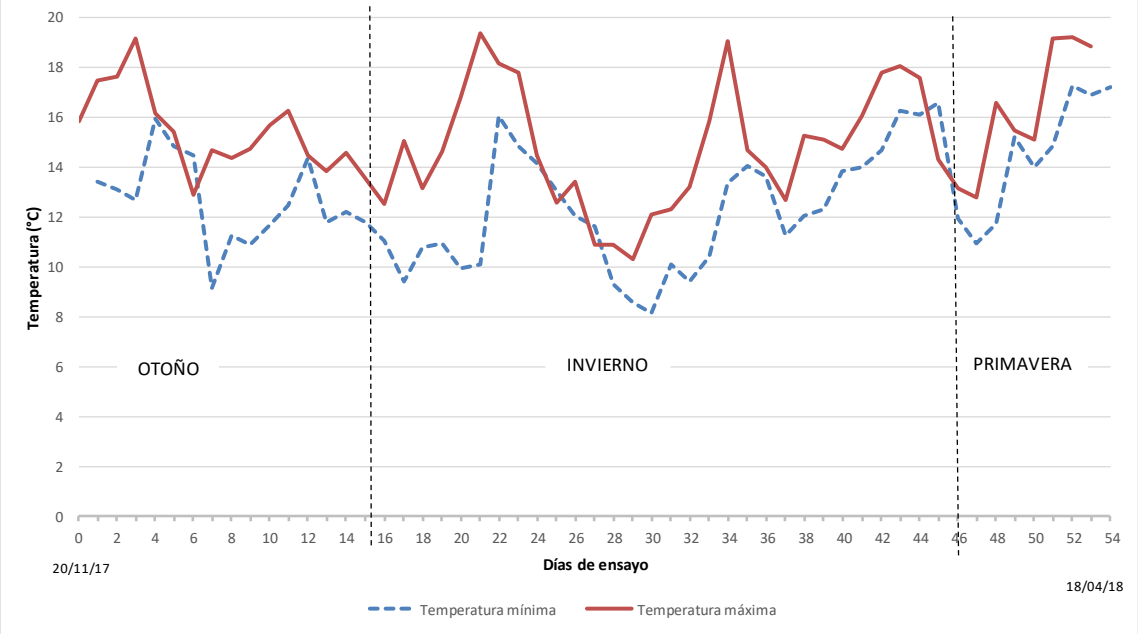


Figura 34. Evolución de las temperaturas máximas y mínimas de las salmueras contenidas en los biorreactores

Como se explicará en el apartado relativo a la eficiencia en el proceso de desnitrificación, en ningún caso las temperaturas del invierno impidieron la actividad microbiana, ni siquiera en la semana 10 cuando las temperaturas máximas fueron muy bajas.

La salmuera objeto de estudio presentó, normalmente, valores de pH que oscilaron entre 7,5 y 8. Dentro de los biorreactores dichos valores, estuvieron, en general, entre 7 y 7,6, excepto en la semana 1 en la que se obtuvo un máximo de ≈8 en el segundo día (Figura 35). En esa primera semana los valores del parámetro fueron cayendo progresivamente desde los 30 minutos hasta las 24 h de inundación llegando a un valor ≈6,8. Sin embargo, en el resto de las semanas el pH osciló alrededor de 7,5 durante las primeras 8 horas y sólo tras 24h de inundación había descendido hasta 7 o 7,2 según las semanas. Es decir, ese descenso progresivo de pH es perceptible casi todas las

semanas, pero mucho menos acusado que en los primeros días de funcionamiento. La mayor oscilación observada durante la semana 1 y los valores obtenidos por debajo de 7 se pueden atribuir a la presencia de ácidos orgánicos a causa de la elevada concentración de materia orgánica soluble que se produce en las primeras fases de lavado de las astillas de madera, como ya se demostró en los experimentos de laboratorio efectuados con anterioridad (ver apartado VI.1.3.del informe). A partir de la semana 3 el pH tendió a estabilizarse, probablemente debido a que parte de la materia orgánica soluble ya se había lavado al vaciar los biorreactores varias veces y/o consumido por la actividad microbiana. Como se observa (Figuras 35 y 37), en ninguno de los ciclos existieron diferencias de pH entre las dos profundidades en las que se midió este parámetro (5 y 20 cm desde la superficie).

En las primeras cinco semanas los valores de Eh (Figura 35) durante las primeras 8 horas de inundación de cada ciclo estuvieron casi siempre entre +350 mV y ≈+100 mV, lo que indica condiciones de sub-óxicas a anóxicas (Otero y Macías, 2003). Igual que para el pH, el Eh fue similar a 5 y a 20 cm de profundidad. La combinación de pH (≈7,0 a 7,5) y Eh (+100 a +350 mV) indican que hubo condiciones óptimas para la desnitrificación. Hubo tres excepciones al comportamiento general del Eh en este periodo: el primer ciclo de la semana 3 y el segundo y tercer ciclo de la semana 4, en los que a las 8h el Eh había descendido hasta valores de ≈ 0 mV. Excepto en esos casos, sólo se alcanzaron valores de Eh < +100 mV tras 24 h de inundación de los biorreactores, alcanzándose los valores más bajos (≈ -50 mV) las semanas 4 y 5.

Durante todo el primer ciclo de la semana 6 el Eh se mantuvo en valores por debajo de ≈ 0 mV y durante las semanas 8 y 10 también descendió por debajo de dicho valor, mientras que durante las semanas 12 y 13 la tendencia fue a valores más altos que en el resto de semanas.

A destacar que a partir de la semana 4 fue frecuente que los valores de Eh a los 30 minutos fueran más bajos que durante las siguientes 8 horas (por ejemplo, semana 5, tercer ciclo de las semanas 6 y 7, semanas 8, 14, 15, 17 y 18). Esto se atribuye a que cuando se alcanzan condiciones fuertemente anóxicas dentro de los biorreactores, la ausencia de oxígeno persiste aún después de haberlos vaciado a causa de la permanencia de agua anóxica entre las astillas y sólo comienza a observarse una cierta recuperación del Eh transcurrido un periodo de tiempo que permita la difusión del oxígeno aportado por la nueva salmuera. Además, hay que recordar que el NO_3^- contenido en la salmuera actúa como un oxidante elevando el Eh tras su adición a los biorreactores. Una vez que el oxígeno se agota de nuevo acoplado al nuevo ciclo de desnitrificación se produce una nueva caída del Eh.

VI.2.5.1.2. Concentraciones de NO_3^-, NO_2^- y NH_4^+

Las concentraciones de NO_3^- (Figuras 38, 40 y 43) en el interior de los biorreactores tendieron claramente a disminuir a lo largo de las 24 h de duración de los ciclos, lo que demuestra la elevada efectividad de estos sistemas para la desnitrificación. Esto no sorprende ya que, como se ha indicado en párrafos anteriores, las condiciones de pH/Eh y las temperaturas fueron adecuadas para dicho proceso de desnitrificación. No obstante, esta disminución de las concentraciones de NO_3^- no se produjo en el mismo tiempo en todas las semanas.

Durante los ciclos de los dos primeros días (semana 1) las concentraciones de NO_3^- habían disminuido prácticamente por debajo de 50 mg L^{-1} a los 30 minutos de haber inundado los biorreactores (Figura 36). Esto se puede atribuir a un pico de actividad microbiana causado por elevados contenidos en materia orgánica soluble que se generan los primeros días, junto a las temperaturas relativamente benignas de esos días (en torno a los 13 ºC las mínimas y entre 16 y 17 ºC las máximas en las salmueras de los biorreactores). A partir del tercer ciclo de la semana 1 hasta el primero de la semana 4 y durante toda la semana 5 se produjeron descensos progresivos de las concentraciones de NO_3^- desde los 30 minutos a las 24 horas. En cuanto a los ciclos 2 y 3 de la semana 4, los descensos de concentración fueron más bruscos y entre 4 y 6 horas ya había menos de 50 mg L^{-1} de NO_3^- en el interior de los biorreactores. Esto pudo deberse a la combinación de una fuerte anoxia (indicada por bajos valores de Eh) y temperaturas algo más altas (≈15 ºC) (Figura 35).

A partir de la semana 6, aunque la tendencia descendente de la cantidad de nitratos en la salmuera era evidente, un THR de 8 horas ya no era suficiente para alcanzar valores de 50 mg L^{-1}. Durante las semanas 6 y 7 aún quedaban en las salmueras entre 90 y 120 mg L^{-1} a las 8 h desde la inundación y, aunque en la semana 8 las concentraciones de nitratos a dicho TRH bajaron a 70-80 mg L^{-1}, en las semanas 9 y 10 las concentraciones volvieron a ser altas a las 8 h (100-150 mg L^{-1}) (Figura 38). A la vista de estos resultados, que sin duda vendrían relacionados con la temperatura como se indicará en el siguiente apartado de eficiencia en la eliminación de nitratos, se decidió muestrear las salmueras también a las 10 h de TRH desde la inundación del sistema (Tabla 5). A partir de la semana 10, y hasta la 18 (última del muestreo), la concentración de nitratos a las 10 horas había ido bajando paulatinamente con valores de 60-70 mg L^{-1} los días de menor efectividad y de 30 - 40 mg L^{-1} en los mejores casos (Figuras 41).

Por otro lado, durante las primeras cinco semanas los valores de concentración de nitratos a las 24 horas fueron muy bajos (10-15 mg L^{-1}), al igual que desde la semana 11 en adelante (incluso

inferiores a 5 mg L^{-1}). Como excepción a lo anterior estuvieron el tercer ciclo de la semana 9 (60 mg L^{-1}), el segundo y tercer ciclo de la semana 10 (con 76 y 99 mg L^{-1} respectivamente) y el segundo y tercer ciclo de la semana 11 (53 y 59 mg L^{-1}).

En relación a las concentraciones de nitrito (NO_2^-) y de amonio (NH_4^+), no se ha representado gráficamente su evolución porque su presencia en el sistema fue poco significativa, mostrando valores muy bajos o, en la mayoría de los casos, por debajo del límite de detección del cromatógrafo iónico. Únicamente se detectó una subida muy significativa de las concentraciones de amonio durante el primer ciclo (110 mg L^{-1} a las seis horas de la puesta en funcionamiento, que bajo a 25 mg L^{-1} a las 24 h) y durante el segundo ciclo (había entre 20 y 30 mg L^{-1} al inicio, pero a las 24 h ya sólo quedaban en ≈3 mg L^{-1}). Durante el tercer ciclo de la primera semana el amonio ya no fue detectable. En cuanto al nitrito, ocurrió algo similar en los tres primeros ciclos, con medidas de hasta 80 mg L^{-1} en el primer ciclo, pero en el resto de las semanas del ensayo apenas se detectan 2-3 mg L^{-1} en algunas de las muestras tomadas a las 8 o a las 24 h.

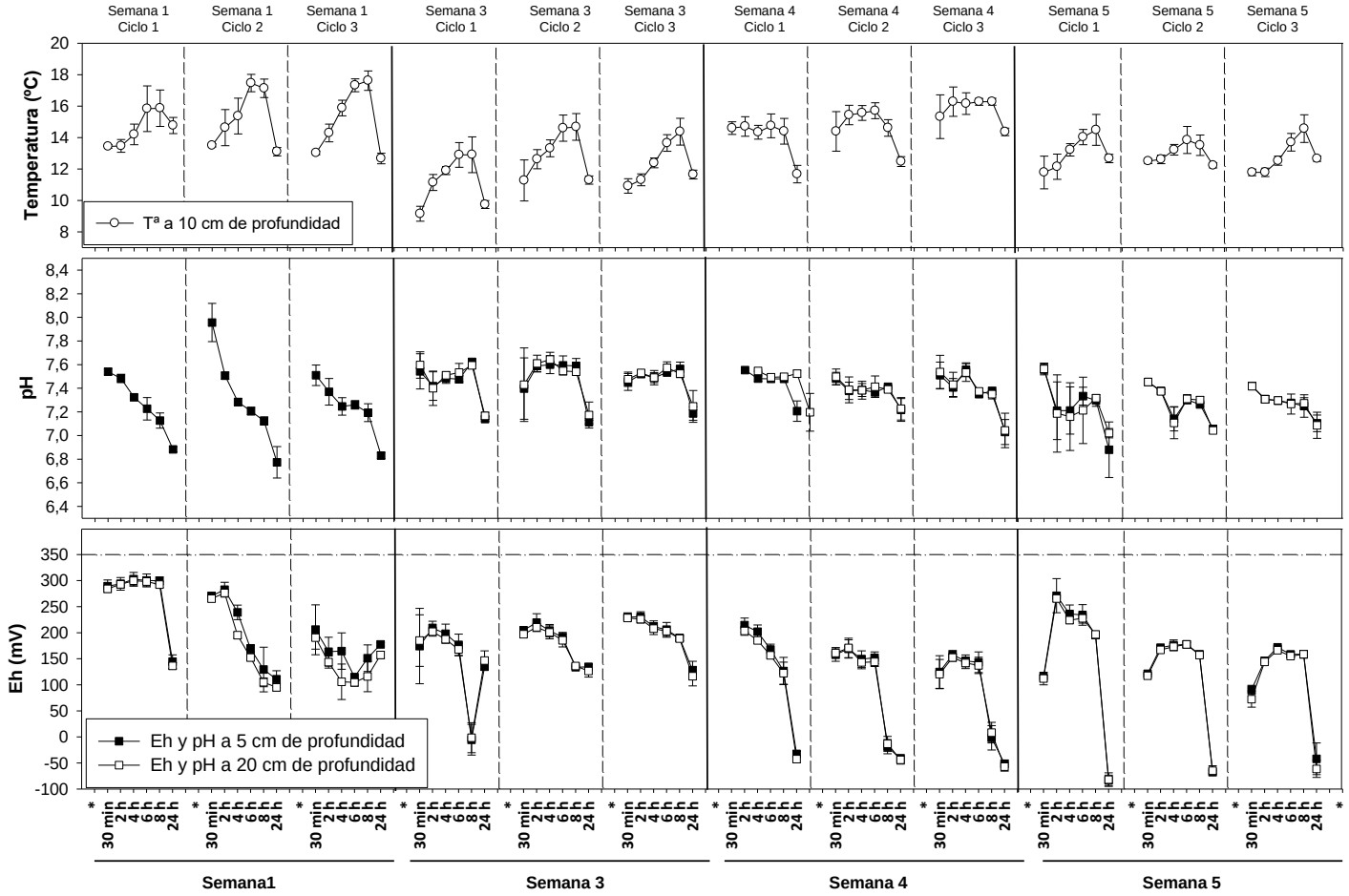


Figura 35. Evolución de la temperatura, el pH y el Eh dentro de los biorreactores rectangulares, semanas 1 a 5. Los asteriscos en el eje-X indican el inicio de cada ensayo. En el gráfico del Eh la línea de +350 mV indica el valor para condiciones subóxicas a pH= 7, a partir del cual se puede producir la desnitrificación

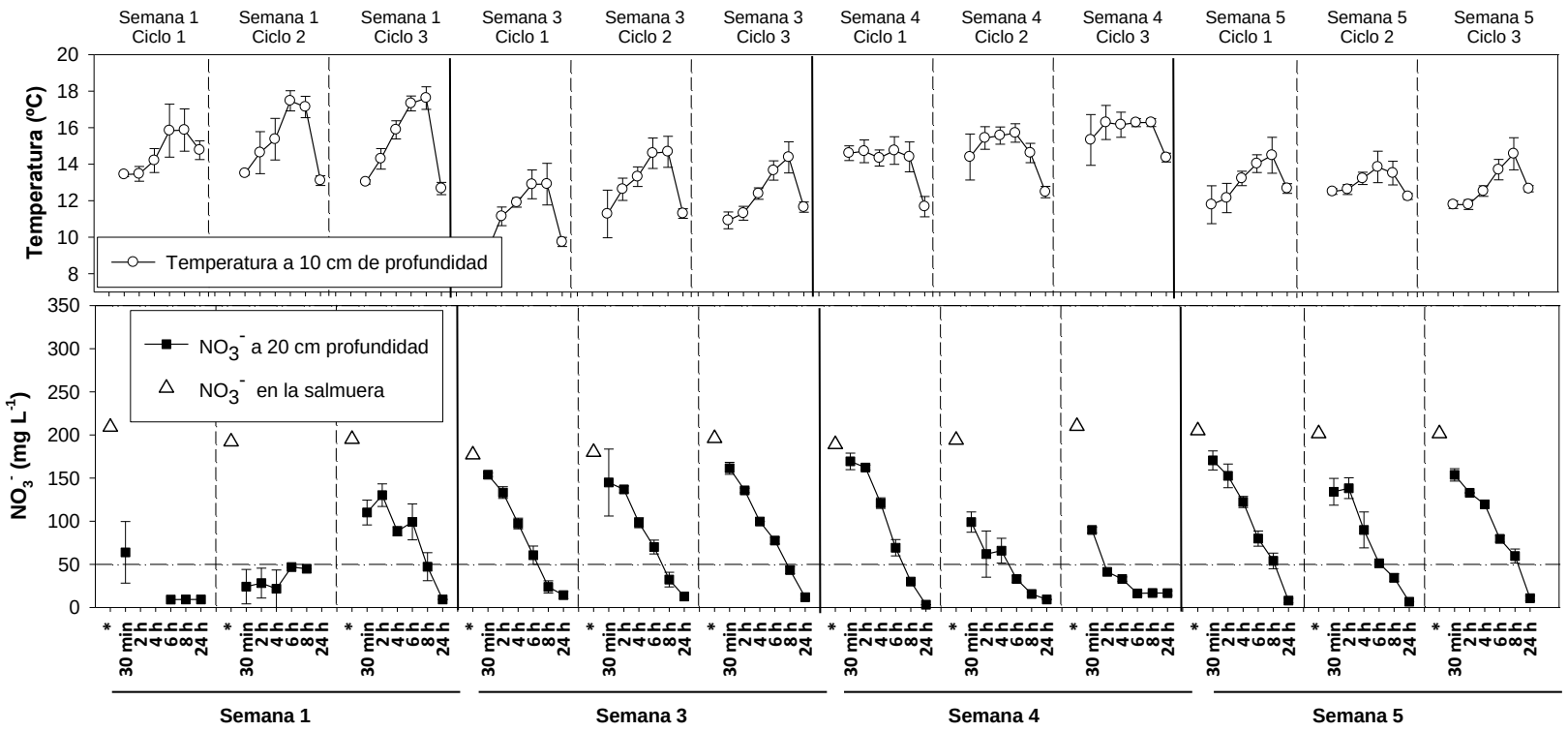


Figura 36. Concentraciones de NO_3^- en la salmuera (triángulos blancos) y en el interior de los biorreactores rectangulares (cuadrados negros), semanas 1 a 5. También se ha incluido la evolución de la temperatura dentro de los biorreactores. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD.

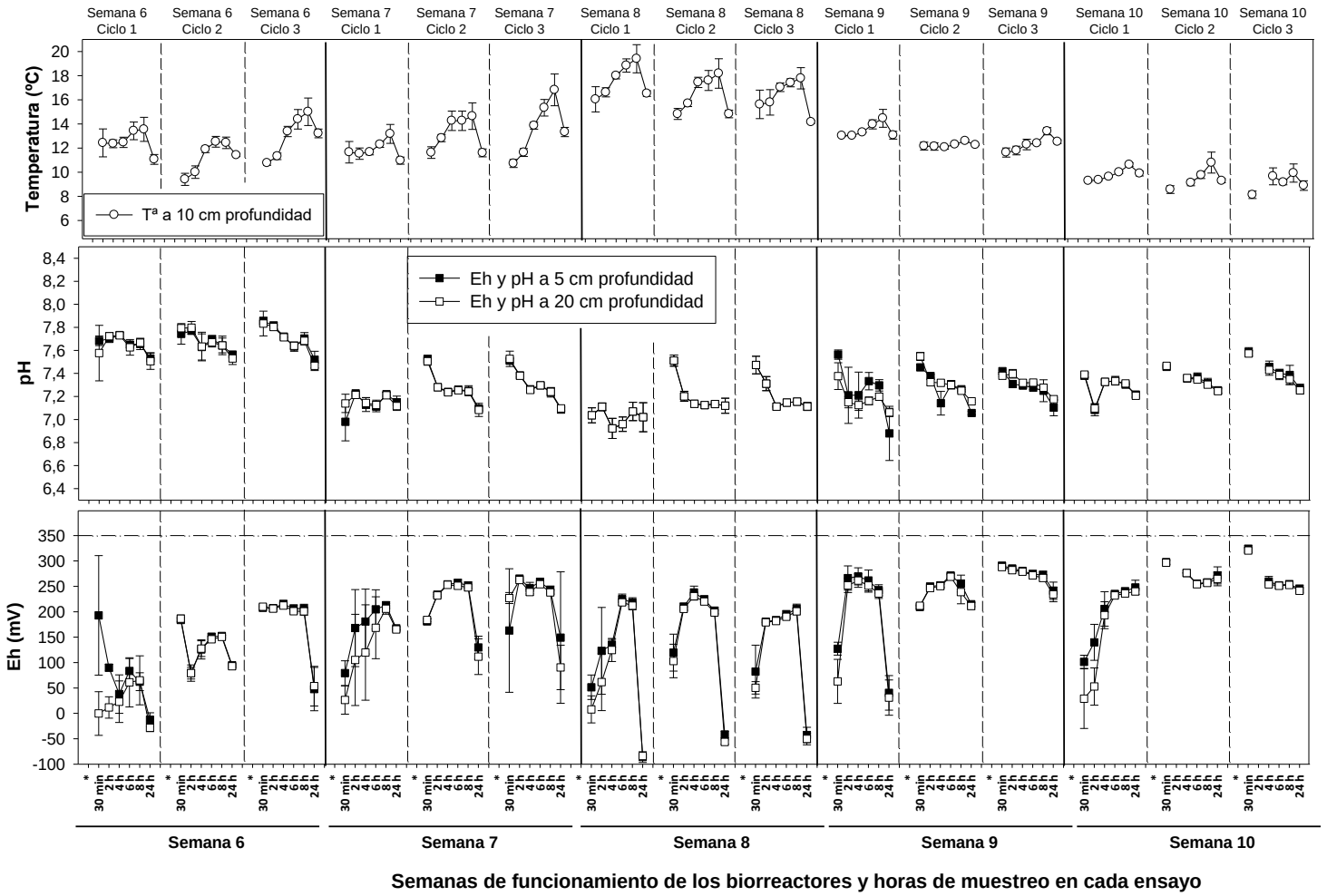


Figura 37. Evolución de la temperatura, el pH y el Eh dentro de los biorreactores rectangulares, semanas 6 a 10. Los asteriscos en el eje-X indican el inicio de cada ensayo. En el gráfico del Eh la línea de +350 mV indica el valor para condiciones subóxicas a pH= 7, a partir del cual se puede producir la desnitrificación

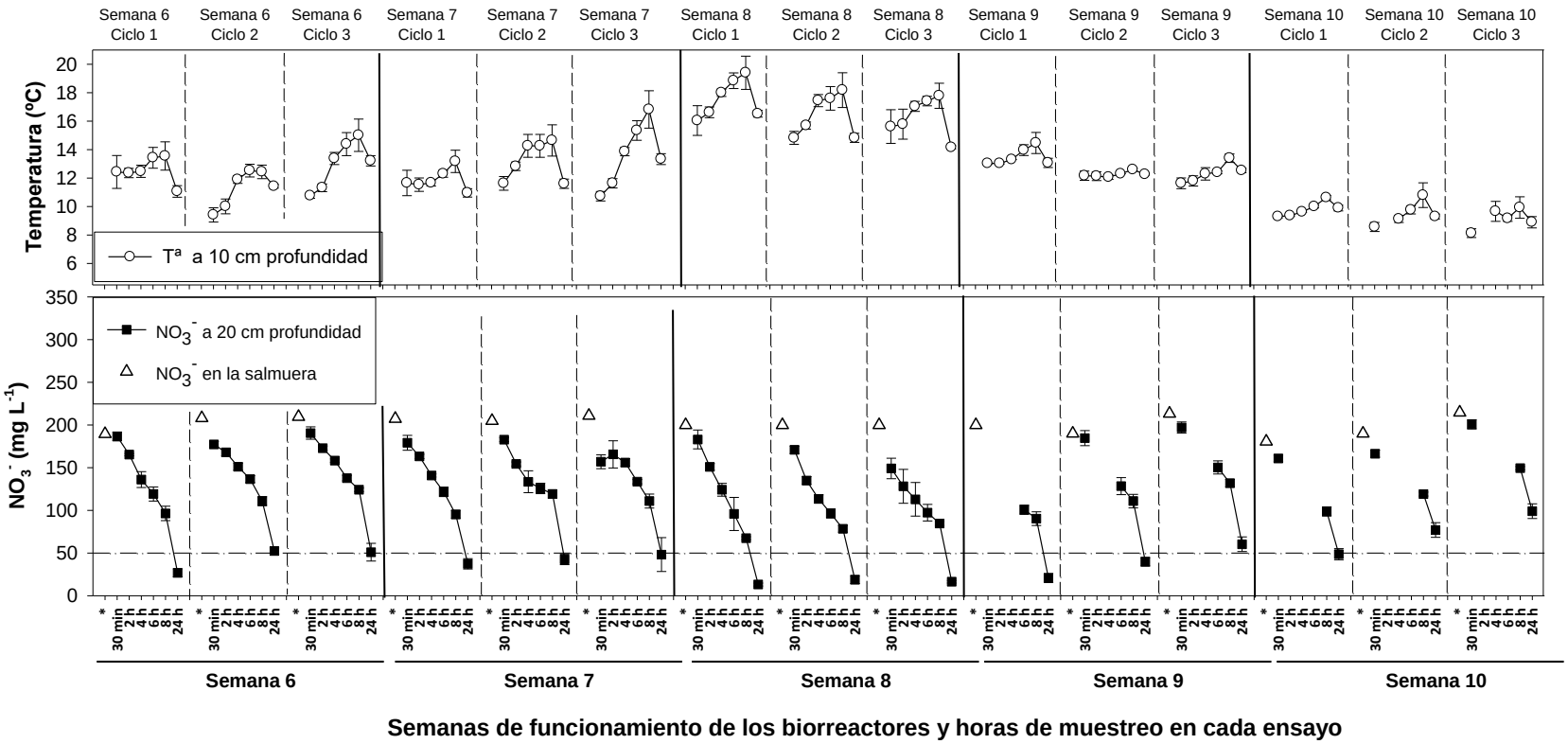


Figura 38. Concentraciones de NO_3^- en la salmuera (triángulos blancos) y en el interior de los biorreactores rectangulares (cuadrados negros), semanas 6 a 10. También se ha incluido la evolución de la temperatura dentro de los biorreactores. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD.

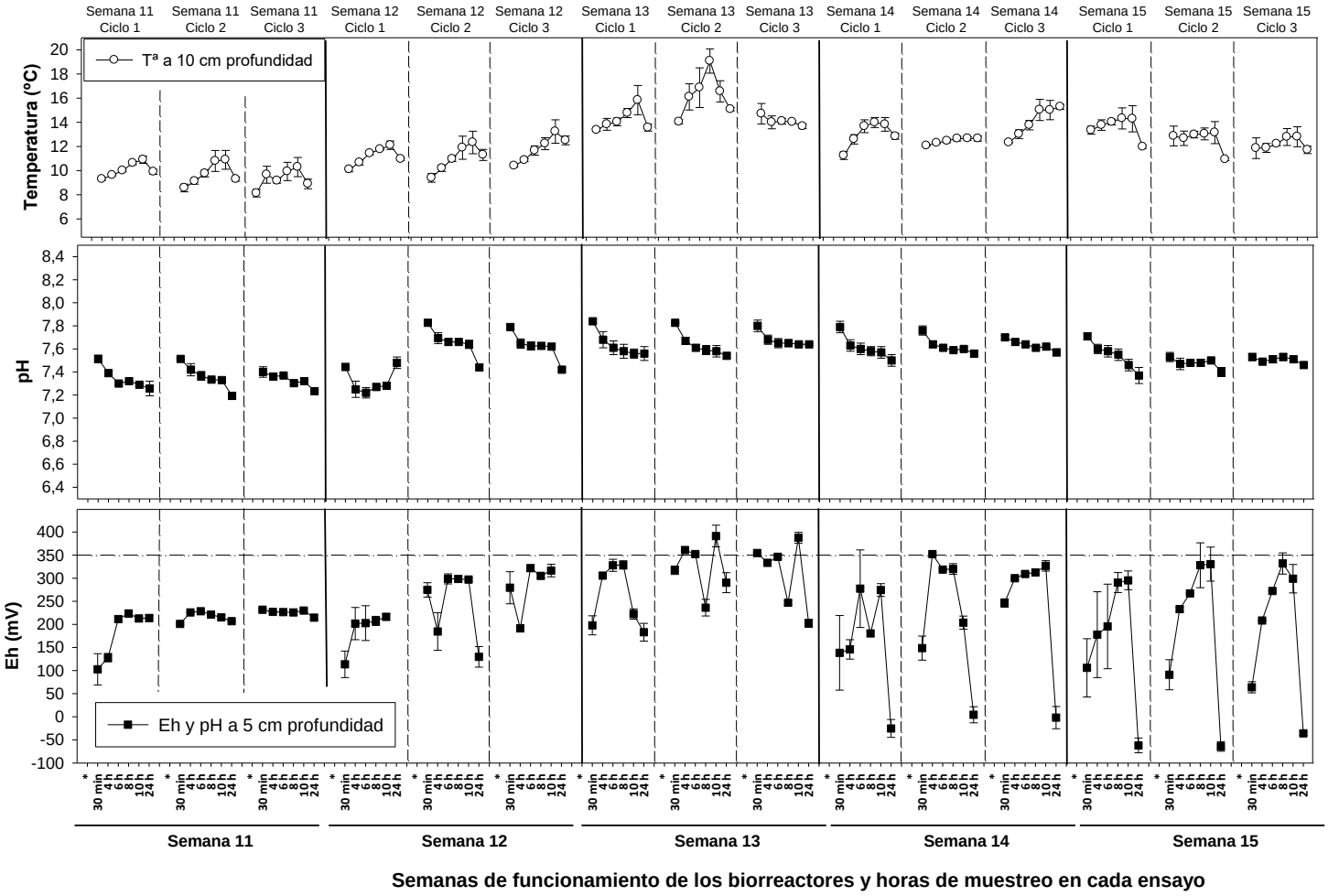


Figura 39. Evolución de la temperatura, el pH y el Eh dentro de los biorreactores rectangulares, semanas 11 a 15. Los asteriscos en el eje-X indican el inicio de cada ensayo. En el gráfico del Eh la línea de +350 mV indica el valor para condiciones subóxicas a pH= 7, a partir del cual se puede producir la desnitrificación.

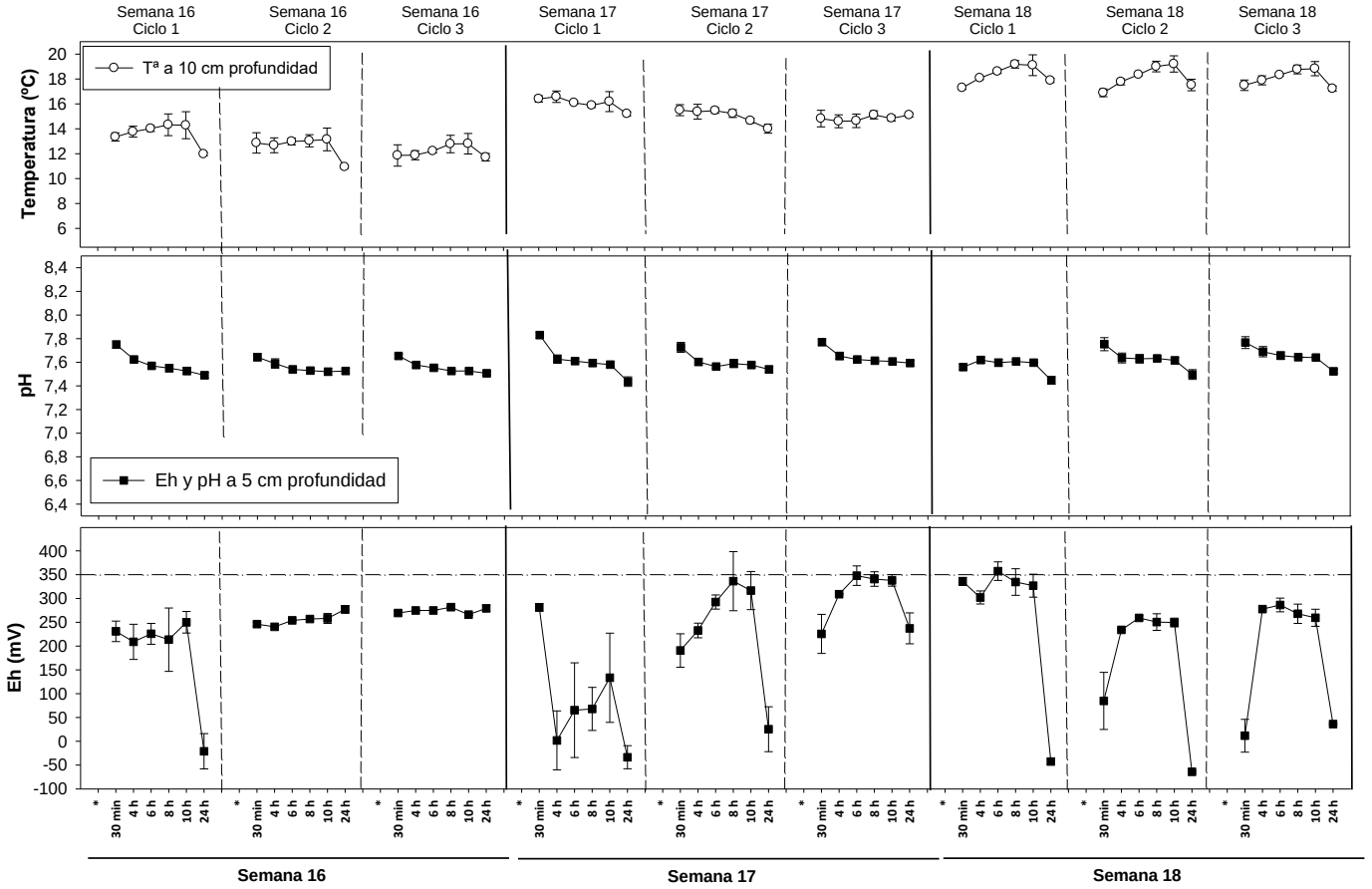


Figura 40. Evolución de la temperatura, el pH y el Eh dentro de los biorreactores rectangulares, semanas 16 a 18. Los asteriscos en el eje-X indican el inicio de cada ensayo. En el gráfico del Eh la línea de +350 mV indica el valor para condiciones subóxicas a pH= 7, a partir del cual se puede producir la desnitrificación

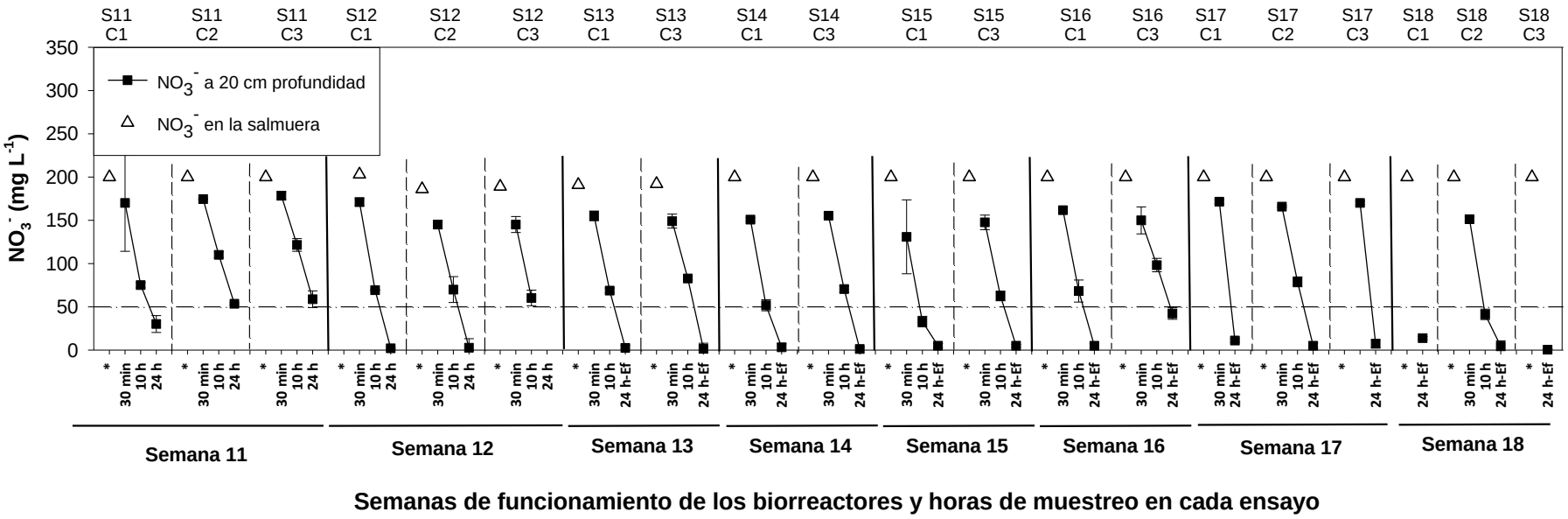


Figura 41. Concentraciones de NO_3^- en la salmuera (triángulos blancos) y en el interior de los biorreactores rectangulares (cuadrados negros), semanas 11 a 18. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD. S indica el número de semana (por ejemplo, S11: semana 13). C indica el número de ciclos de cada semana (por ejemplo, C1: ciclo 1).

VI.2.5.1.3. Rendimiento de la desnitrificación

La eficiencia en la reducción de nitratos (ERN) en el sistema ha ido variando en concordancia con las concentraciones de nitrato en la salmuera a diferentes tiempos de retención hidráulica. Así, el porcentaje de nitratos retirados de la salmuera cuando ésta permanece en contacto con las astillas durante 8 horas (TRH 8h) estuvo por encima o muy próxima al 80% en las cuatro primeras semanas (Figura 42). En la semana 5 el rendimiento fue algo inferior que en las anteriores, bajando bastante en las semanas 6 y 7 (entre un 40 y un 55% de reducción según los días), para recuperarse ligeramente en la octava semana (60-65%) y volver a descender en la novena y la décima (30-55%). A partir de la semana 12 se da una progresiva recuperación en la eficiencia, obteniéndose de nuevo eficiencias del 80% o casi en las semanas 15 y 18 (a las 10 h de TRH) (Figura 42). Esta tendencia se puede apreciar también en la Figura 44 junto a la evolución de las temperaturas máximas y mínimas medidas en el interior de los biorreactores, apreciándose una oscilación en el rendimiento de los biorreactores más o menos paralela a las oscilaciones de la temperatura de la salmuera. Destacar que las semanas seis y siete (días 16 a 21) y la semana 10 (días 28 a 30) fueron las más frías del periodo estudiado y las de menor eficiencia en la reducción de nitratos. Destacar también en que esta tendencia paralela descrita entre la evolución de la temperatura y de la eficiencia en la reducción de nitratos no se dio en la semana 3 (días 7 a 9, Figura 44), cuando bajó la temperatura mínima pero no la eficiencia en la reducción de nitratos. Este hecho puede explicarse por la gran cantidad de carbono que había en el sistema en los primeros días de funcionamiento y por el hecho que las temperaturas máximas no fueron demasiado bajas.

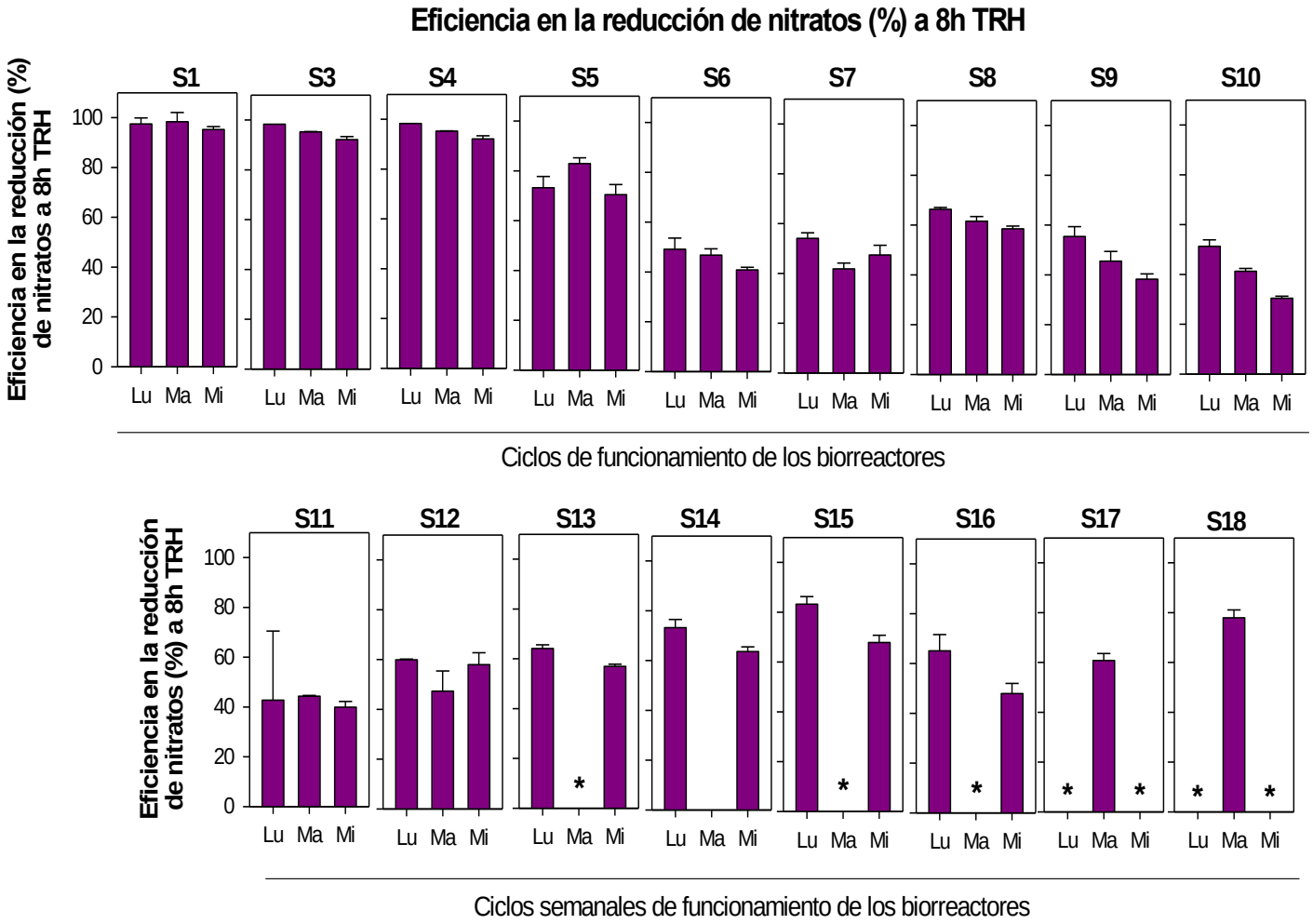


Figura 42. Eficiencia en la reducción de NO_3^- (%) a las 8 h de TRH en los biorreactores rectangulares. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD.

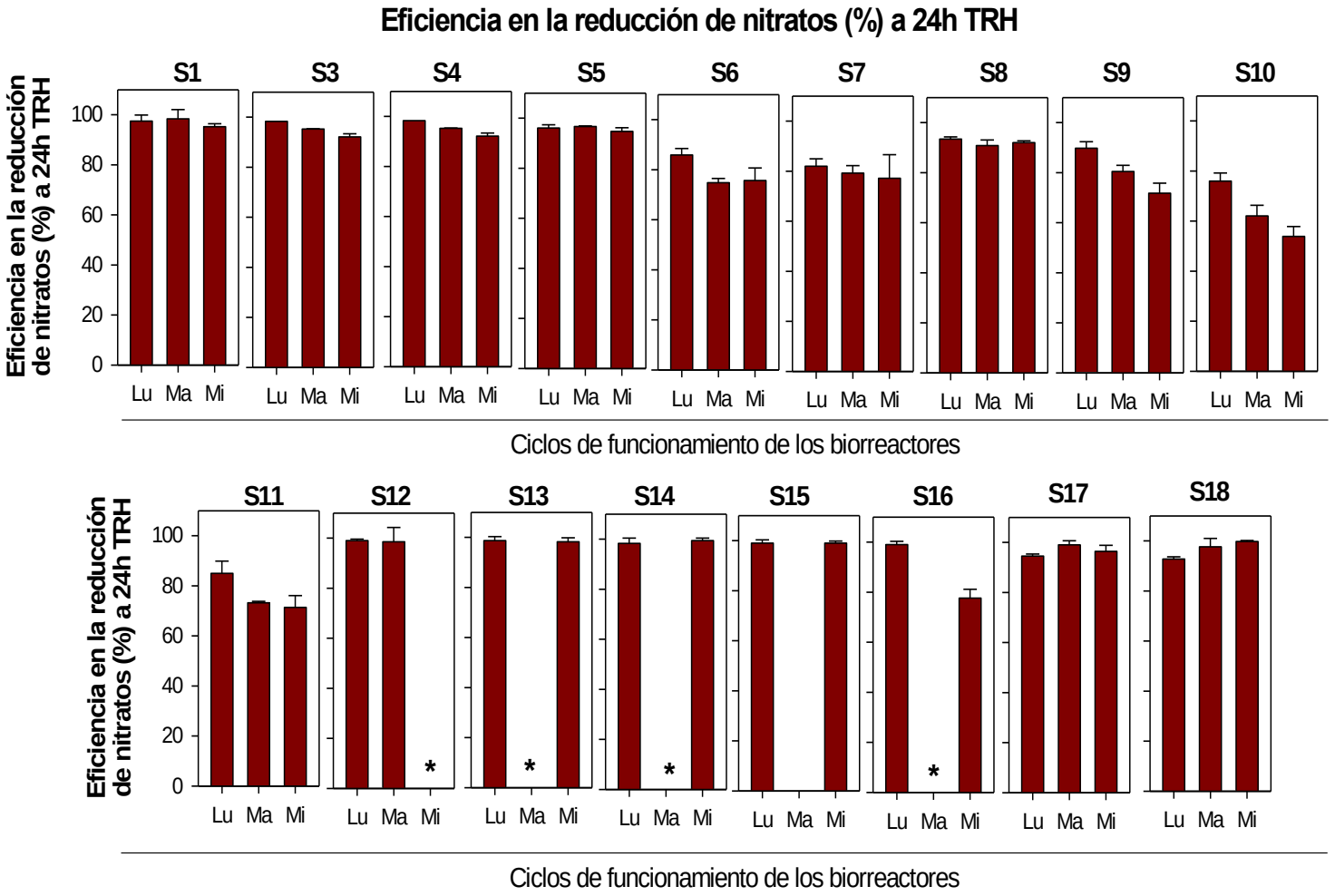


Figura 43. Eficiencia en la reducción de NO3- (%) a las 24 h de TRH en los biorreactores rectangulares. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD

Cuando el TRH fue de 24 horas (Figura 43), la eficiencia en la reducción de nitratos fue mucho más elevada que con tiempos de retención de 8 o 10 horas. Durante las primeras cinco semanas el porcentaje de reducción en la concentración de nitratos fue de aproximadamente el 95% y a partir de la semana doce casi del 100%. Las semanas más frías y que menos eficiencia mostraron con TRH de 8 horas, que fueron la 6, la 7 y la 10, mostraron a 24h de TRH reducciones del 75-85% en las dos primeras semanas citadas y del 55 al 75% en la semana 10 (Figura 44). En la Figura 45 se observa cómo a 24h de TRH las oscilaciones fueron menos acusadas que a 8h de TRH por causa de las oscilaciones de temperatura.

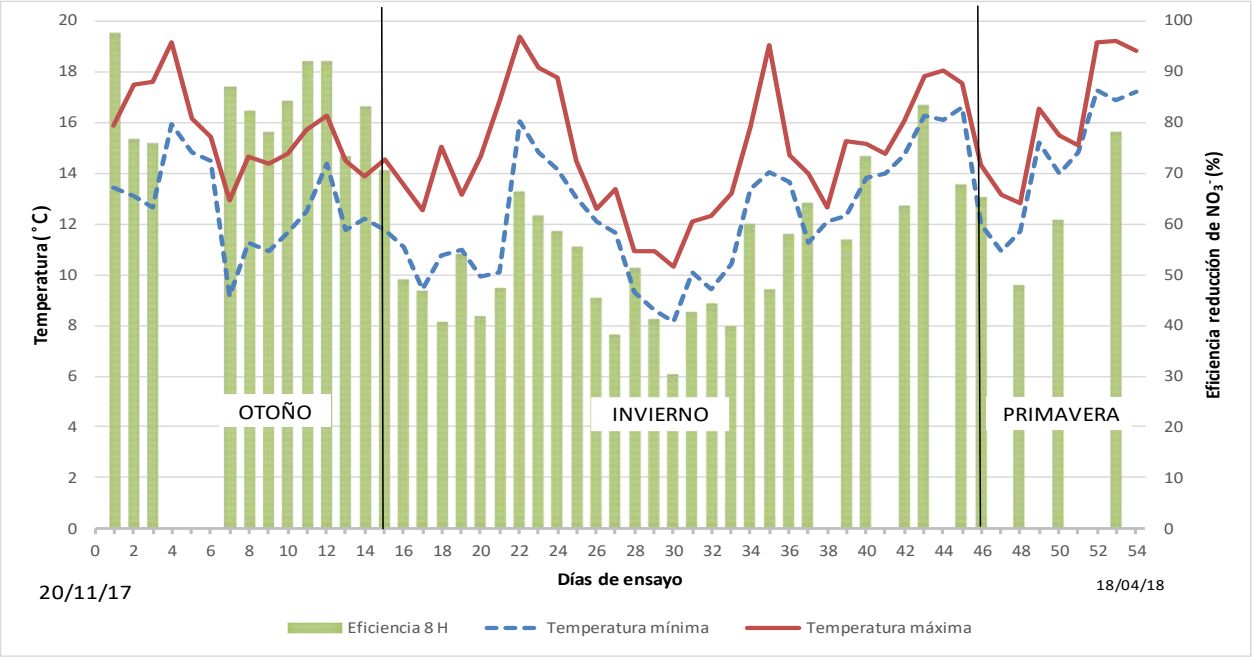


Figura 44. Evolución de la eficiencia en la reducción de los nitratos (%) en THR de 8 horas, frente a la evolución de las temperaturas en los biorreactores

En cuanto a las tasas de reducción de nitrato –TRN- (expresadas en gramos de nitrato retirados por metro cúbico y día, g NO_3- m^{-3} día) fueron siempre más elevadas a las 8 horas que a las 24 horas (Figuras 46 y 47). Esto parece contradictorio con el hecho recién comentado de que la eficiencia en la reducción de nitrato expresada en % fue menor a las 8 horas que a las 24 horas, pero se explica porque en un día se podrán llevar a cabo tres ciclos llenado-vaciado de 8 h de TRH cada uno por tan sólo uno de 24h de TRH. En cualquier caso, puesto que parece que el tiempo de retención ideal para maximizar la eficiencia en la retirada de nitratos es de 24 horas, conviene comentar que en este tiempo de retención el sistema puede eliminar cantidades de hasta 200 g NO_3^- m^{-3} día (Figura 47).

Por término medio, la tasa de desnitrificación a las 24 horas fue del 89%; únicamente en dos de los días ensayados dicha tasa estuvo por debajo del 70%; en 14 de los días se obtuvieron tasas entre el 70%-90% y en 30 de ellos se superó el 90%.

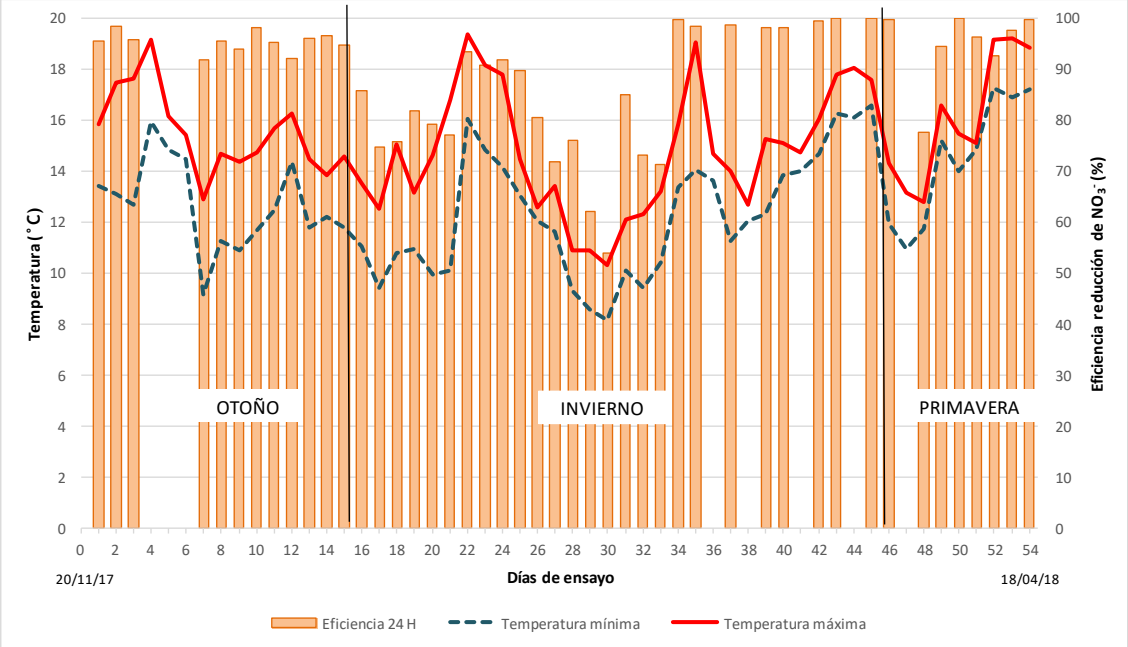


Figura 45. Evolución de la eficiencia en la reducción de los nitratos (%) en THR de 24 horas, frente a la evolución de las temperaturas en los biorreactores

La tasa de reducción de nitratos específica –TRNE- (expresada como gramos de nitrato retirado por kilogramo de biomasa -en este caso astillas- y día, g NO_3^- kg de biomasa^{-3} día) (Figuras 48 y 49) estuvo en concordancia con la TRN. En las primeras cinco semanas con tiempos de retención de 8 horas cada kilo de madera fue capaz de eliminar aproximadamente entre 1 y 1,5 g de nitrato por kilogramo de madera y día y a partir de la quinta semana entre 0,5 y 1 g. Con tiempos de retención de 24 horas cada kg de astillas puede eliminar unos 0,5 g de nitrato al día.

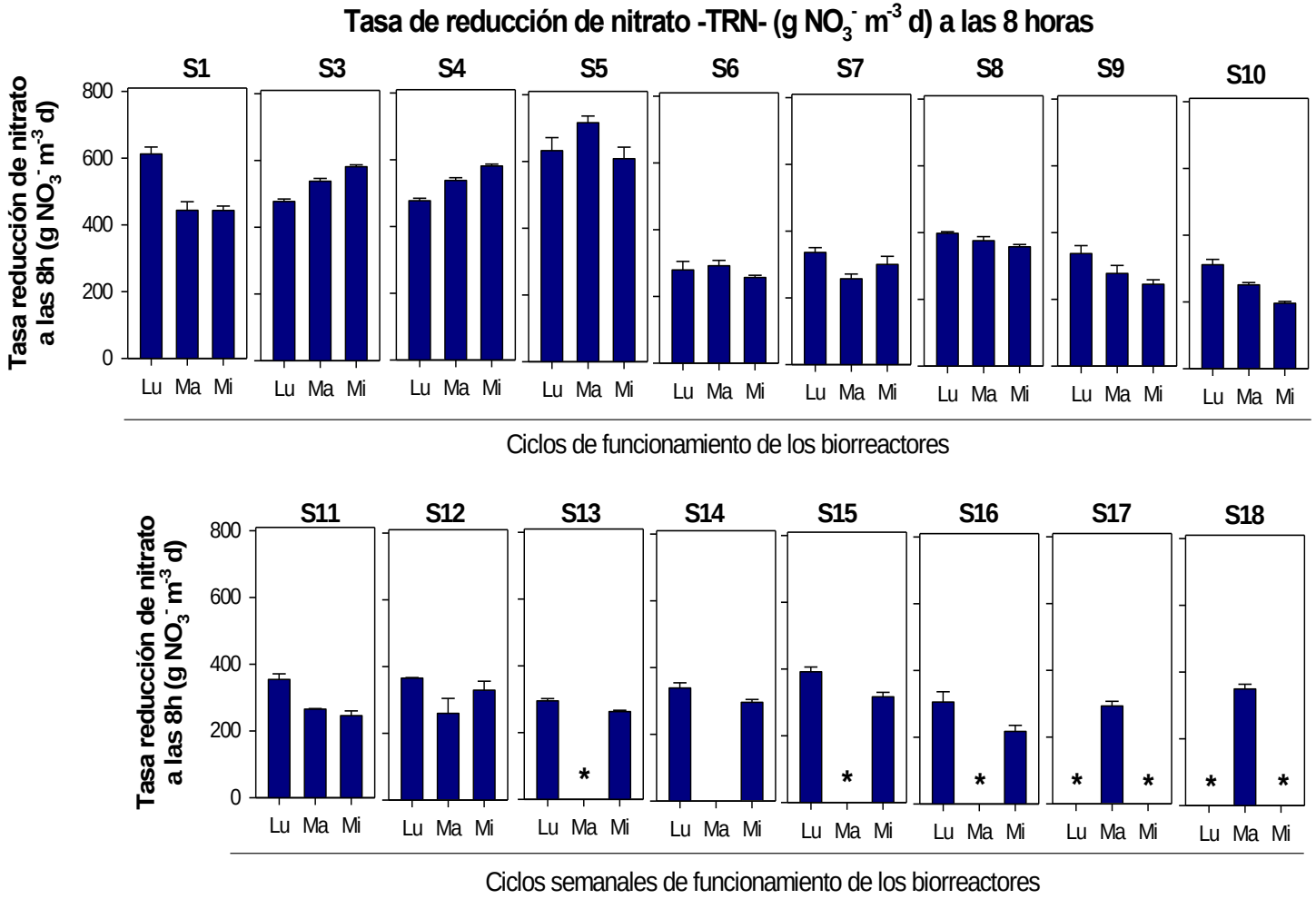


Figura 46. Tasas de reducción de NO_3^- (g NO_3^- m^{-3} día) a las 8 h de TRH en los biorreactores rectangulares. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD.

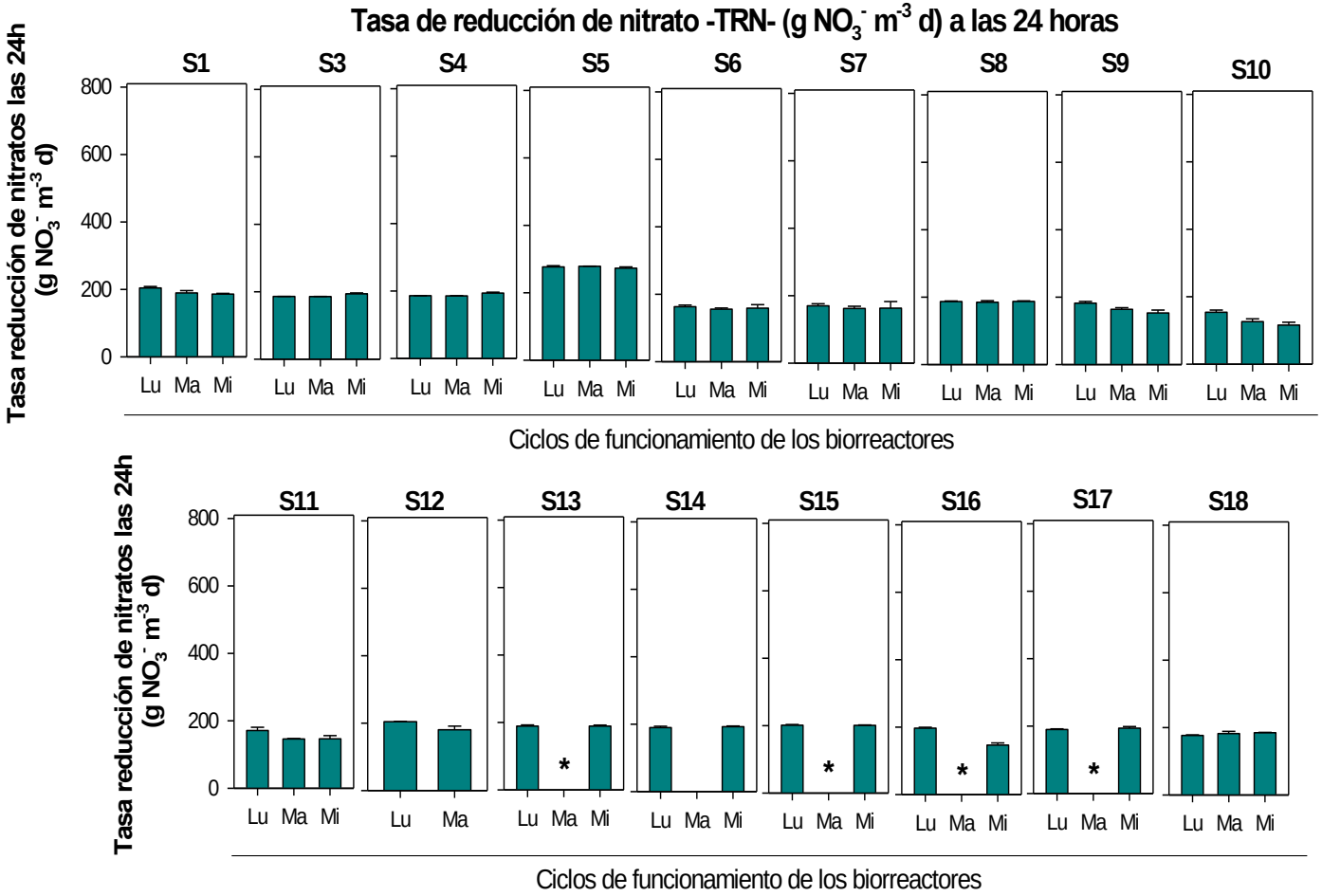


Figura 47. Tasas de reducción de NO_3^- (g NO_3^- m^{-3} día) a las 24 h de TRH en los biorreactores rectangulares. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD.

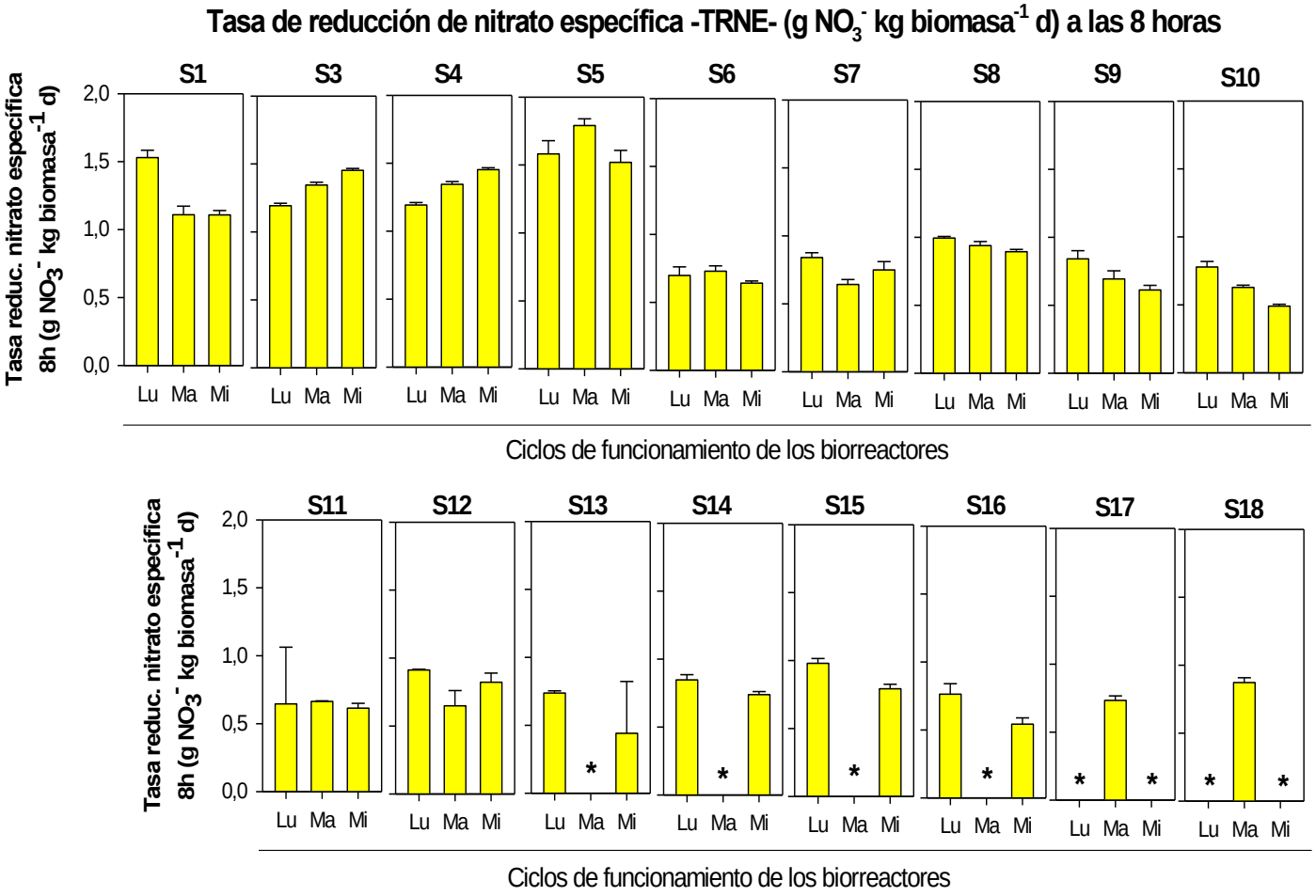


Figura 48. Tasas de reducción de NO_3^- específica (g NO_3^- kg de biomasa^{-3} día) a las 8 h de TRH en los biorreactores rectangulares. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD

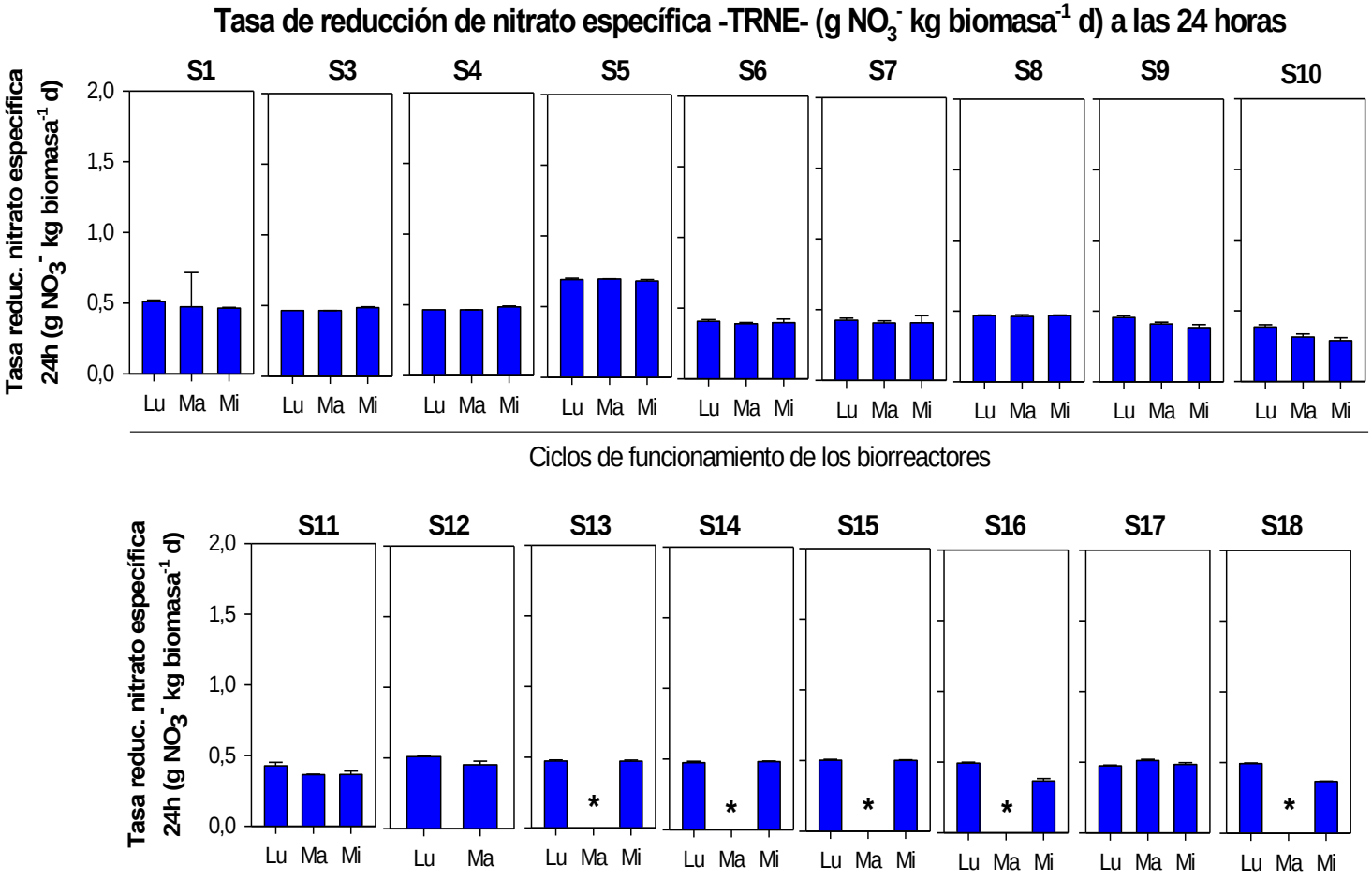


Figura 49. Tasas de reducción de NO_3^- específica (g NO_3^- kg de biomasa^{-3} día) a las 24 h de TRH en los biorreactores rectangulares. Los valores son la media de los tres biorreactores ± SD

VI.2.5.1.4. Concentraciones de nitrógeno total soluble (NTS) y de carbono orgánico soluble (COS)

La Figura 50 muestra la evolución del NTS medido en la salmuera del interior de los biorreactores a las 8h de TRH durante el tercer ciclo semanal (semanas 1 a 18) y en el efluente recogido al finalizar dicho ciclo a 24 h de TRH (semanas 10 a 18). En los primeros días de ensayo las concentraciones de NTS fueron muy altas, especialmente el primer día (210 mg L^{-1}). En el tercer día de ensayo, aunque todavía se mantenía alta la concentración de NTS, ésta ya había bajado a 43 mg L^{-1}. En las semanas 3 y 4 se detectó muy poco NTS y a partir de la quinta semana los valores se estabilizaron más o menos en torno a 10 o 20 mg L^{-1} (con alguna subida en las semanas 9, 10 y 11 que fueron las menos eficientes en retirada de nitrato). Los datos de NTS a las 24 h muestran concentraciones de entre 10 y 15 mg L^{-1} a partir de la semana 11.

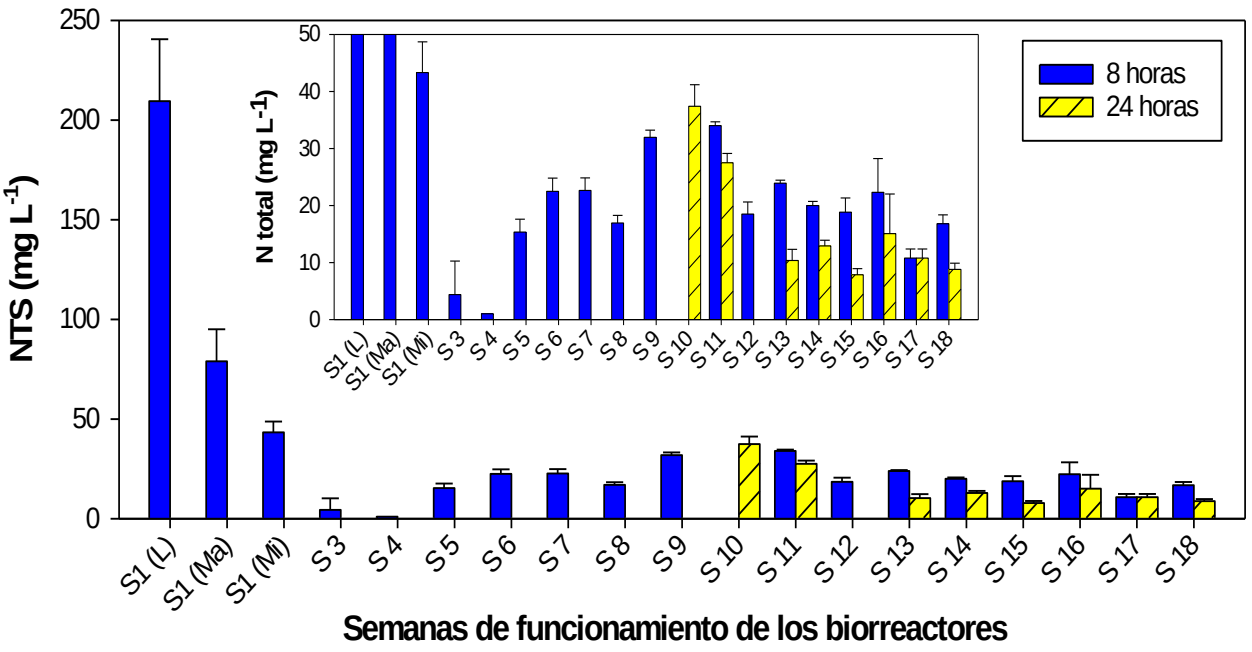


Figura 50. Promedios de nitrógeno total soluble (mg L^{-1}) en las muestras sacadas a las 8 de TRH y en el efluente a 24 horas de TRH del tercer día de cada ciclo semanal (excepto para la semana 1 que se incluyen los datos de los tres días) en los biorreactores rectangulares. Las líneas sobre las barras indican la desviación estándar

Como se ha comentado en el apartado sobre el estado de conocimiento de los sistemas de desnitrificación con biorreactores de madera (apartado IV.1), para que los microorganismos puedan llevar a cabo la desnitrificación en los biorreactores es imprescindible un aporte de carbono, en

nuestro caso en forma de astillas de madera. Por hidrólisis y por la propia acción de los microorganismos sobre la madera se va liberando carbono soluble que resulta imprescindible para el proceso. Puesto que las cargas orgánicas en los efluentes de los biorreactores vertidos a cauces o cuerpos de agua pueden provocar también eutrofización, es imprescindible medir la cantidad de carbono orgánico soluble de dichos efluentes.

En la Figura 51 se representan las concentraciones de carbono orgánico disuelto (COS) para las mismas muestras del tercer ciclo semanal en las que se midió el NTS (salmuera a las 8h de TRH -semanas 1 a 18- y efluente tras 24h de TRH -semanas 10 a 18-). Se observa cómo la primera semana, sobre todo el primer día, a las 8h las salmueras contenían más de 1.500 mg L^{-1} de COS, lo que sin duda debió provocar la rapidísima desnitrificación que se produjo ése mismo día (Figura 36). No obstante, el descenso de estas elevadísimas concentraciones de COS del primer día fue muy rápido y al tercer día de ensayo ya habían bajado a 300 mg L^{-1} aproximadamente. Durante la tercera y cuarta semana de ensayos ya tan sólo aparecían concentraciones de 70-80 mg L^{-1}, que fueron bajando paulatinamente para estabilizarse en torno a los 10-15 mg L^{-1} a partir de la semana 9.

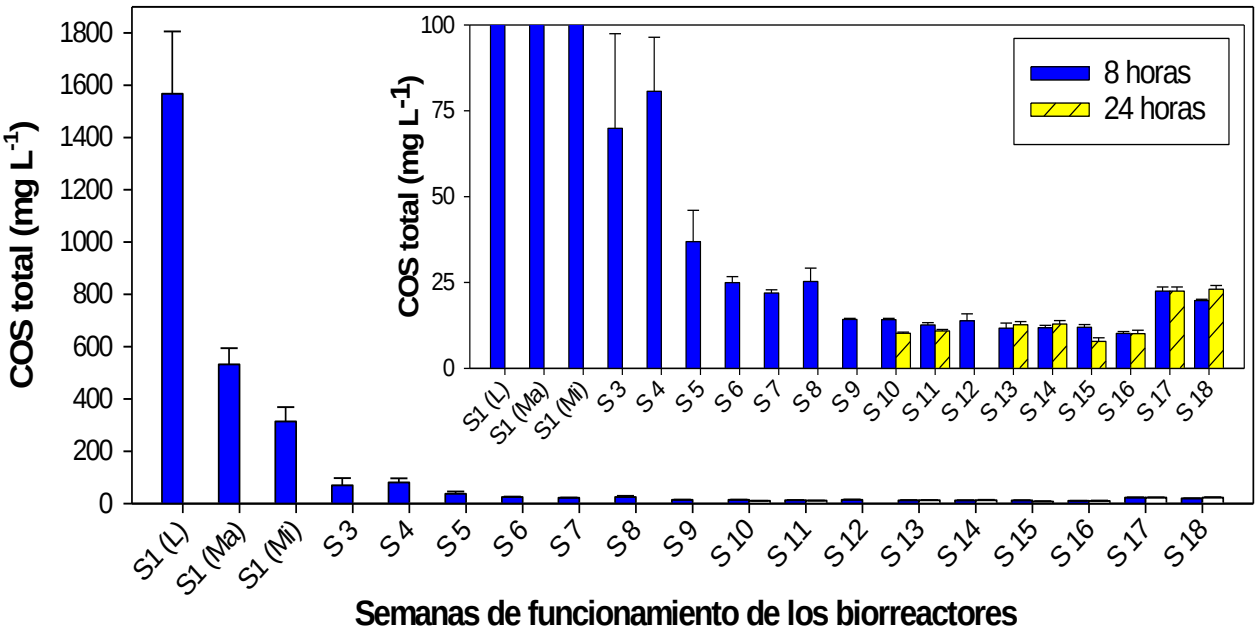


Figura 51. Promedios de carbono orgánico soluble (COS) (mg L^{-1}) en las muestras sacadas a las 8 de TRH y en el efluente a 24H de TRH del tercer día de cada semana (excepto para la semana 1 que se incluyen los datos de los tres días) en los biorreactores rectangulares. Las líneas sobre las barras indican la desviación estándar.

Como se observa en la Figura 51, la concentración de COS a las 24 h era más o menos similar a la de las 8h. Llama la atención en la citada gráfica el aumento del COS que se produjo en las dos últimas semanas 17 y 18, que puede explicarse porque dichas semanas estuvieron precedidas por un periodo de dos semanas sin inundación. Se ha demostrado que cuando un sistema que sufre anoxia con frecuencia por estar encharcado pasa por periodos de no inundación, la mineralización de la materia orgánica no sólo no cesa sino que se activa. Esto sucede porque la entrada de oxígeno produce una recuperación de las comunidades microbianas aerobias y anaerobias facultativas, que son más eficientes en la mineralización. Al mineralizarse más intensamente la materia orgánica parte de los compuestos de carbono solubles pueden acumularse en el sistema y se solubilizan en el agua cuando éste vuelve a inundarse provocando un pico de COS.

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) entre las semanas 9 y 18, osciló entre los 100 y los 140 mg L^{-1}, con valores de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5) muy bajos, entre 10 y 15 mg L^{-1}. Como se ha comentado en el apartado VI.2.4.1, actualmente ESAMUR está llevando a cabo análisis de respirometría para conocer en detalle la biodegradabilidad del carbono soluble de los efluentes. Durante la redacción de este informe se han recibido los primeros datos (relativos a la semana 18), que indican valores de DQO relativamente bajos (112 mg L^{-1}) y con una fracción fácilmente biodegradable muy elevada (79%) (Figura 52). De la fracción no biodegradable (21%) tan solo el 4% es soluble, no eliminable por métodos físicos.

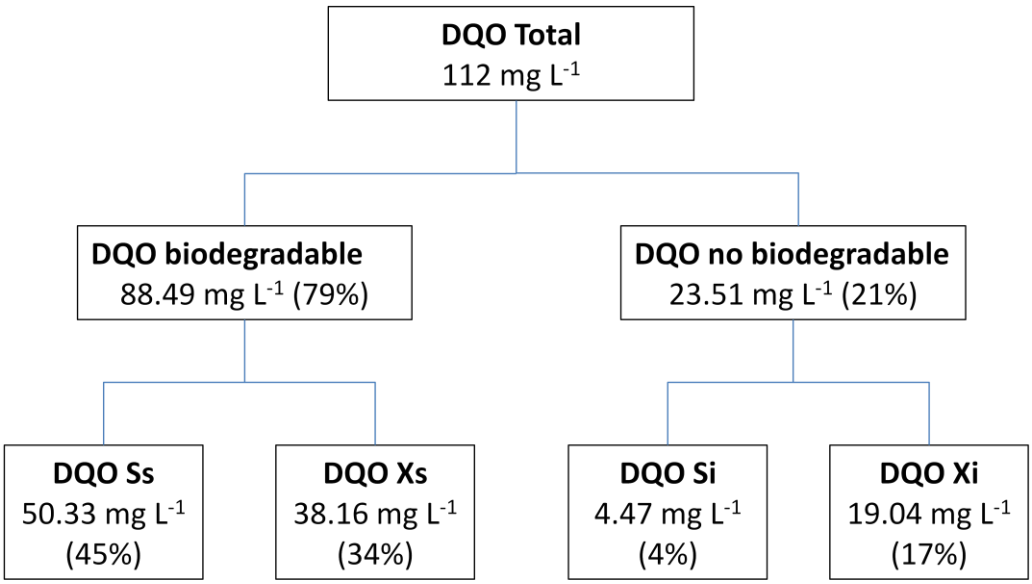


Figura 52. Esquema de con las diferentes fracciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Para cada fracción se indica su concentración en mg L^{-1} y el porcentaje que supone con respecto a la DQO total. DQO Ss: fracción fácilmente biodegradable; DQO Xs: fracción lentamente biodegradable; DQO Si: fracción soluble; DQO Xi: fracción particulada.

Estos resultados indicarían que, en el caso de que los efluentes de salmuera contuvieran cargas orgánicas demasiado elevadas para vertido (DQO por encima de 125 mg L^{-1}), no sería problemático rebajar esas cargas por métodos convencionales de depuración. No obstante, al tratarse de los primeros y únicos datos disponibles no han sido considerados a la hora de redactar las conclusiones de este informe, a la espera de disponer de mayor volumen de análisis de estos parámetros.

VI.2.5.2. Ensayo con biorreactores cilíndricos

Este ensayo se inició con un desfase de diez semanas con respecto al de los biorreactores rectangulares, coincidiendo, por tanto, la primera semana de su funcionamiento con la semana 11 de los rectangulares. En concreto se puso en marcha el 12 de febrero de 2018 y el último día muestreado para este informe fue el 19 de abril. Por tanto el período de muestreo ha sido de ocho semanas.

VI.2.5.2.1. Temperatura, pH y potencial redox (Eh)

Durante el primer y segundo día de las semana 1 las temperaturas mínimas apenas sobrepasaron los 10 ºC y las máximas los 11ºC, pero el resto del periodo de tiempo analizado (ocho semanas) ha mostrado temperaturas muy benignas. Durante estas ocho semanas la media de las temperaturas mínimas de la salmuera en los biorreactores ha sido de 14,02 ± 2,57 y la media de las máximas de 16,43 ± 2.65, con una diferencia entre máximas y mínimas de apenas 2,4 ºC.

El pH y Eh (Figuras 53 y 54) mostraron tendencias similares a las de los biorreactores rectangulares. Durante los primeros ciclos (semanas 1 y 2) el pH tendió a descender a valores <7 durante las 24 h de TRH, atribuible a los altos contenidos de COS (Figura 56). A partir de la semana 3, en la que el COS fue < 100 mg L-1, el pH se elevó a valores > 7, aunque siguió oscilando en aproximadamente 0,5 puntos a lo largo de cada ciclo hasta la semana 6, en la que se estabilizó en valores en torno a 7,5 (Figura 54). Los valores de pH fueron similares a 32 y a 72 cm de profundidad.

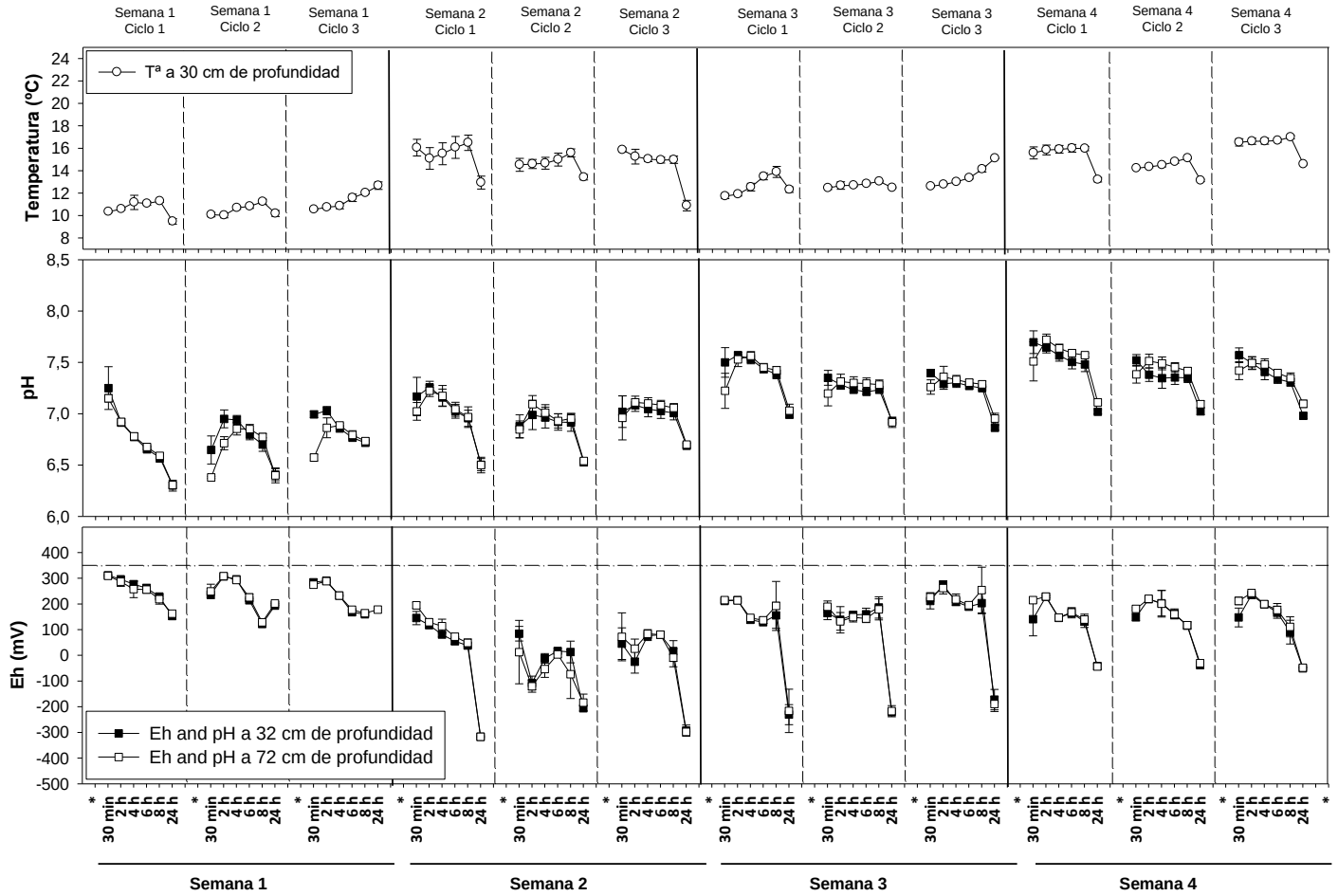


Figura 53. Evolución de la temperatura, el pH y el Eh dentro de los biorreactores cilíndricos, semanas 1 a 4. Los asteriscos en el eje-X indican el inicio de cada ensayo. En el gráfico del Eh la línea de +350 mV indica el valor para condiciones subóxicas a pH= 7, a partir del cual se puede producir la desnitrificación

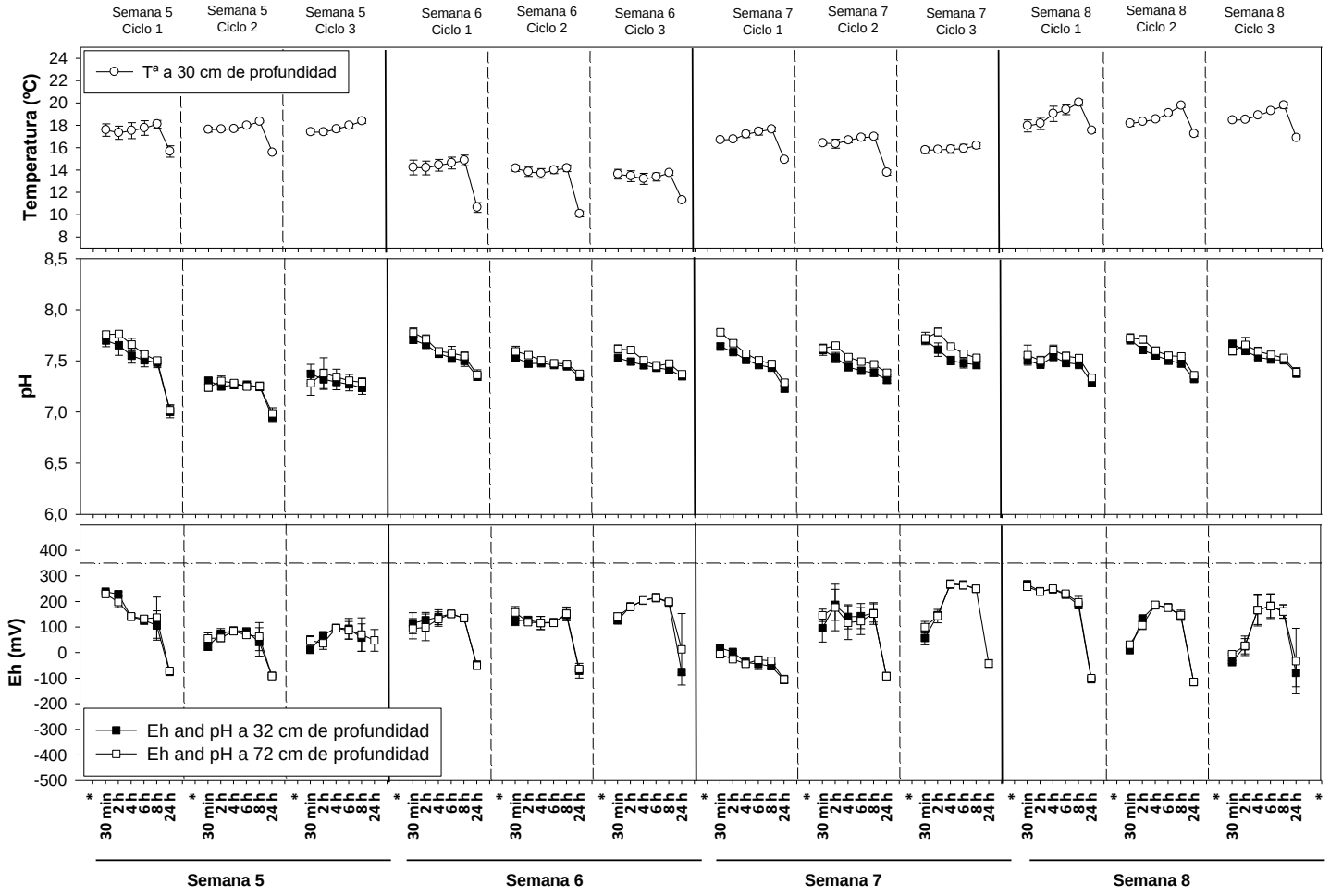


Figura 54. Evolución de la temperatura, el pH y el Eh dentro de los biorreactores cilíndricos, semanas 5 a 8. Los asteriscos en el eje-X indican el inicio de cada ensayo. En el gráfico del Eh la línea de +350 mV indica el valor para condiciones subóxicas a pH= 7, a partir del cual se puede producir la desnitrificación.

El Eh estuvo siempre por debajo de +350 mV, condiciones aptas para la desnitrificación a los valores de pH obtenidos, alcanzándose valores extremadamente bajos (< -300 mV) a las 24h de TRH las semanas 2 y 3, indicativos de fuerte anoxia (Figuras 53 y 54). Los biorreactores mantuvieron condiciones homogéneas de escasa oxigenación a lo largo de su profundidad, como se evidencia por los valores similares de Eh a 32 y 72 cm.

VI.2.5.2.2. Concentraciones de NO_3^-, NO_2^- y NH_4^+

En relación a las concentraciones de estos iones, por el momento sólo se cuenta con algunos datos de las dos primeras semanas de funcionamiento, que muestran al igual que los biorreactores rectangulares una intensa desnitrificación, con valores por debajo de 50 mg L^{-1}, con TRH de 8 horas. No obstante es imprescindible contar con los datos del resto de semanas muestreadas para evaluar de manera correcta el funcionamiento de los biorreactores cilíndricos, aunque no hay razones para pensar que sean menos efectivos que los rectangulares.

Respecto a las concentraciones de amonio, al igual que pasó en los biorreactores rectangulares, se volvió a detectar una subida muy significativa de las concentraciones en el primer día (hasta de 80 mg L^{-1} a las 8 h y de unos 60 mg a las 24 h), que también se mantuvo en el segundo día y ya fue mucho menos significativa al tercer día (máximos de 40 mg L^{-1}). En definitiva, mostró un comportamiento similar al de los biorreactores rectangulares.

En cuanto al nitrito, también ocurrió algo similar a lo descrito en los biorreactores rectangulares. El primer día de ensayo se dispararon las concentraciones hasta valores de 120 mg L^{-1} pero descendieron paulatinamente hasta los 2 o 3 mg L^{-1} a las 8h desde la inundación. Lo mismo ocurrió al segundo día y al tercero, aunque con valores máximos de casi 90 mg L^{-1}, pero bajando a valores de 2-3 mg L^{-1} a las 8 horas. En la segunda semana los valores continuaron bajando y el día 6 ya sólo mostró concentraciones máximas de 10 mg L^{-1} y mínimas en torno a 1 o 2 mg L^{-1}.

Con los pocos datos de concentración de nitratos que se tienen no se puede evaluar de forma adecuada la eficiencia de los biorreactores cilíndricos en la desnitrificación ni el efecto de la profundidad en dicha eficiencia. No obstante, la similitud en las condiciones de temperatura, pH y Eh a 32 y 72 cm hace pensar que una vez transcurridas las primeras semanas y estabilizadas las condiciones en los biorreactores la profundidad no será un factor decisivo en su efectividad. En próximos informes se podrán confirmar o refutar estas suposiciones.

VI.2.5.2.3. Concentraciones de nitrógeno total soluble (NTS) y de carbono orgánico soluble (COS)

El comportamiento del NTS y del COS (Figuras 55 y 56) fue similar al de los biorreactores rectangulares (Figuras 50 y 51). El NTS presentó los valores más elevados al inicio, disminuyendo a partir de la semana 2 para incrementarse de nuevo hacia las semanas 6 y 7 y volver a bajar la semana 8. El COS fue disminuyendo progresivamente de la semana 1 a la 8. Para poder interpretar la dinámica del NTS es necesario contar con los datos de N inorgánico disuelto ($N\text{-}NO_3^-$, $N\text{-}NO_2^-$ y $N\text{-}NH_4^+$). Sin embargo, los datos de COS son claros: al igual que ocurría en los biorreactores rectangulares, las elevadas concentraciones iniciales de COS fueron lavándose en los sucesivos ciclos hasta alcanzar unas concentraciones que parece que tendieron a estabilizarse alrededor de 15-20 mg L^{-1} a partir de la semana 7.

En este ensayo con biorreactores cilíndricos sí se analizaron los parámetros DBO5 y DQO desde su puesta en funcionamiento (se analizaron efluentes de 8h en semanas alternas). En concordancia con los elevados valores de COS de la semana 1, la DQO alcanzó valores de más de 700 mg L^{-1} en el tercer ciclo de inundación de esa semana a las 8h de TRH, en la semana 3 se detectaron unos 250 mg L^{-1}, 189 mg L^{-1} en la semana 5 y tan solo 114 mg L^{-1} en la semana 7. En estas últimas semanas la DBO_5 osciló entre 20-25 mg L^{-1}. Aunque son necesarios estudios más detallados sobre la biodegradabilidad de este carbono soluble en los efluentes de las salmueras, los datos de estos parámetros nos indican que las concentraciones de COS en las salmueras tratadas no tendrían por qué ser un inconveniente para el vertido de estas salmueras a masas de agua.

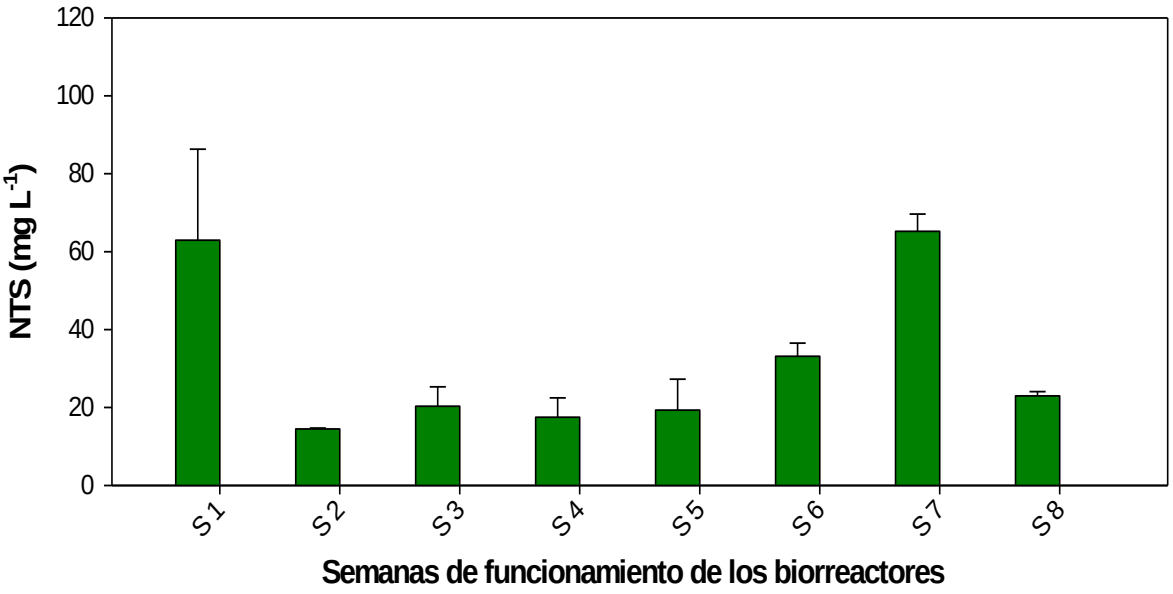


Figura 55. Promedios de nitrógeno total soluble (NTS) (mg L^{-1}) en muestras sacadas a las 8 horas de TRH a 32 cm de profundidad del tercer día de cada ciclo semanal en los biorreactores cilíndricos. Las líneas sobre las barras indican la desviación estándar.

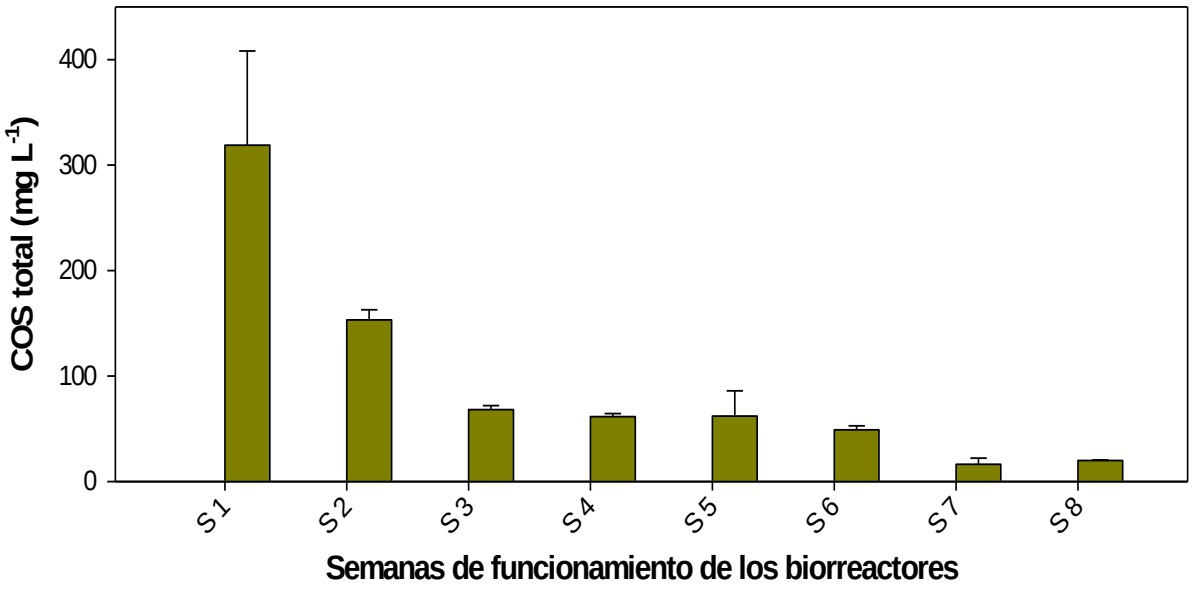


Figura 56. Promedios de carbono orgánico soluble (COS) (mg L^{-1}) en muestras sacadas a las 8 horas de TRH a 32 cm de profundidad del tercer día de cada semana (excepto para la semana 1 que se incluyen los datos de los tres días) en los biorreactores cilíndricos. Las líneas sobre las barras indican la desviación estándar.

VI.2.6. Conclusiones de los ensayos con biorreactores de madera

Los ensayos realizados hasta la fecha han demostrado que estos biorreactores de madera son un sistema muy eficaz y sostenible para la desnitrificación en origen de las salmueras en el Campo de Cartagena con tiempos de retención de tan solo 24 horas (valores medios de desnitrificación del 89%). Incluso en el periodo invernal, las temperaturas de la zona son tan suaves que apenas afectan a la eficacia del sistema cuando los tiempos de retención hidráulica alcanzan las 24 horas.

Las astillas utilizadas como fuente de carbono proporcionan suficiente carbono soluble para permitir altas tasas de desnitrificación después de cinco meses de funcionamiento.

El gran número de muestras analizadas y el hecho de que las tendencias en el comportamiento del sistema se repitan tanto a nivel de laboratorio como a mayor escala en los tipos de biorreactores ensayados dan robustez a los resultados y a las conclusiones.

Es necesario implementar una fase de experimentación con este tipo de biorreactores a escala de finca en diferentes explotaciones agrícolas con pozos autorizados que extraigan distintos caudales y tipos de salmuera (con diferente salinidad y concentración de nitratos). En estas explotaciones se seguiría monitorizando el funcionamiento del sistema a largo plazo para obtener el máximo de información que sirva para las mejoras adicionales que se pudieran implementar (utilización de otras fuentes de carbono, diferentes tamaños de astillas, siembra de microorganismos, control de temperatura, etc.).

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Addy, K. y otros, 2016. Denitrifying Bioreactors for Nitrate Removal: A Meta-Analysis. *Journal of Environmental Quality Abstract - Special Section: Moving Denitrifying Bioreactors Beyond Proof of Concept,* 45(3), pp. 873-881.

Anon., 2014. *The Minnesota Nutrient Reduction Strategy,* St. Paul, Minnesota: Minnesota Pollution Control Agency.

Appleford, J. y otros, 2008. *Characterization of Microorganisms Contributing to Denitrification in Tile Drain Biofilters in Illinois.* Providence, ASABE International Meeting .

Bhandari, A. & Kult, K., 2010. *Denitrifying drainage bioreactors: Woodchip bioreactors..* Iowa, Presentation to the Ag BMP Expert Panel for the Raccoon River Basin Water Quality Master Plan.

Blowes, D., Robertson, W., Ptacek, C. & Merkley, C., 1994. Removal of agricultural nitrate from tile-drainage effluent watere using in-line bioreactors. *Journal of Contaminant Hydrology,* pp. 207-221.

Blowes, D. W. y otros, 2000. Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology,* Volumen 45, pp. 123-137.

Bock, E. M., Coleman, B. & Easton, Z. M., 2015. Effect of Biochar on Nitrate Removal in a Pilot-Scale Denitrifying Bioreactor. *Journal of Environmental Quality Abstract - Special Section: Moving Denitrifying Bioreactors Beyond Proof of Concept,* 45(3), pp. 762-771.

Cabezas, F. & Martínez, A., 2009. *Estado actual del conocimiento científico,* Murcia: Instituto Euromediterráneo del Agua.

Cameron, S. G. & Schipper, L. A., 2010. Nitrate removal and hydraulic performance of organic carbon for use in denitrification beds. *Ecological Engineering,* Volumen 38, pp. 1588-1595.

Christianson, L., Bhandari, A. & Helmers, 2011. *Potential Design Methodology for Agricultural Drainage Denitrification Bioreactors.* Palms Springs, California, EWRI Congress.

Christianson, L. y otros, 2010a. Technical Note: Hydraulic Property Determination of Denitrifying Bioreactor Fill Media. *Applied Engineering in Agriculture,* 26(5), pp. 849-854.

Christianson, L. E., 2011. *Design and performance of denitrification bioreactors for agricultural drainage.* Iowa: Iowa State University.

Christianson, L. E. & Schipper, L. A., 2016. Moving Denitrifying Bioreactors beyond Proof of Concept: Introduction to the Special Section. *Journal of Environmental Quality,* pp. 757-761.

Christianson, L. & Tyndall, J., 2011. Seeking a dialogue: a targeted technology for sustainable agricultural systems in the American Corn Belt. *Sustainability: Science, Practice and Policy,* 7(2), pp. 70-77.

Chun, J., Cooke, R., J.W., E. & Kang, M., 2009. Estimation of flow and transport parameters for woodchip-based bioreactors: I. laboratory-scale bioreactor. *Biosystems Engineering,* 104(3), pp. 384-395.

Cooke, R., Doheny, M. & Hirschi, M., 2001. Bio-reactors for edge of field treatment of tile outflow. *ASAE Annual Meeting.*

Diaz, R., Garcia, J., Mujeriego, R. & Lucas, M., 2003. A Quick, Low-Cost Treatment Method for Secondary Effluent Nitrate Removal through Denitrification. *Environmental Engineering Science,* Volumen 20, pp. 693-702.

Doheny, A., 2002. *Amerlioration of tile nitrate and atrazing using inline biofilters.* Illinois: University of Illinois at Urbana-Champaign.

Ekama, G., Dold, P. & G.v.R., M., 1986. Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science Technology,* Issue 18, pp. 91-114.

Elgood, Z., Robertson, S., Schiff, S. & Elgood, R., 2010. Nitrate removal and greenhouse gas production in a stream-bed denitrifying bioreactor. *Ecological Engineering,* 36(11), pp. 1575-1580.

Extension, I., 2006. *Denitrification of Agricultural Sub-Surface Drainage; Kenneth Pint Farm.* [En línea] Available at: http://www.heartlandwq.iastate.edu/NR/rdonlyres/3FB71A4D7B21-4549-943E-C9B42DA3DCBF/0/061122LCbiofilter1.pdf

Fenton, O. y otros, 2016. Holistic Evaluation of Field-Scale Denitrifying Bioreactors as a Basis to Improve Environmental Sustainability. *Journal of Environmental Quality Abstract - Special Section: Moving Denitrifying Bioreactors Beyond Proof of Concept,* 45(3), pp. 788-795.

Gibert, O., Pomierny, S., Rowe, I. & Kalin, R., 2008. Selection of organic substrates as potential reactive materials for use in a denitrification permeable reactive barrier (PRB). *Bioresource Technology,* 99(7587-7596).

Greenan, C. y otros, 2006. Comparing carbon substrates for denitrification of subsurface drainage water. *Journal Environmental Quality,* Volumen 35, pp. 824-829.

Greenan, C. y otros, 2009. Denitrification in Wood Chip Bioreactors at Different Water Flows. *Journal of Environmental Quality ,* Volumen 38, pp. 1664-1671.

Hoover, N. L., Bhandari, A., Soupir, M. L. & Moorman, T. B., 2015. Woodchip Denitrification Bioreactors: Impact of Temperature and Hydraulic Retention Time on Nitrate Removal. *Journal of Environmental Quality Abstract - Special Section: Moving Denitrifying Bioreactors Beyond Proof of Concept,* 45(3), pp. 803-812.

IDALS, 2014. *Iowa nutrient reduction strategy: A science and technology-based framework to assess and reduce nutrients to Iowa waters and the Gulf of Mexico.* [En línea]
Available at: http://www.nutrientstrategy.iastate.edu/

ISA, 2010. *Environmental Programs: Bioreactor Basics.* [En línea]
Available at: http://www.iasoybeans.com/environment/bioreactorbasics.html
[Último acceso: 2010].

León, V. M. & Bellido, J. M., 2016. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado,* s.l.: Instituto Español de Oceanografía. Ministerio de Economía y Competitividad.

Lepine, C., Christianson, L., Sharren, K. & Summerfelt, S., 2015. Optimizing Hydraulic Retention Times in Denitrifying Woodchip Bioreactors Treating Recirculating Aquaculture System Wastewater. *Journal of Environmental Quality Abstract - Special Section: Moving Denitrifying Bioreactors Beyond Proof of Concept,* 45(3), pp. 813-821.

Long, L., Schipper, L. & Bruesewitz, D., 2011. Long-term nitrate removal in a denitrification wall. *Agriculture, Ecosystems & Environment,* Volumen 140, pp. 514-520.

McLaughlan, R. & Al-Mashaqbeh, O., 2009. Effect of media type and particle size on dissolved organic carbon release from woody filtration media. *Bioresource Technology,* Volumen 100, pp. 1020-1023.

Moorman, T. B., Parkin, T. B., Kaspar, T. B. & Jynes, D. B., 2010. Denitrification activity, wood loss, and N2O emissions over 9 years from a wood chip bioreactor. *Ecological Engineering,* 36(11), pp. 1567-1574.

Pluer, W. T., Geohring, L. D., Steenhuis, T. S. & Walter, M. T., 2016. Controls Influencing the Treatment of Excess Agricultural Nitrate with Denitrifying Bioreactors. *Journal of Environmental Quality Abstract - Special Section: Moving Denitrifying Bioreactors Beyond Proof of Concept,* 45(3), pp. 772-778.

Robertson, W., Blowes, D., Ptacek, C. & Cherry, J., 2000. Long-Term Performance of In Situ Reactive Barriers for Nitrate Remediation. *Groundwater,* 38(5), pp. 689-695.

Robertson, W. & Cherry, J., 1995. In: situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers. Field trials. *Ground Water,* pp. 99-111.

Robertson, W., Ford, G. & Lombardo, P., 2005a. Wood-based filter for nitrate removal in septic systems. *Transactions of the ASAE,* Volumen 48, pp. 121-128.

Robertson, W. & Merkley, L., 2009. In-stream bioreactor for agricultural nitrate treatment. *Journal Environmental Quality,* Volumen 38, pp. 230-237.

Robertson, W., Yeung, N., Van Driel, P. & Lombardo, P., 2005b. High-Permeability Layers for Remediation of Ground Water; Go Wide, Not Deep. *Groundwater,* 43(4), pp. 574-581.

Schipper, L. A. y otros, 2010b. Denitrifying bioreactors—An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. *Ecological ENgineering,* 36(11), pp. 1532-1543.

Shipper, L. & Vojvodic-Vukovic, M., 1998. Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust: Field trial. *Journal of Environmental Quality Abstract,* pp. 664-668.

Spanjers, H. & Vanrolleghem, P., 1995. Respirometry as a tool for rapid characterization wastewater and activated sludge. *Water Science Technology,* 31(2), pp. 105-114.

Strategy, I. N. L. R., 2015. *Illinois nutrient loss reduction strategy.,* Illinois: Illinois Departament of Agriculture.

USDA-NRCS, 2015. *Conservation practice standard denitrifying bioreactor code 605.* Washington DC: USDA-NRCS.

Van Driel, P., Robertson, W. & Merkley, L., 2006a. Upflow reactors for riparian zone denitrification. *Journal of Environmental Quality,* Volumen 35, pp. 412-420.

Van Driel, P., Robertson, W. & Merkley, L., 2006b. Denitrification of agricultural drainage using wood-based reactors. *ASABE,* 49(2), pp. 565-573.

Vepraskas, M. & Faulker, S., 2001. Redox Chemistry of hydric soils. En: *Wetlands Soils.* Florida: Genesis, Hydrology, Landscape and Classificarion Publishers, pp. 85-106.

Warneke, S. y otros, 2011a. Rates, controls and potential adverse effects of nitrate removal in a denitrification bed. *Ecological Engineering,* Volumen 37, pp. 511-522.

Warneke, S. y otros, 2011b. Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds. *Water Research,* 45(17), pp. 5463-5475.

Wildman, T., 2001. *Design of field-scale bioreactors for bioremediation of nitrate in tile drainage effluent.* Urbana-Champaign, Illinois: University of Illinois.

Woli, K. y otros, 2010. Nitrogen balance in and export from agricultural fields associated with controlled drainage systems and denitrifying bioreactors. *Ecological Egineering,* Volumen 36, pp. 1558-1566.

ANEXO

Dimensionamiento de un biorreactor con astillas para la eliminación de nitratos en salmueras

Dimensionamiento de un biorreactor de astillas para la eliminación de nitratos en salmueras

Basándonos en los resultados de los ensayos y en la bibliografía científica estudiada hemos elaborado el siguiente anexo relativo al diseño de un biorreactor con astillas de madera de cítrico a escala de finca agrícola.

i.1. Parámetros y valores de partida

El presente apartado detalla el dimensionamiento de un biorreactor de astillas procedentes del triturado de la poda de cítricos. Se realizan los cálculos para el caso de un biorreactor que recibe 60 m^3 de salmuera total al día en un intervalo de 12 horas. Por tanto, el caudal medio de entrada al biorreactor será de 60 m^3 al día que dividido en 12 horas dará lugar a un caudal medio horario de 5 $m^3\ h^{-1}$.

Según el grado de triturado de la poda de cítricos utilizada se alcanzan valores de porosidad medidos en laboratorio, ρ, del 60%, es decir las astillas ocupan el 40% del volumen quedando el 60% restante para ser rellenado por el agua a tratar.

Desde el punto de vista hidráulico, el biorreactor funciona como una zanja de drenaje en la que es de aplicación la ley de Darcy que nos permite conocer la pérdida de carga a lo largo de la zanja a partir de la ecuación:

$$Q = k * i * A = k * \frac{(nivel\ agua\ entrada - nivel\ agua\ salida)}{L} * A$$

Donde ***Q*** es el caudal circulante a través de la zanja y que coincide tanto con el caudal entrante a la zanja como con el caudal saliente de la zanja; ***k*** es la conductividad hidráulica del agua a través de la zanja que adopta valores entre ***0,04 y 0,095 m*** s^{-1} en función del grado de oclusión y compacidad adoptada por las astillas a lo largo del tiempo, y siendo el valor de 0.04 m s^{-1} el que proporciona el valor de oclusión máximo; ***i*** es la pérdida de carga a lo largo de la zanja que se calcula como el **nivel de agua a la entrada** – el **nivel de agua a la salida** dividido por la longitud de la zanja, ***L***; ***A*** es el área transversal de la zanja.

A partir de la ecuación de Darcy, podemos calcular los niveles alcanzados por el agua a lo largo de la zanja dependiendo de los caudales de paso del agua a través de la zanja y comprobar que no se producirá vertido.

El biorreactor adoptará la forma de una zanja de drenaje donde la relación largo/(ancho medio) será superior a 3, dado que los rendimientos de eliminación de nitratos obtenidos en casos similares aconsejan ir a procesos del tipo flujo pistón (Christianson, 2011).

En vista de los rendimientos de eliminación de nitratos obtenidos en los trabajos experimentales realizados en la finca experimental Tomás Ferro de la UPCT, que han quedado detallados en el presente informe, se opta por un Tiempo de Retención Hidráulico, ***TRH***, de **24 horas**. Así, considerando el flujo hidráulico podemos decir que:

$$TRH = \frac{L * A * \rho}{k * i * A} = \frac{V * \rho}{Q}$$

Donde ***V*** es el volumen de la zanja de drenaje que constituye el biorreactor. El TRH propuesto para alcanzar los rendimientos de eliminación de nitratos de 24 horas queda del lado de la seguridad. En caso de que se alcanzara el rendimiento de eliminación durante un TRH menor, en el biorreactor propuesto se contempla la colocación de válvulas de salida a distintas alturas que permitan el vaciado a menores tiempos de retención hidráulica (ver figura i.1).

i.2 Dimensionamiento del biorreactor

El biorreactor funcionará durante 12 horas recibiendo un caudal de 5 m^3/h, que será igual al caudal desaguado. Durante las 12 horas restantes el biorreactor permanecerá lleno y sólo comenzará a vaciarse una vez le llegue nuevo caudal al día siguiente. Como se puede ver en la Tabla i.1 el biorreactor se plantea como una zanja drenante construida desde el nivel de la superficie del terreno hacia abajo y tendrá unas dimensiones trapezoidales en su sección transversal de 2,9 m de ancho en la base y 4,5 m de ancho en coronación. La altura será de 2 m y el talud vertical adoptado será 1H:2.5V.

Tabla i.1.Resumen de datos de partida para dimensionamiento del biorreactor

ρ (porosidad)	0,6	%
k (conductividad hidráulica)	0,04	m/s
Q_{diario}	60	m^3/día
$Q_{horario}$ = k*i*A	5	m^3/h
ancho base zanja	2,9	m
altura total zanja	2	m
talud vertical, 1H:xV	2,5	-
ancho coronación zanja	4,5	m
L (longitud)	15	m
relación largo/ancho	4,1	-
Volumen zanja	111	m^3

En la Tabla i.2 se recogen los cálculos realizados según la ecuación de Darcy que incluyen las pérdidas de carga expresadas en metros a lo largo de la zanja para la circulación del caudal de diseño. Estos cálculos dependen de la altura del agua en la zanja a la salida que a su vez está relacionado con el Tiempo de Retención Hidráulica, TRH, seleccionado.

Tabla i.2. Detalle de cálculos según ecuación de Darcy para diversas alturas de agua en la salida de la zanja drenante

Altura agua en salida (m)	Q (m^3/h)	TRH (h)	A (m^2)	Volumen ocupado por agua (m^3)	Pérdidas de carga (m)	Altura agua en entrada (m)
0.7	5	8,0	1,88	20	0,39	1,09
1	5	11,9	2,76	30	0,26	1,26
1.85	5	24,2	5,48	61	0,13	1,98

A la vista de la Tabla i.2 se observa que las pérdidas de carga van desde 0,39 m para el caso de 0,7 m de altura de lámina de agua y TRH de alrededor de 8,3 horas, hasta los 0,13 m para el caso de la altura de agua de 1,85 m con un TRH de 24 horas.

i.3 Detalles biorreactor dimensionado

A continuación, se adjuntan las vistas en alzado, planta y sección transversal del biorreactor propuesto (Figura i.1, i.2 y i.3)

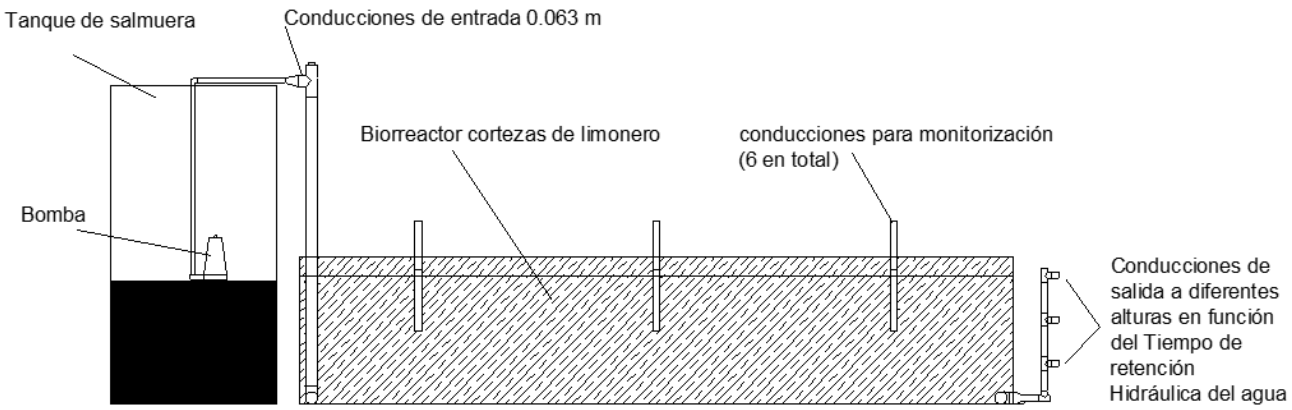


Figura i.1. Alzado longitudinal del biorreactor propuesto para tratar 60 m^3 de salmuera al día

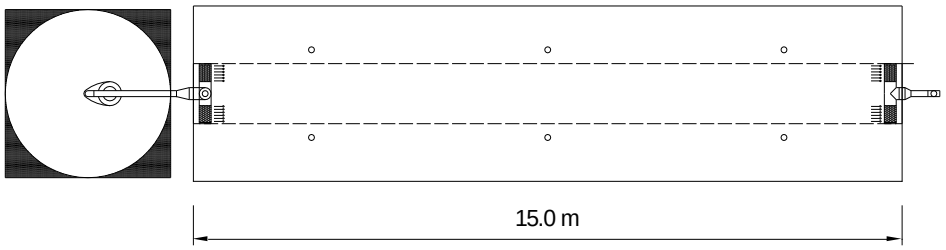


Figura i.2. Vista en planta del biorreactor propuesto para tratar 60 m^3 de salmuera al día

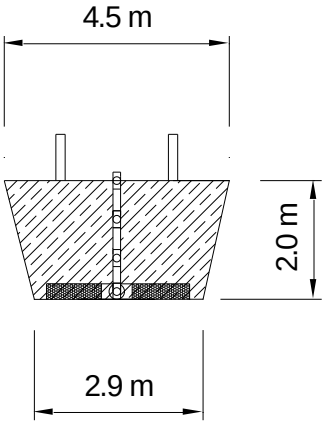


Figura i.3. Sección transversal del biorreactor propuesto para tratar 60 m3 de salmuera al día

i.4 Mediciones y Presupuesto del Biorreactor para tratar 60 m^3 de salmuera al día

Tabla i.3. Mediciones y presupuesto para la ejecución de un biorreactor capaz de tratar 60 m^3 al día

Ud	Descripción	Precio (€/ud)	Rto	Medicion (Ud)	Total (€)
m^3	Excavación en zanja para construcción de biorreactor incluido desbroce terreno, transporte de materiales hasta lugar de aplicación y extendido, nivelado y perfilado de zanja	4,5	1	111,0	499,50 €
m^2	Impermeabilización a partir de geotextil y lámina de PVC_P. Geotextil tejido a base de polipropileno, con una resistencia a la tracción longitudinal de 105 kN/m, una resistencia a la tracción transversal de 105 kN/m, una apertura de cono al ensayo de perforación dinámica según UNE-EN ISO 13433 inferior a 7 mm, resistencia CBR a punzonamiento 10,5 kN y una masa superficial de 445 g/m². Según UNE-EN 13252. Geomembrana homogénea de policloruro de vinilo plastificado (PVC-P), con resistencia a la intemperie, de 1,2 mm de espesor, color gris, con una densidad de 1240 kg m^{-3} según UNE-EN ISO 1183, resistencia CBR a punzonamiento de 1,8 kN según UNE-EN ISO 12236 y una resistencia al desgarro superior a 40 kN m^{-1}, suministrada en rollos de 2,05 m de anchura y 150 m de longitud.	15,5	1,1	122,9	2,095,45 €
kg	Relleno de triturado de poda de limonero incluido transporte vertido en biorreactor y nivelación	0,04	1,05	28860,0	1,212,12 €
P.A.	Partida alzada a justificar para montaje de conducciones para llenado y vaciado de biorreactor a partir de conducciones de PVC de diámetro aproximado 0,063 m de longitud aproximada 25 m incluidos 2 tramos de colector en diámetro 150 mm de longitud de 4 m aprox. taladrados con ranuras de 2 cm de diámetro separadas 4 cm entre sí en todas las direcciones para extracción y entrada de agua, incluida parte proporcional de codos, válvulas y uniones totalmente instalado según planos.	1050,00	1,05	1,0	1,102,50 €
	Total				4.909,57 €

Tal y como se deduce de estos cálculos, y en base a las conclusiones de los ensayos de la desnitrificación con biorreactores de madera presentados en este informe, la desnitrificación en origen en las propias fincas donde se genera la salmuera puede ser posible a un coste muy bajo y ocupando unas superficies mínima por explotación.

DOCUMENTO Nº 1:

MEMORIA

ÍNDICE

1. ANTECEDENTES. 1
2. OBJETO Y SITUACIÓN. 1
3. LINEA DE TRATAMIENTO PROPUESTA. 2
4. ÁMBITO, CONTENIDO Y METAS BÁSICAS DEL PROYECTO. 3
5. DATOS DE PARTIDA. 3
6. ESTUDIO GEOTÉCNICO. 5
7. CARACTERÍSTICAS TOPOGRÁFICAS 6
8. IMPLANTACIÓN GENERAL. 6
9. LINEA PIEZOMETRICA. 6
10. INSTALACIONES DE PROCESO. 7
10.1. LÍNEA DE AGUA. 7
10.1.1. Conexión a arqueta existente de la Desalobradora de El Mojón. 7
10.1.2. Medida de caudal de agua. 8
10.1.3. Cámara de mezcla de reactivos. 8
10.1.4. Tratamiento secundario. 8
10.1.5. Tratamiento terciario. 12
10.1.6. Bombeo de agua tratada. 13
10.1.7. Medida del agua tratada. 13
10.1.8. Conexión al Emisario de la EDAR de San Pedro del Pinatar. 14
10.1.9. Destino final del agua tratada. 15
10.2. LÍNEA DE FANGOS 15
10.2.1. Espesador por gravedad. 15
10.2.2. Acondicionamiento químico de fangos 16
10.2.3. Centrífuga 16
10.2.4. Silo de fangos deshidratados. 17
11. INSTALACIONES AUXILIARES. 17
11.1. REACTIVOS. 17
11.2. DESODORIZACIÓN. 17
11.3. AGUA INDUSTRIAL. 18
11.4. TALLER, REPUESTOS, MOBILIARIO Y EQUIPOS DE SEGURIDAD 18
11.5. VARIOS. 18
12. EQUIPOS ELÉCTRICOS. 18
12.1. CONEXIÓN A LA RED. 18

12.1.1. Características del suministro. 18
12.1.2. Acometida en media tensión. 18

12.2. CENTRO DE TRANSFORMACIÓN. 18

12.3. DISTRIBUCIÓN EN BAJA TENSIÓN. 19

12.3.1. Acometida al cuadro general de distribución. 19
12.3.2. Cuadro general de distribución. 19
12.3.3. Circuitos desde el cuadro general de distribución. 19
12.3.4. Cuadro general de alumbrado y fuerza usos varios. 19
12.3.5. Circuitos desde el cuadro general de alumbrado y fuerza usos varios. 19
12.3.6. Instalaciones de fuerza. 19

12.4. ALUMBRADO INTERIOR Y EXTERIOR. 21

12.4.1. Alumbrado interior. 21
12.4.2. Alumbrado exterior. 21

12.5. PUESTA A TIERRA. 22

12.6. GRUPO ELECTRÓGENO. 22

13. AUTOMATISMO Y CONTROL. 23

13.1. FILOSOFÍA DE CONTROL Y DIAGRAMA DEL MISMO. 23

13.1.1. Modos de funcionamiento previstos. 23
13.1.2. Programa de supervisión. 23

13.2. CONFIGURACIÓN. 23

13.2.1. Instalación de automatización y control. 23
13.2.2. Instrumentación. 24
13.2.3. Instalaciones auxiliares 25

14. OBRA CIVIL. 25

14.1. MÍNIMO IMPACTO AMBIENTAL. 25

14.2. MOVIMIENTO DE TIERRAS Y CIMENTACIONES. 25

14.3. ACCIONES SÍSMICAS. 26

14.4. ESTRUCTURAS. 26

14.5. EDIFICIOS Y CARACTERÍSTICAS DE LOS MISMOS. 27

14.6. REDES DE TUBERÍAS. 28

14.7. URBANIZACIÓN. 29

15. CONEXIONES A SISTEMAS GENERALES Y COORDINACIÓN CON ORGANISMOS. 29

15.1. ACOMETIDA ENERGÍA ELÉCTRICA. 29

15.2. ACOMETIDA DE AGUA POTABLE. 29
15.3. TELEFONÍA. 30
15.4. ACCESO. 30
16. COORDINACIÓN CON ORGANISMOS Y SERVICIOS. 30
17. EXPROPIACIONES Y SERVICIOS AFECTADOS. 30
18. JUSTIFICACION DE PRECIOS. 30
19. ESTUDIO DE SEGURIDAD Y SALUD. 31
20. TRAMITACION AMBIENTAL. 31
21. PLAZO DE EJECUCIÓN. 31
22. PLAZO DE GARANTÍA. 32
23. PRESUPUESTOS DE LAS OBRAS. 32
23.1. PRESUPUESTO DE EJECUCIÓN MATERIAL. 32
23.2. PRESUPUESTO BASE DE LICITACIÓN. 35
24. CLASIFICACIÓN DEL CONTRATISTA 35
25. REVISIÓN DE PRECIOS 35
26. DOCUMENTOS QUE INTEGRAN EL PROYECTO. 36
27. DECLARACIÓN OBRA COMPLETA. 36
28. CONCLUSIÓN. 37
ANEJOS A LA MEMORIA 38

1. ANTECEDENTES.

En la actualidad la situación del Mar Menor es alarmante debido a diferentes presiones, como la contaminación difusa por la actividad agrícola del Campo de Cartagena, principalmente por nitratos y salmuera. Esta situación implica inconvenientes ambientales y económicos que están haciendo insostenible el mantenimiento de la actividad agrícola en la zona, como la excesiva concentración de nitratos en los acuíferos, por encima del límite máximo admisible establecido por la Unión Europea de 50 mg/L. Debido a esta situación, los acuíferos Cuaternario y Plioceno en el Campo de Cartagena han sido declarados como vulnerables por nitratos (Orden de 20 de diciembre de 2001, por la que se designa las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia).

Con motivo de la toma de conciencia social y de las administraciones públicas sobre la problemática del Mar Menor, se adoptó el 4 de octubre de 2013 un **Protocolo entre el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia**, cuyo objetivo fue crear un marco estable de colaboración y coordinación entre ambas administraciones para llevar a cabo una gestión integrada en el entorno del mar Menor en el marco de las legislaciones de aguas, costas y ordenación del territorio, planificación del espacio marino y protección del medio ambiente.

Así se redacta el Documento Inicial de **Análisis de Soluciones para el Objetivo del Vertido Cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena,** para el inicio de la tramitación ambiental.

Una de las actuaciones a incluir sería la construcción en la Desalobradora de El Mojón de una planta de desnitrificación de salmuera, que permita su vertido al Mar Mediterráneo cumpliendo con la normativa y los requerimientos medioambientales.

2. OBJETO Y SITUACIÓN.

El proyecto comprende las siguientes obras:

- Construcción de la Planta Desnitrificadora de la Desalobradora de El Mojón.
- Obras de toma a la Desalobradora del Campo de Cartagena.
- Obras de conexión del agua tratada a la conducción existente de conexión con el emisario de la EDAR de San Pedro del Pinatar.
- Obras de urbanización precisas.

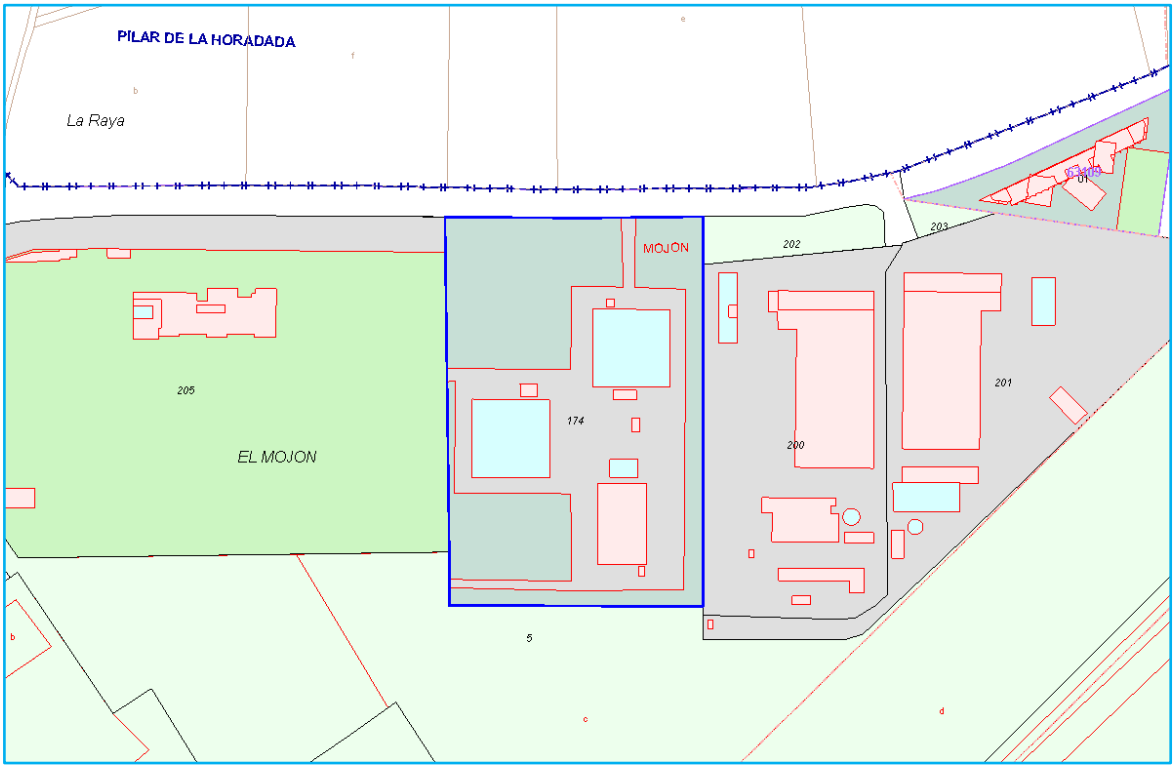
Igualmente se considera incluida la puesta en marcha de las instalaciones y su explotación durante un periodo de seis meses.

Las instalaciones que son objeto de este Proyecto de Construcción se encuentran ubicadas en una parcela situada en el Polígono 5 Parcela 174, en El Mojón, en el término municipal de San Pedro del Pinatar, clasificada según la Dirección General del Catastro como rústico con uso industrial agrícola. Dicha parcela, presenta una superficie de 27.051 m^2, estando parcialmente ocupada por las instalaciones de la Desalobradora del Mojón, con una superficie construida de 13.886 m^2. Las instalaciones que se proyectan ocupan una superficie aproximada de 6.400 m^2 dentro del recinto de la parcela.

El acceso a la parcela se realiza a través de la carretera RM-F33, siendo la entrada la misma que la de la actual Desalobradora del Mojón. La parcela limita al norte con la RM-F33, al sur con la Parcela 5 de uso agrario y la cual no se encuentra en producción; al oeste con unas Instalaciones Deportivas y al este con la Desalinizadora de San Pedro del Pinatar.

La zona de ocupación de las instalaciones presenta una pendiente sensiblemente horizontal a la cota 3,00 m.s.n.m., por lo que no será necesario realizar un movimiento general de tierras para obtener una explanada definitiva de las instalaciones.

En cada elemento se realizará la excavación localizada necesaria hasta llegar a la cota de cimentación, procediendo posteriormente al relleno localizado del trasdós con material granular de aporte.



3. LINEA DE TRATAMIENTO PROPUESTA.

El tratamiento de desnitrificación es habitual en la mayoría de las plantas depuradoras, no obstante, las especiales características del agua de tratamiento procedente del rechazo de la Desalobradora de El Mojón (ausencia casi total de materia orgánica, dificultad para conseguir condiciones anóxicas, elevadas conductividades que inhiben el proceso y descompensación de fósforo) hacen que el sistema sea más complejo.

Así, la línea de tratamiento propuesta para la Planta Desnitrificadora, para un caudal diario de salmuera de 2.500 m^3, es la siguiente:

Línea de Agua:

- Conexión de toma a tubería salida de salmuera de la Desalobradora de El Mojón.
- Medida de caudal de agua.
- Arqueta de mezcla de reactivos. Dosificación de ácido fosfórico y ácido acético.
- Reparto a tratamiento biológico.
- Tratamiento biológico formado por dos reactores (2 líneas).
- Tanque de Post-aireación (2 líneas).
- Decantación secundaria (2 líneas).
- Arqueta de reunión de efluentes
- Filtración, la cual incluye:
    - Bombeo a filtración.

  - Filtros de arena cerrados.
  - Bombeo de lavado mediante agua filtrada y aire.
  - Bombeo de agua de lavado a cabecera.
- Bombeo de flotantes, reboses, escurridos y agua de lavado de filtración a mezcla de reactivos.
- Desinfección mediante cloración.
- Bombeo de agua tratada a Emisario de San Pedro del Pinatar.

Línea de Fangos:

- Recirculación y purga de fangos.
- Espesamiento de fangos por gravedad.
- Deshidratación de fangos espesados mediante centrífuga.
- Almacenamiento y evacuación de fangos deshidratados.

Desodorización mediante biofiltros percoladores de:

- Espesador de fangos.
- Sala de deshidratación de fangos.
- Silo de fangos deshidratados.

Se considera esta solución como la más adecuada para definir una obra acorde con todos los criterios de buena práctica.

4. ÁMBITO, CONTENIDO Y METAS BÁSICAS DEL PROYECTO.

Todo lo anterior va dirigido a realizar una instalación que sea coherente con las metas básicas de este Proyecto y que se puedan resumir en:

- Buena relación coste / calidad.
- Introducción de técnicas experimentadas con resultados óptimos.
- Establecer el equilibrio entre costes de primera inversión y los de mantenimiento.
- Facilitar la explotación y mantenimiento de la instalación.
- Reducir los costes de mantenimiento.
- Ofrecer un aspecto estético y agradable de la instalación, acorde con la edificación local.
- Minimización del impacto ambiental producido.

5. DATOS DE PARTIDA.

Para poder abordar la solución al problema planteado, en primer lugar, debemos conocer los caudales y características del agua a tratar. Con respecto al caudal se considerará el caudal de rechazo de la Planta Desalobradora trabajando a su máxima capacidad, que sería de unos 2.500 m^3/día.

En cuanto a las características del agua a tratar hay una gran variabilidad de acuerdo a analíticas que se han estado llegando a cabo con aguas de la zona y que podrían llegar a la planta desalobradora. Si tenemos en cuenta las analíticas del rechazo de la Planta Desalobradora realizadas, los valores de conductividad y nitratos serían del orden de 14.580 µS/cm y de 603 mg/l de nitratos (NO3) respectivamente. No obstante, y en previsión de que la carga pudiera ser algo mayor por la variabilidad de las aguas, se considerará un valor de 20.810 µS/ cm y 850 mg/l de nitratos, con el fin de mantenernos del lado de la seguridad.

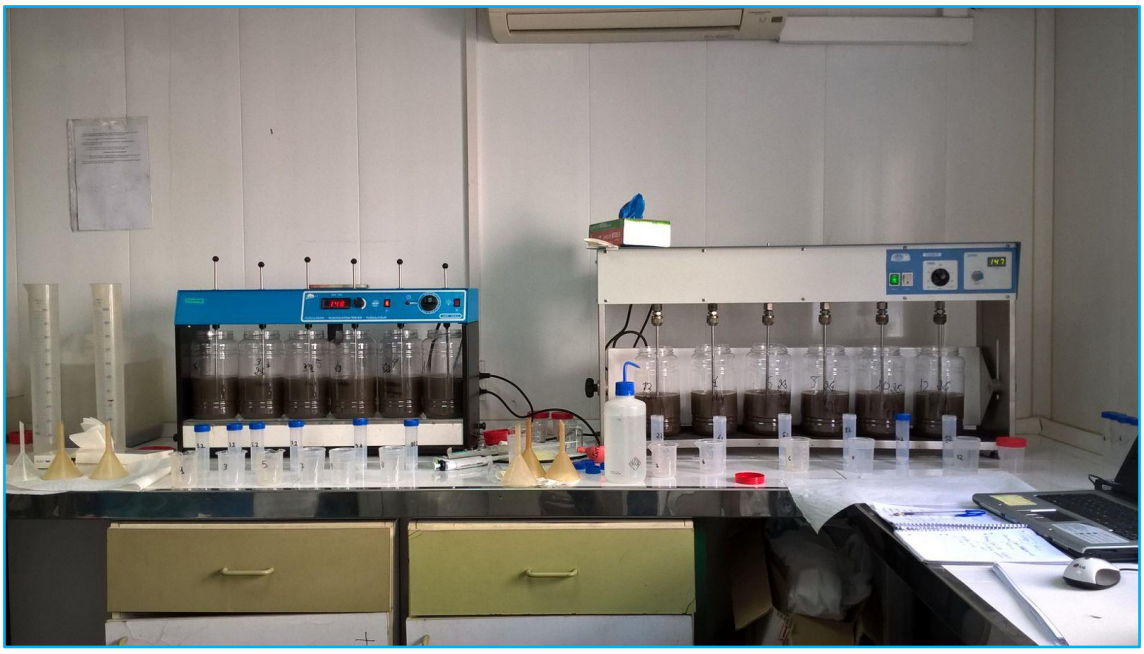
Hay que destacar que no se han encontrado experiencias a gran escala para tratar este tipo de caudales con tan elevadas concentraciones de nitratos y de conductividad a la vez. Por ello la Entidad de Saneamiento de Aguas Residuales de la Región de Murcia ha llevado a cabo una serie de pruebas en laboratorio y a escala piloto para poder encontrar la solución más efectiva y con mayores garantías. A

partir de los resultados obtenidos por ESAMUR se considerada que el tratamiento biológico es el más adecuado, aunque tiene el inconveniente de un elevado consumo de reactivos.

El tratamiento de desnitrificación es habitual en la mayoría de las plantas depuradoras, no obstante, las especiales características en este caso (ausencia casi total de materia orgánica, dificultad para conseguir condiciones anóxicas, elevadas conductividades que inhiben el proceso y descompensación de fósforo) hacen que el sistema sea más complejo. A pesar de ello, los resultados obtenidos y la experiencia de desnitrificación en las plantas depuradoras de ESAMUR hace ser optimistas y considerar que este sistema es el adecuado, faltando por determinar con exactitud las velocidades de desnitrificación y las cantidades de reactivos necesarios, para lo cual se está trabajando con una planta piloto y se va a disponer de agua en cantidades adecuadas de la Desalobradora del Mojón. Estos datos son necesarios para calcular exactamente los tiempos de retención necesarios y por tanto los volúmenes de reactor y decantación necesarios, teniendo en cuenta la aclimatación de las bacterias a las salinidades del agua problema.

Se han probado agua de la zona de distintas procedencias y características, distintos sustratos para el aporte de materia orgánica y distintas proporciones de fango biológico, materia orgánica y agua problema, para determinar velocidades de desnitrificación, tiempos necesarios de residencia, dosis de sustrato orgánico, etc. El fango biológico se ha obtenido de las EDAR de San Javier y Los Alcázares. Esto ha permitido conocer el comportamiento del proceso, mostrándose que en la mayoría de los casos el proceso de desnitrificación funciona adecuadamente. Únicamente en el caso de emplear aguas con una conductividad excesiva se han producido problemas en la experimentación y en el proceso de desnitrificación, por otro lado, esperable ya que las bacterias estaban adaptadas a concentraciones salinas del orden de 6.000 µS/cm, y al introducir aguas con conductividades cercanas a los 20.000 µS/cm se produjo un choque osmótico y no se pudo llevar a cabo el proceso biológico. La solución pasa por adaptar progresivamente estas bacterias a conductividades más altas.

En primer lugar, se realizaron los primeros estudios a nivel de laboratorio, tras lo cual se empezaron a trabajar en la Planta Piloto ubicada en la EDAR de Los Alcázares, trabajando en continuo para ir introduciendo el agua con mayor conductividad progresivamente e ir produciendo la aclimatación.



Primeros estudios a nivel de laboratorio.

Las primeras pruebas realizadas mostraron que, tras un primer periodo de aclimatación del fango biológico con agua salobre, los resultados de la planta piloto fueron satisfactorios consiguiendo

rendimientos de eliminación de nitratos de hasta 93% lo que confirma la desnitrificación biológica como una buena alternativa para la eliminación de nitratos de agua de riego.



Planta Piloto ubicada en la EDAR de Los Alcázares

En base a todo lo expuesto, en el **Anejo 3. Cálculos Justificativos Funcionales** se define el dimensionamiento de la Planta de Desnitrificación.

6. ESTUDIO GEOTÉCNICO.

Para definir las características de los materiales de la parcela donde se va a ubicar la Planta de Desnitrificación de Salmuera en la Desalobradora de El Mojón, se ha realizado una campaña geotécnica en dicha parcela, en la cual los trabajos de campo realizados fueron los siguientes:

- Sondeos: con objeto de observar los niveles aflorados en el área, la cota del nivel freático y si éste se detectase también, el comportamiento de los materiales en su presencia.
- Ensayos de penetración estándar, SPT, en el interior de los sondeos.
- Toma de muestras inalteradas.

Asimismo, se tomaron muestras significativas de los niveles encontrados, para su análisis en laboratorio, donde se sometieron a pruebas de identificación y estado, análisis de componentes secundarios, ensayo de resistencia al corte y ensayos de compacidad y capacidad portante, entre otros.

Dicha campaña fue encargada por INTECSA-INARSA a la empresa LABORATORIOS DEL SURESTE, la cual fue llevada a cabo en mayo de 2017.

El Informe del Estudio Geotécnico realizado con el detalle de los trabajos, resultados obtenidos y sus conclusiones, se adjunta en el **Anejo 2. Geología y Geotecnia**.

7. CARACTERÍSTICAS TOPOGRÁFICAS

Las características topográficas de planimetría y altimetría de los terrenos de las obras del presente Proyecto que se han considerado, son las obtenidas en la campaña realizada por INTECSA-INARSA en la parcela.

En el **Anejo 1. Cartografía y topografía** se detalla la metodología de campo y gabinete que se ha adoptado para la obtención de la planimetría y altimetría.

8. IMPLANTACIÓN GENERAL.

La parcela se encuentra ubicada dentro del término municipal de Chiloeches con una superficie aproximada de 28.290 m^2.

La implantación se ha fijado siguiendo los siguientes criterios racionales:

- En primer lugar, se diseña una implantación compatible con la toma de agua a tratar y la conexión del agua tratada con la conducción existente.
- En segundo lugar se diseña una implantación de tal forma que todos los elementos tengan un fácil y cómodo acceso.
- En tercer lugar se ha intentado separar la zona de agua sucia y fangos de la zona de agua limpia. Igualmente, las instalaciones de dosificación de reactivos se han ubicado junto a los elementos donde se aplican.

La distribución de los elementos en la parcela se agrupa en dos grandes áreas:

Área de tratamiento de fangos, que agrupa: Espesamiento, deshidratación y recogida de fangos así como las instalaciones de desodorización.

E área de tratamiento de fangos se encuentra ubicada en el edificio de explotación. Se dispone en esta zona de una explanada, dotada de firme rígido, posibilitando de esta forma la capacidad de maniobra de los camiones en la operación de recogida de fangos.

Área de tratamiento biológico: Consta de los elementos que constituyen el tratamiento biológico, el corazón de la Planta: la arqueta de dosificación y mezcla de reactivos, los reactores biológicos, los tanques de post-aireación, los decantadores secundarios y la arqueta de recirculación y exceso de fangos. Esta área se localiza en el centro de la parcela y ocupa la mayor parte de la superficie.

9. LINEA PIEZOMETRICA.

A la hora de realizar el estudio de la línea piezométrica, se han tomado de referencia las siguientes cotas:

- **Cota de la parcela 3,30 m**, dada la planimetría horizontal de la parcela.
- **Cota máxima del agua en la torre de vertido de la salmuera a la 9,00 m.** Debido a que el rechazo de la Planta Desalobradora sale a presión, se cuenta con un desnivel de 5,70 m con respecto a la cota de parcela.

Los cálculos de la línea piezométrica han tomado como punto de partida la cota de la lámina de agua en el bombeo a la salida hacia la EDAR de San Pedro del Pinatar, en la cota 3,54 m. A partir de este punto se da inicio al cálculo de la línea piezométrica de la planta, el cual se desarrolla en el **Anejo 4. Cálculos hidráulicos** de esta memoria, considerándose el ajuste de velocidades de circulación del agua para los distintos caudales, evitando velocidades excesivas y desbordamientos a caudales máximos y decantación

de sedimentos por bajas velocidades a caudal mínimo, excavaciones excesivas de los depósitos o sobreelevación de las soleras sobre el terreno natural.

Una vez realizado todos los cálculos de pérdidas de carga y con todas las consideraciones anteriores, se obtiene al final de la línea piezométrica una cota mínima en la torre de vertido de la salmuera de 6,52 m, la cual, siendo inferior a la máxima actual de 9,00 m, se tiene que es ampliamente suficiente por lo que no se tendrá que realizar ningún bombeo inicial para el tratamiento.

De esta manera, a continuación, se muestra un resumen de las láminas de agua más relevantes:

Nivel líquido en bombeo de salmuera tratada.....	3,540	m
Nivel líquido en cámara de cloración.....	3,665	m
Nivel líquido tras el vertedero de salida filtros de arena.....	3,714	m
Nivel de descarga filtración de arena.....	3,851	m
Nivel líquido en pozo de bombeo a filtros de arena.....	3,851	m
Nivel líquido en la arqueta de reunión de efluentes.....	4,028	m
Nivel líquido en la arqueta de recogida decantador.....	4,098	m
Nivel líquido en el canal perimetral de recogida de aguas.....	4,230	m
Nivel líquido en decantador secundario.....	4,518	m
Nivel líquido tras vertedero de salida tanque post aireación.....	4,605	m
Nivel líquido en tanque de post-aireación.....	4,755	m
Nivel líquido a la entrada de tanque de post-aireación.....	4,775	m
Nivel líquido en canales de oxidación.....	4,917	m
Nivel líquido en cámara previa a tratamiento biológico.....	4,937	m
Nivel líquido en entrada a arqueta de reparto a biológico.....	5,087	m
Nivel líquido a la salida de la mezcla de reactivos.....	5,287	m
Nivel líquido en cámara de mezcla.....	5,442	m
Nivel líquido en entrada, dosificación y mezcla de reactivos.....	5,458	m
Nivel mínimo en la torre de descarga de salmuera.....	6,521	m

10. INSTALACIONES DE PROCESO.

10.1. Línea de agua.

10.1.1.Conexión a arqueta existente de la Desalobradora de El Mojón.

Se realizarán la conexión a la tubería de salida del rechazo de salmuera de DN500,una vez que esta sale de la arqueta de vertido. Dicha arqueta, donde se realiza el vertido de la salmuera procedente de la Desalobradora de El Mojón, presenta una elevada altura (cota de coronación de 9,00 m.s.n.m.) consecuencia de la presión de salida del rechazo del tratamiento de osmosis, así, la conexión de la Desnitrificadora en un punto posterior garantiza cota suficiente para salvar cada uno de los elementos sin necesidad de un bombeo inicial.

La conexión se realizará en una arqueta donde se alojaran el juego de valvulería que permitirán la derivación de todo el caudal del rechazo de la Planta Desalobradora hacia la Planta de Desnitrificación para su tratamiento.

Se proyecta una arqueta para la derivación de la tubería de diámetro 500 mm en acero. En dicha arqueta se incluyen los órganos de control necesarios como válvulas de corte.

Se realiza una cimentación de la estructura mediante losa de hormigón armado de 35 cm de canto. Las dimensiones en planta de la losa son 3,90 x 3,75 m.

De la losa de hormigón armado arrancan muros del mismo material de 30 cm de espesor. Dichos muros tendrán la doble finalidad de resistir los empujes horizontales del terreno y, por otro lado, transmitir las carga verticales del forjado de cubierta a la cimentación.

El forjado de cubierta estará formado por losa de hormigón armado apoyada en los muros. Los huecos de entrada al recinto interior se cubren con planchas de acero.

El recinto albergará una T de DN500 con derivación en DN250 en las cuales se instalarán válvula de mariposa de DN500 y válvula de compuerta de DN250 respectivamente con sus correspondientes carretes de desmontaje. Los pasamuros se realizarán con virola de polietileno y junta hidroexpansiva.

10.1.2.Medida de caudal de agua.

El caudal de salmuera procedente de la arqueta de vertido de la Desalobradora y enviado al tratamiendo de desnitrificación será medido mediante un caudalímetro electromagnético de diámetro DN100.

Dicho tratamiento tendrá capacidad para recibir un caudal de 2.500 m^3/día.

10.1.3.Cámara de mezcla de reactivos.

Se diseña una cámara de mezcla de reactivos con arqueta previa donde descarga el bombeo procedente de los flotantes, reboses, escurridos y agua de lavado de los filtros de arena. En dicha cámara se instalarán sendas compuertas murales de accionamiento manual para permitir el by-pass y permitir en la cámara del agitador labores de mantenimiento. El by-pass se realizará mediante una conducción de PE250 la cual finalizará en una cámara a la salida de la mezcla de reactivos.

Las dimensiones de la cámara de mezcla son de 1,25 x 1,25 y 2,60 m de altura útil.

En la cámara de mezcla se adicionará ácido fosfórico y ácido acético, necesarios para el tratamiento biológico posterior, mediante dos grupos de bombeo formado por dos bombas dosificadoras (1+1R) cada uno con capacidad de 4,00 l/h y 126,00 l/h respectivamente. El almacenamiento de cada uno de los reactivos se realizará en sendos depósitos de PRFV, de 2,00 m^3 y 42,00 m^3 de capacidad respectivamente.

Las necesidades de agitación en cada una de las cámaras se satisfacen mediante un agitador sumergido con una hélice de 500 mm de diámetro, realizado en acero al carbono con recubrimiento de ebonita.

10.1.4.Tratamiento secundario.

Estará dividido en dos líneas, cada una de las cuales estará constituida por un reactor biológico tipo carrusel, tanque de post-aireación y un decantador secundario, los cuales permiten su interconexión mediante un sistema de compuertas a la entrada y salida para una mayor flexibilidad en la explotación de la Planta de Desnitrificación.

10.1.4.1. Arqueta de reparto a tratamiento biológico

El reparto al tratamiento biológico se lleva a cabo a través de una arqueta a la que llega el agua procedente de la dosificación y mezcla de reactivos y se realiza la mezcla de los fangos biológicos recirculados. Mediante dos (2) vertederos de 2,25 m de longitud se realizará un reparto equitativo del caudal entre las dos líneas de tratamiento biológico. Y mediante dos (2) compuertas de accionamiento manual previas a la entrada a cada uno de los reactores se podrá realizar el aislamiento de cualquiera de las líneas. Además

se instalará una tercera compuerta de accionamiento manual entre las dos cámaras previas a la entrada al reactor para permitir la conexión entre las dos líneas de tratamiento.

10.1.4.2. Tratamiento biológico. Generalidades.

Uno de los contaminantes más importantes del agua es el nitrógeno, pues las actividades agrícolas e industriales han aumentado considerablemente la concentración de nitrógeno fijado anualmente en la biosfera. Parte importante de este nitrógeno llega a los diferentes cuerpos de agua en la forma de amonio, nitrato y nitrito, creando problemas de toxicidad para los organismos acuáticos, además de cambios ambientales como la eutrofización de lagos. Con la publicación de la Directiva de la Comunidad Europea 271/91 "sobre depuración de aguas residuales urbanas", comenzó a legislarse la necesidad de adecuar las concentraciones de nutrientes en los vertidos de los lugares sensibles a la eutrofización. Los procesos biológicos no asimilativos como la nitrificación y la desnitrificación constituyen la forma más efectiva y sostenible de eliminación de nitrógeno en las aguas residuales.

La presencia de nitrógeno en las aguas residuales es perjudicial, fundamentalmente por tres motivos:

- Los compuestos de nitrógeno en forma orgánica o como amoniaco producen un consumo de oxígeno que puede llegar a reducir la presencia de oxígeno disuelto en el medio receptor del vertido, por debajo de los valores necesarios para la vida de los peces y otros organismos.
- Los nitritos y el amoniaco son altamente tóxicos para los peces.
- El nitrógeno constituye un factor de eutrofización del medio receptor.

En el diseño de la Planta de Desnitrificación se persigue conseguir una concentración baja de nitrógeno con el fin de proteger el ecosistema receptor.

Con el proceso de desnitrificación (zona anóxica) las bacterias anaerobias desnitrificantes reducen los nitratos a nitrógeno libre, que pasa a la atmósfera siendo eliminado del agua residual.

El proceso de nitrificación es aquél en el que el amonio se oxida a nitrito primero (1) por la acción de las bacterias amonio-oxidantes y a nitrato después (2) por acción de las bacterias nitrito-oxidantes.

$$(1)\quad NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ + \text{energía}$$

$$(2)\quad NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^- + \text{energía}$$

$$(3)\quad NO_3^- + 6H^+ \rightarrow N_2 + 3H_2O$$

En la eliminación del nitrógeno de manera biológica, el tercer paso lo llevan a cabo las bacterias desnitrificantes, que son un grupo mucho más heterogéneo. Son sobre todo bacterias heterótrofas facultativas que tienen la capacidad de utilizar el nitrato como aceptor de electrones en lugar del oxígeno cuando se encuentran en condiciones de anoxia.

De esta forma, el rechazo procedente de la Planta Desalobradora será tratada mediante un proceso de desnitrificación mediante tratamiento biológico de fangos activados, para lo que será necesaria la adición de sustrato orgánico (ácido acético y ácido fosfórico) que será oxidado a partir del oxígeno presente en los nitratos y liberándose a la atmósfera nitrógeno gas.

Por último, la separación sólido-líquido tiene lugar en los decantadores secundarios, en los que se separa el agua depurada de los fangos decantados.

Parte de los fangos decantados serán recirculados a la arqueta de reparto del tratamiento biológico, desde la que pasan a la zona anóxica del reactor biológico. Estos fangos tienen un elevado contenido en nitratos,

ya que han pasado por las zonas aerobias. En ausencia de oxígeno, estos nitratos se reducen a nitrógeno gas. En la zona anóxica, dispuesta en cabecera del reactor, los fangos recirculados se incorporan conjuntamente con el agua bruta rica en materia carbonosa, necesaria para favorecer el crecimiento de las bacterias responsables de la desnitrificación.

10.1.4.3. Reactor biológico. Carrusel.

El tratamiento biológico se llevará a cabo en dos (2) reactores tipo carrusel de 20,00 m de longitud recta, 5,25 m. de ancho de canal y 4,60 m. de altura útil de reactor. El volumen unitario resultante es de 1.364,31 m^3.

El reactor biológico es diseñado para trabajar con una concentración de 2.500 mg/l de MLSS.

Se colocarán por reactor un (1) agitador o acelerador de corriente de 1,80 m de diámetro de hélice y 4 kw de potencia, con el fin de favorecer la circulación del flujo de agua por el recinto, mezclar los fangos activos en recirculación y el agua a tratar con vistas a conseguir una buena homogeneización y evitar la formación de sedimentos.

En el extremo opuesto de la entrada, el reactor biológico posee un vertedero de 3,00 m de longitud por el que se alivia el licor mezcla hacia una arqueta de reparto a las cámaras de post-aireación.

Se instalará en cada balsa un (1) medidor de nitratos para el control de la desnitrificación.

10.1.4.4. Instalación de producción y reparto de aire.

La eliminación de materia nitrogenada presente en el reactor se realiza en dos (2) cámaras de post-aireación de 199,35 m^3 de volumen unitario, y unas dimensiones de 9,00 m de ancho por 5,00 m de largo y una altura útil de 4,43 m. Para la aireación del agua procedente del reactor biológico se disponen 36 difusores por cámara de post-aireación, de burbuja fina y membrana perforada, distribuidos en una (1) parrilla por reactor. Para la alimentación de aire a los difusores se instalan tres (2+1 de reserva) soplantes de capacidad volumétrica unitaria de 135 Nm3/h y una altura manométrica de 6,00 m.c.a.

Se han tomado las precauciones necesarias para evitar un nivel de ruidos molestos en los elementos de aportación de aire (soplantes) incluyendo estos equipos en el interior de una sala insonorizada y con los elementos necesarios para la eliminación de ruido en las tomas de aire y ventilación de la sala.

10.1.4.5. Arqueta de reparto a decantación.

Las corrientes de licor mezcla salientes de cada cámara de post-aireación son enviadas a las dos (2) decantadores secundarios mediante sendos vertederos de 2,25 m de longitud cada uno y un juego de (3) compuertas murales de accionamiento manual que permiten la interconexión de las líneas proyectadas y el reparto equitativo de caudal.

10.1.4.6. Decantación secundaria.

La decantación secundaria constituye el último paso del proceso de desnitrificación diseñado, y permite separar el agua tratada de los fangos activados para conseguir un efluente clarificado, estable, y con un bajo contenido sólidos en suspensión.

El diseño de un clarificador debe tener en cuenta que su dimensionamiento sea suficiente para asegurar la decantación de los sólidos sedimentables y que el tiempo de retención de los fangos sea el mínimo posible para evitar anaerobiosis. El tiempo de permanencia de los fangos depende, por una parte, de la

velocidad de sedimentación de las partículas en suspensión y por otra de la forma de recogida de los fangos sedimentados, que se recirculan a cabecera del tratamiento biológico.

El proceso de decantación secundaria estará constituido por dos (2) unidades de decantación. Cada uno de los decantadores secundarios es de tipo circular y posee un diámetro de 14,00 m y una altura cilíndrica útil de 3,00 m. La superficie de cada unidad de decantación secundaria es 153,94 m^2, mientras que el volumen unitario es 497,72 m^3.

La recogida de agua decantada, una vez aliviada por los dientes del vertedero perimetral, se lleva a cabo mediante un canal periférico. Delante del vertedero de salida del agua decantada, se dispone una chapa deflectora que evita la salida de flotantes del decantador. El agua decantada se conduce a continuación por tubería hacia la arqueta de reunión de efluentes y luego hacia el tratamiento terciario.

Cada uno de los decantadores secundarios está provisto de un mecanismo equipado con rasquetas de fondo para arrastre de los fangos, y de superficie para recogida de espumas y flotantes.

Mediante las rasquetas superficiales, los flotantes que hayan podido pasar de los procesos anteriores son recogidos y enviados a la arqueta de bombeo de flotantes, reboses, escurridos y agua de lavado de filtros de arena, donde un grupo de bombeo formado por dos (1+1) bombas sumergibles con un caudal unitario de 9,00 m^3/h los envía a la arqueta de entrada de la dosificación y mezcla de reactivos.

Con la concentración de nitrógenos de nitratos obtenida a la salida de los reactores biológicos no se tendrá ningún tipo de problema de fango ascendente en la decantación secundaria.

Los fangos generados en cada uno de los decantadores secundarios se conducen por gravedad hasta una arqueta de recogida de fangos secundarios, desde donde serán bombeados para su recirculación a la cámara de reparto de la mezcla de reactivos o purgados hacia el espesador de fangos.

10.1.4.7. Recirculación de fangos.

La recirculación de fangos tiene como finalidad mantener una concentración suficiente de fangos activos en el reactor, de modo que pueda conseguirse el grado de tratamiento deseado.

La relación de recirculación (caudal de fangos recirculados / caudal de agua a tratar) recomendada en procesos de aireación prolongada se sitúa en torno a 220 % del caudal medio.

Se disponen de tres (2+1 de reserva) bombas centrífugas sumergibles para recircular el 220% del caudal medio. En el caso de edades de fango superiores a 15 días puede emplearse este tipo de bombas a pesar de romper el flóculo formado, debido a que se les da tiempo de sobra para que se vuelvan a formar en el reactor biológico. Las bombas tendrán un caudal unitario de 114,58 m^3/h y una altura manométrica de 3,00 m.

En la tubería de impulsión se dispone de un medidor electromagnético de diámetro DN200 para el control del caudal, realizando la descarga en la arqueta de entrada al tratamiento biológico.

10.1.4.8. Bombas de purga de fangos

En la arqueta de recogida de los fangos generados en el decantador secundario, se disponen, además de las bombas de recirculación, las bombas de purga de los fangos en exceso hacia el espesador.

Se tratará de dos (1+1 reserva) bombas centrífugas sumergibles que tendrán un caudal unitario de 22,90 m3/h y una altura de elevación de 4,60 m.c.a.

En la tubería de impulsión de los fangos en exceso se colocará un medidor electromagnético de diámetro DN65 para el control del caudal al espesador de fangos, situado en la tubería de entrada a este.

10.1.4.9. Bombas de flotantes, reboses, escurridos y agua de lavado de filtros de arena.

Junta a la arqueta de recogida de los fangos generados en el decantador secundario, se dispone también la arqueta de recogida de flotantes del decantador secundario, los reboses del espesador, los escurridos de la sala de deshidratación y el agua de lavado de filtros de arena; estos tres últimos serán recogidos en una red de saneamiento de PVC315 desde el edificio de explotación hasta dicha arqueta.

Se instalará un grupo de bombeo formado por dos (1+1R) bombas centrífugas sumergibles que tendrán un caudal unitario de 9,00 m3/h y una altura de elevación de 4,50 m.c.a., cuyo destino será la arqueta de entrada a la dosificación y mezcla de reactivos.

10.1.5.Tratamiento terciario.

10.1.5.1. Filtros de arena.

Para asegurar una calidad del agua tratada, se dispondrá de una batería de filtros cerrados de arena formada por dos (2) unidades de 2.340 mm de diámetro exterior y 2.550 mm de altura cilíndrica.

El envío de agua a filtración se realizará mediante tres (2+1R) bombas centrífugas sumergibles de 58,08 m^3/h de caudal y 3 bares de presión, ubicadas en un depósito de bombeo de 7,00x3,00 m^2 y 2,00 m de altura útil, y un volumen total de 42 m^3, donde se recogen las aguas procedentes de la decantación secundaria. Los dos filtros trabajarán en paralelo a una velocidad normal de filtración de 12,76 m/h suministrando cada uno de ellos el total del caudal requerido pudiendo estar uno en servicio y el otro en fase de lavado. El volumen de la cámara de bombeo será suficiente para retener el agua durante el proceso de lavado de los filtros.

Los filtros, que trabajarán a una presión de 4 kgr/cm^2, estarán construidos en PRFV, y como distribuidor superior cuentan con un difusor superior en poliéster y como distribuidor inferior una placa de crepinas en PRFV. El cuerpo del filtro incorpora una boca de hombre lateral. El frente de las tuberías de interconexión de las válvulas es de PVC y las válvulas serán de mariposa automáticas con actuador neumático de simple efecto.

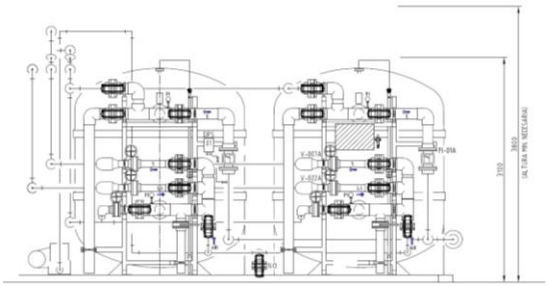
La carga filtrante estará formada por sílice de diversas granulometrías y antracita.

El agua procedente de los filtros de arena se recoge en un depósito de 3,00x3,95 m^2 y 2,00 m de altura útil, y un volumen total de 23,70 m^3, donde se encuentran instaladas dos (1+1R) bombas centrífugas sumergibles, que con un caudal unitario de 83,00 m^3/h y 3 bares de presión impulsaran el agua filtrada para el lavado de los filtros de arena a una velocidad de 20 m/h. La capacidad de la cámara de bombeo será suficiente para almacenar el volumen necesario de agua para el lavado de los dos filtros de arena.

La operación de contralavado de los filtros, será automática, y se iniciará por una señal de pérdida de carga, por temporización o manualmente.

Para mejorar la limpieza de los filtros y obtener un ciclo de funcionamiento mayor se utilizará una soplante de 153,00 Nm^3/h para la realización de un lavado con aire a una velocidad de 36,00 m/h.

El agua procedente del lavado de los filtros será vertida a la red de reboses y escurridos, la cual vierte en el pozo de bombeo de recogida de flotantes, reboses, escurridos y agua de lavado de filtros de arena donde el grupo de bombeo instalado enviará el agua de lavado a la arqueta de reparto de mezcla de reactivos.



10.1.5.2. Desinfección.

La desinfección estará formada por una (1) cámara de contacto con dimensiones de 4,00 m de ancho por 6,00 m de longitud y una altura útil de 2,00 m. El volumen resultante es de 48,00 m^3, proporcionando un tiempo de contacto de más de 15 min. Unos tabiques dividen cada cuba en una serie de cámaras, con el fin de que el agua realice un recorrido serpenteante, asegurando así la ausencia de "zonas muertas", al no existir caminos preferenciales. Al final de la cámara se proyecta un vertedero de salida de 4,00 m.

En el presente proyecto el cloro disponible es suministrado en forma de hipoclorito sódico (ClONa), aunque el producto final que lleva a cabo la desinfección es el ClOH. Al disolver el hipoclorito sódico en agua se ioniza:

$$ClONa \longrightarrow Na^+ + ClO^-$$

Los iones suministrados reaccionan con los protones del agua:

$$H^+ + ClO^- \rightleftharpoons ClOH$$

Como resultado, la composición final de la solución acuosa, respecto al ClOH, es exactamente la misma, para pH y temperatura dados, si se utiliza cloro gas o hipoclorito (con la ventaja en materia de seguridad de este último).

Para el almacenamiento de hipoclorito sódico se dispondrá de un (1) depósito de 7,00 m3 y la dosificación se llevará a cabo por cuatro (1+1 reserva) bombas de membrana de caudal unitario 22,20 l/h.

El proceso de cloración se controlará a través de un (1) medidor de REDOX y un (1) turbidímetro en el agua tratada después del vertedero de salida.

10.1.6. Bombeo de agua tratada.

Tras el vertedero de salida de la cámara de cloración se ubica el depósito de bombeo del agua tratada cuya función será el envío del agua tratada a su destino.

Se instalará un grupo de bombeo formado por tres (2+1R) bombas centrífugas sumergibles de agua de 52,08 m^3/h y una altura manométrica de 30,20 m.c.a.

10.1.7.Medida del agua tratada.

Se realizará una medida del efluente mediante medidor en tubería electromagnético de DN100 ubicado en la tubería de impulsión de agua tratada.

10.1.8.Conexión al Emisario de la EDAR de San Pedro del Pinatar.

La EDAR de San Pedro del Pinatar dispone de un emisario de vertido de las aguas tratadas por la misma al Mar Mediterráneo, con una longitud de unos 5.200 m de longitud, sumando tramo terrestre (1.400 m) y tramo submarino (3.800 m) y 900 mm de diámetro. El emisario submarino, inicialmente diseñado para dar únicamente servicio a la EDAR de San Pedro del Pinatar, evacúa también las aguas tratadas y no reutilizadas de la EDAR de San Javier, así como otras aportaciones de menor entidad. Además, dentro de las actuaciones en marcha para la regeneración del Mar Menor, se pretende evacuar a través de dicho emisario otros caudales adicionales de aguas superficiales.

Debido a que actualmente este emisario presenta problemas de tipo estructural en ciertos tramos, como evidencian las múltiples roturas reparadas y actuaciones de relastrado llevadas a cabo en los últimos 10 años, así como problemas de integración medioambiental que hay que resolver, la Entidad de Saneamiento de la Región de Murcia ha sacado a licitación la “Asistencia Técnica para la Redacción del Proyecto de Ampliación del Emisario de la EDAR de San Pedro del Pinatar (Murcia)”.

El objeto de dicha asistencia es, entre otros, el conjunto de trabajos de ingeniería para la redacción del proyecto constructivo de la ampliación del emisario submarino de la EDAR de San Pedro del Pinatar, de manera que se dote a dicha infraestructura de la suficiente capacidad hidráulica, estabilidad estructural e integración medioambiental, por lo que estaría en disposición de recoger los caudales de salida de la Planta de Desnitrificación.

Por otro lado, recientemente se han finalizado las obras de la Nueva Conducción de Salida para la Reutilización de las Aguas Regeneradas de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de San Pedro del Pinatar. Las obras han incluido la construcción de la conducción de bombeo desde la EDAR hasta la Desalobradora de El Mojón mediante una tubería de PE500, así como la conducción de recogida de la salmuera de la Desalobradora para su envío al emisario de la EDAR de San Pedro de PE200, presentando ambos colectores un trazado paralelo.

Es necesario tener en cuenta que la conexión final de este salmueroducto en la EDAR de San Pedro del Pinatar se ejecutaría dentro de las obras de ampliación del Emisario, de tal manera que las instalaciones de la Desnitrificadora no entrarían en funcionamiento mientras no se realizara esta conexión final.

Así, en el presente Proyecto de Construcción, se conectará el bombeo de salida de la Planta de Desnitrificación con el emisario de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de San Pedro del Pinatar, situada a unos 500 m de las instalaciones de la Desalobradora a través de la conducción ya ejecutada.

En dicha conducción hacia el Emisario no se dejó prevista la instalación de la valvulería y accesorios, tales como ventosas, necesarios para su correcto funcionamiento como impulsión.

Así, se instalará una ventosa, alojada en un pozo, de acuerdo al criterio de localización por punto alto: para prever la des-aireación cuando se está llenando la tubería y para la aireación evitando los vacíos cuando la tubería se está drenando y durante su funcionamiento.



10.1.9.Destino final del agua tratada.

El agua tratada, será finalmente enviada al emisario de la EDAR de San Pedro del Pinatar para su vertido al Mar Mediterráneo.

10.2. Línea de fangos

El tratamiento de fangos, tiene por objeto la eliminación de gran parte del contenido de agua que acompaña a los fangos, para ello se dota a la Planta de Desnitrificación con los siguientes elementos:

- Espesador de fangos por gravedad (1 ud).
- Acondicionamiento químico de los fangos.
- Deshidratación de los fangos, mediante centrífuga (1 ud).
- Silo de almacenamiento de fangos deshidratados (1 ud).

10.2.1.Espesador por gravedad.

Tal y como ya ha sido tratado, una vez purgados los fangos del decantador secundario, son bombeados y enviados al espesador.

Los principales objetivos de este espesamiento son:

- Aumentar la concentración del fango antes de acondicionarlo, para reducir su volumen (eliminación parcial del agua hasta una sequedad del 3 % de Materia Seca).
- Almacenar los fangos durante los días en los que la centrífuga no esté operando.

Para el espesamiento del fango por gravedad se utiliza un (1) espesador de gravedad, de 8,00 m. de diámetro, 4,00 m. de altura útil recta y una pendiente de la zona cónica del 2(H):1(V), lo cual proporciona un volumen unitario útil de espesamiento de 217,81 m^3.

El espesador es de puente fijo, accionamiento central, provisto de rasquetas, palas de compactación y cubierta de PRFV para su desodorización.

El fango conducido al espesador se reparte uniformemente a través de una corona de reparto. Una vez concentrado el fango en la poceta central, este se extrae por la parte inferior del tanque.

El líquido sobrenadante sale por un vertedero triangular, es recogido por un canal perimetral y enviada a la red de recogida de reboses y escurridos donde se enviará a la arqueta de bombeo de flotantes, reboses,

escurridos y agua de lavado de filtros de arena, donde se retorna a la arqueta de reparto de mezcla de reactivos.

La extracción y bombeo de fangos espesados se realizará mediante aspiración directa de dos (1+1R) bombas de tornillo helicoidal de caudal unitario 4,66 m^3/h y altura manométrica 2,00 m.c.a., que los impulsan hasta la centrífuga durante los periodos en las que éstas se encuentran en funcionamiento. El caudal alimentado a deshidratación se medirá mediante un (1) caudalímetro electromagnético en la conducción de DN25 que va a la centrífuga.

10.2.2.Acondicionamiento químico de fangos

La eliminación del agua de los fangos se ve favorecida por el acondicionamiento químico de los mismos mediante un polielectrolito catiónico.

Este reactivo, que se suministra en polvo, se diluye en el equipo de preparación automática con una capacidad de 500 litros, con dos (2) compartimentos y dos (2) electroagitadores. Los agitadores mezclan el polielectrolito con agua limpia hasta conseguir su dilución de trabajo (0,3%). La salida de esta cuba alimenta a dos (1+1R) bombas dosificadoras, con una capacidad de 309,00 l/h. Estas bombas alimentan a la centrífuga, quedando una de ellas en reserva. El caudal de polielectrolito diluido, se inyecta en las tuberías de impulsión de fangos espesados.

Su ubicación tendrá lugar en el edificio de explotación, el cual estará provisto de las medidas de seguridad necesarias.

10.2.3.Centrífuga

Se proyecta realizar el secado de los lodos mediante centrífuga de alta eficacia, con los que se espera obtener una concentración de fangos a la salida del 19%.

Las instalaciones de secado se han proyectado para las cargas de lodos que se producen en la Planta de Desnitrificación con capacidad para su tratamiento en un período de operación de tres días a la semana, durante 8 horas al día funcionando la centrífuga.

La centrífuga es un equipo que, aprovechando la fuerza centrífuga que obtiene girando a grandes revoluciones, separa la fase sólida de la líquida en los fangos floculados.

La mejora sustancial que estos equipos han experimentado con la regulación de la velocidad diferencial del tornillo frente al motor (velocidad relativa que viene en función del par), permite obtener unos rendimientos similares a los filtros banda, con una mayor flexibilidad de la instalación.

A lo largo del proceso de secado mediante centrífugas el fango a tratar se encuentra completamente oculto sin que haya agresiones al medio ambiente que deterioren las condiciones de trabajo del personal.

Se instalarán una (1) unidad de caudal unitario 5,00 m^3/h.

El líquido sobrenadante de salida será retornado a cabecera de planta.

La centrífuga descarga directamente sobre una bomba de tornillo helicoidal de 0,49 m^3/h y 12 bares que conduce los fangos al silo de almacenamiento, el cual estará cubierto y desodorizado.

10.2.4. Silo de fangos deshidratados.

El almacenamiento de fangos permite la adecuación entre el ritmo de producción de fango y el de evacuación para su deposición final.

Los fangos obtenidos se almacenan en un silo de PRFV de 20 m^3 lo que asegura un tiempo de retención de 5 días.

La extracción se efectúa por el fondo y a la altura suficiente, de forma que sea posible su descarga directa sobre camión a través de una compuerta motorizada.

El fondo de las tolvas tiene una pendiente mínima de 45º de forma que facilita su evacuación por gravedad.

11. INSTALACIONES AUXILIARES.

11.1. Reactivos.

Reactivos en línea de agua.

En la línea de agua se realizará la dosificación de los siguientes reactivos mediante sus correspondientes grupos de dosificación:

- Ácido acético para desnitrificación, ubicado junto a la cámara de dosificación y mezcla de reactivos.
- Ácido fosfórico para desnitrificación, ubicado junto a la cámara de dosificación y mezcla de reactivos.
- Hipoclorito sódico desinfección, junto a la cámara de cloración.

Cada uno de ellos estará instalado en el interior de un cubeto de retención dotado de las medidas de seguridad necesarias.

Reactivos en línea de fangos.

Se prevé una instalación de almacenamiento de polielectrolito catiónico para la deshidratación de los fangos con sus correspondientes grupos de dosificación:

Su ubicación tendrá lugar en la sala de deshidratación del edificio de explotación, la cual estará provista de las medidas de seguridad necesarias.

11.2. Desodorización.

Se proyecta una línea de tratamiento de olores, consistente en la desodorización localizada de los siguientes elementos:

- Sala de deshidratación, localizada en la centrífuga.
- Espesador de fangos.
- Silo de almacenamiento de fangos deshidratados.

Se realizará un tratamiento basado en la utilización de la tecnología de Biofiltros Percoladores.

Se dispondrá una columna de lavado BIOTRICKLING, de 1.400 mm de diámetro y 7.000 mm de altura, con una bomba centrífuga horizontales y un ventilador centrífugo.

El equipo de aporte de nutrientes estará formado por un depósito de 500 litros con bomba dosificadora de 10 l/h.

11.3. Agua industrial.

Se proyecta conectar a la red de agua industrial existente en la Planta Desalobradora.

La red de agua industrial se ha dispuesto fundamentalmente para estas misiones.

- Riego de viales
- Limpieza de arquetas, tuberías, aparatos, etc.

Así pues, se han tenido fundamentalmente en cuenta los siguientes puntos que deben tener una limpieza asegurada:

- Arquetas de bombeo.
- Arquetas extracciones espumas.
- Desatascado de tuberías de extracción de lodos.
- Arquetas de rebose.
- Parque de lodos.

11.4. Taller, repuestos, mobiliario y equipos de seguridad.

En el presupuesto se han incluido varios capítulos para la dotación oportuna de los mismos.

11.5. Varios.

Se instalará, además, una red de aire a presión y una red de agua de limpieza.

12. EQUIPOS ELÉCTRICOS.

12.1. Conexión a la red.

12.1.1.Características del suministro.

El suministro en alta tensión será a la tensión de 20 KV y frecuencia de 50 Hz, se ha solicitado a la empresa suministradora Iberdrola punto de entronque para 220 kv. Como ha indicado la Compañía suministradora Unión Fenosa.

12.1.2.Acometida en media tensión.

La acometida eléctrica a la **Desnitrificadora** se efectuará tal como se describe en el **Anejo 7. Cálculos Eléctricos, Automatización y Control**.

Se conectará con el centro de seccionamiento de MT de 20KV existente en el interior de la parcela de la instalación, instalando una celda de seccionamiento, alimentado al centro de transformación de la Desnitrificadora.

12.2. Centro de transformación.

El Centro estará ubicado en una caseta prefabricada independiente destinada únicamente a esta finalidad, dentro de la parcela de la desnitrificadora.

El centro de transformación dispone de una potencia total de 400kVA. suministrada por un solo transformadores

12.3. Distribución en baja tensión.

12.3.1.Acometida al cuadro general de distribución.

Los conductores empleados en la instalación serán de una tensión de servicio de 1 KV y 4 KV de tensión de prueba, con designación UNE RV 0,6/1 KV

12.3.2.Cuadro general de distribución.

El cuadro de baja tensión o cuadro general de distribución e inversión se ubicará en el interior del edificio prefabricado del grupo electrógeno. Tendrá un interruptor automático general de protección y desde este cuadro saldrá la línea de alimentación al CGPCCM, ubicado en la sala de cuadros del edificio de control.

12.3.3.Circuitos desde el cuadro general de distribución.

Los circuitos desde el cuadro general de distribución se realizarán con cables tipo RV 0.6/1 KV con cuerdas conductoras de cobre. Su sección será la adecuada para que cumplan en cuanto a densidad de corriente se refiere y para que la caída de tensión, ya definidos en el **Anejo 7. Cálculos Eléctricos, Automatización y Control.**

Las canalizaciones para los cables hacia los cuadros situados en el edificio de explotación al del cuadro general serán tuberías subterráneas de PVC rígido, de los diámetros correspondientes a cada sección según ITC BT 21, colocadas a su vez sobre un lecho de arena de río para que hagan buen asentamiento y, ésta a su vez cobre una cama de hormigón seco, a una profundidad mínima de 60 cm. En los cruces de calzadas, la tubería se protegerá con hormigón.

12.3.4.Cuadro general de alumbrado y fuerza usos varios.

El cuadro general de alumbrado y fuerza usos varios, se instalará en el edificio de explotación.

12.3.5.Circuitos desde el cuadro general de alumbrado y fuerza usos varios.

Los circuitos desde el cuadro general de alumbrado y fuerza usos varios, se realizarán con cables tipo RV 0.6/1 KV de Cobre.

Su sección será la adecuada para que cumplan en cuanto a densidad de corriente y para que la caída de tensión en los mismos

Las canalizaciones subterráneas serán tuberías rígidas de PEAD de 90 mm de diámetro, y las superficiales, bandejas y tubos rígidos blindados de PVC.

12.3.6.Instalaciones de fuerza.

Fuerza de proceso.

A.1.) Alcance de la instalación. La fuerza de proceso contempla la alimentación a todos los motores de máquinas, válvulas, compuertas, electroválvulas, de la instalación.

A.2.) Cuadros de protección. Los cuadros para la maniobra y protección de los receptores de la fuerza de proceso serán metálicos, construidos con chapa de acero de 2 mm de espesor.

La entrada del transformador de potencia contendrá el siguiente material:

- Un interruptor automático magnetotérmico general III+N, con bobina de mínima tensión y dispositivo adicional de protección diferencial, regulable en sensibilidad y tiempo de disparo.
- Tres transformadores de intensidad.
- Una base cortacircuitos tripolar.
- Un analizador de red.
- Un transformador de mando, con relación 400/230 V.
- Las salidas para cada motor de máquina o compuerta en particular, contendrán:
- Un interruptor automático magnético III+N, dispositivo adicional de protección diferencial de 300 mA,
- Un contactor, inversor, arrancador estrella-triángulo, variador de frecuencia o arrancador estático según los casos. Las salidas con contactor, inversor o arrancador estrella-triángulo, incorporarán relés térmicos diferenciales, relés térmicos electrónicos o relés electrónicos de protección integral de motor, según la potencia.

El material auxiliar de mando y señalización tal como selectores “manual-0-automático”, relés auxiliares, pilotos de señalización, etc, necesarios.

A.3.) Distribución a receptores.

En cuanto a la alimentación a receptores, las canalizaciones subterráneas serán tuberías rígidas de PVC de diámetro interior superior a 3 veces el diámetro equivalente del conjunto de conductores que transporta mínimo según establecen las instrucciones complementarias al RBT, y las superficiales, bandejas y tubos rígidos blindados de PVC.

Los cables serán del tipo RV 0.6/1 KV multipolares de Cobre.

La sección de los cables será la adecuada para que cumplan en cuanto a densidad de corriente se refiere y para que la caída de tensión no supere el valor límite establecido. En cualquier caso, la sección mínima será de 2,5 mm2 para circuitos de potencia en subterráneo y 2,5 mm2 al aire, y 1,5 mm2 para circuitos de mando.

Junto a cada máquina se instalará una botonera estanca que contendrá lo siguiente:

uno o dos pulsadores de marcha, según los casos. Dos en el de motores con doble sentido de giro y uno en el resto y un pulsador de parada con retención.

Fuerza varios usos.

B.1.) Alcance de la instalación. La fuerza usos varios contempla la instalación de una serie de tomas de corriente repartidas por el interior del edificio de explotación, en las diferentes salas, de los siguientes tipos:

Tomas de corriente, I+N+TT de 20 A-250 V y IV+TT de 20A-400V.

B2) Cuadros de protección. La protección de las bases de enchufe y tomas de corriente reseñadas irá montadas sobre cuadros tipos cofre, en los que existirá la protección manegtotermico y diferencial para cada toma de corriente.

12.4. Alumbrado interior y exterior.

12.4.1.Alumbrado interior.

A.1.) Alcance de la instalación. Para el alumbrado interior, se prevén una instalación de alumbrado normal y otra de alumbrado de señalización y emergencia. La instalación de alumbrado normal y emergencia se encuentra definido en el **Anejo 7. Cálculos Eléctricos, Automatización y Control**.

A.2) Cuadros de protección. Los cuadros de protección de la instalación de alumbrado interior serán metálicos, su grado de protección será IP54, para montaje superficial en el edificio explotación; registrables mediante puerta con cerradura y con carriles DIN para montaje de aparatos.

A.3.) Distribución a receptores. La distribución desde los cuadros de alumbrado interior a los puntos de luz, será del modo siguiente:

en el edificio de explotación, tubos rígidos blindados de PVC en instalación superficial; cajas de registro de PVC para instalación superficial, y cables tipo V750 unipolares de cobre.

12.4.2.Alumbrado exterior.

B.1.) Descripción de la instalación. Se proyectan puntos de luz alrededor del edificio de explotación, serán tipo mural instaladas las paredes exteriores del edificio.

En la zona de trabajo cada punto de luz estará formado por una Columna troncocónica, fabricada en un solo tramo, con puerta de registro enrasada y placa plana con cartelas, de chapa de acero galvanizado según normativa existente. Se emplearán de 6 m de altura siendo el espesor de chapa metalizado de 3mm.

Se han proyectado luminarias con tecnología LED.

B.2.) Descripción de los elementos de alumbrado.

LUMINARIAS.- Estarán constituidas por:

- Tapa y cuerpo de aleación de aluminio inyectado, con pintura RAL.
- La placa con los auxiliares eléctricos constituye un solo elemento desmontable.
- Cableado resistente a la temperatura.
- Fijación horizontal y vertical sin piezas intermedias.
- Reflector de aluminio de alta pureza embutido, abrillantado y oxidado anódicamente

EQUIPO ELECTRONICO. - Constará de reactancia, condensador y arrancador y reducción de flujo. Los condensadores serán de capacidad adecuada al tipo de lámpara y tal que el factor de potencia quede corregido hasta 0.95.

LAMPARAS. - Serán del tipo LED de 54 y 79 W, tal como se describe en el pliego de equipos eléctricos.

B.3.) Descripción de los equipos.

CONDUCTORES: Serán de Cu, Unipolares RV 0,6/1 Kv., de 6 mm2 de sección mínima (3 fases más neutro) para las canalizaciones enterradas y de Cu unipolares RV 0,6/1 Kv., de 4mm2 (3 fases más neutro) de sección mínima para las canalizaciones al aire, grapeadas sobre pared. La instalación de los conductores de alimentación a las lámparas se realizará en Cu de 2x2.5 mm2 de sección protegidos por c/c fusibles

calibrados de 6 A. Los soportes se pondrán a tierra mediante conductor desnudo de Cu de 16 mm2 de sección y pica de Cu de 2 m de longitud y 14 mm de diámetro.

PROTECCIONES CONTRA SOBREINTENSIDADES

- Protección a sobrecargas: Se utilizará un interruptor automático ubicado en el cuadro de mando, desde donde parte la red eléctrica; la reducción de sección para los circuitos de alimentación a luminarias (2,5 mm^2) se protegerá con los fusibles de 6 A existentes en cada columna y báculo.

- Protección a cortocircuitos: Se utilizará el mismo interruptor automático ubicado en el cuadro de mando, desde donde parte la red eléctrica. Se colocará protección por fusibles en el inicio de los itinerarios no protegidos mediante fusibles de 6 A existentes en cada columna y báculo.

- Protección contra contactos directos (ITC BT 24) se alojarán los sistemas de protección y control de la red eléctrica, así como todas las conexiones pertinentes, en cajas o cuadros eléctricos aislantes, los cuales necesitan de útiles especiales para proceder a su apertura (cuadro de mando y registro de columnas), y se aislarán todos los conductores con cubierta de XLPE (RV 0,6/1 kV).

- Protección contra contactos indirectos. Mediante interruptores diferenciales de media sensibilidad, de reenganche automático, para el caso de que se produzcan derivaciones instantáneas y no permanentes, puesta a tierra de las masas, dispositivos de corte por intensidad de defecto, para lo cual se utilizará un interruptor diferencial de 30 mA en el cuadro de mando, desde donde parte toda la red eléctrica.

B.4.) Distribución a receptores. La distribución a los puntos de luz, será con tubos rígidos de PEAD de 90 mm de diámetro que descansan sobre una cama da arena a una profundidad mínima de 0,50 m, en instalación subterránea y cables tipo RV 0.6/1 KV multipolares. La sección de los cables será la adecuada para que cumplan en cuanto a densidad de corriente se refiere, considerando una potencia en VA e equivalente a 1,8 veces la nominal de las lámparas en vatios y para que la caída de tensión no supere el valor límite establecido. La sección mínima será de 6 mm2. El encendido y apagado de la instalación será automático, siendo controlados por un interruptor fotoeléctrico y reloj astronómico.

12.5. Puesta a tierra.

Además de las tierras propias del Centro de Transformación, que estará constituida por red de malla independiente, se ha previsto una red general de tierra en la planta. Estará formada por arquetas equipadas con picas de acero-cobre de 2 m de longitud, y 14 mm de diámetro colocándose una en las inmediaciones de cada armario.

A partir de aquí, el resto de elementos de la toma de tierra serán:

- cable en cobre desnudo de 35 mm2 para la línea de enlace con tierra,
- línea principal de tierra en cobre 50mm2 y

desde esta red se deriva a las masas metálicas con cables de protección de 35 mm^2 como mínimo.

12.6. Grupo electrógeno.

Se colocará un grupo electrógeno insonorizado debidamente sincronizado y automático que alimenta, en caso de emergencia a todos los elementos de la planta siendo en nuestro caso se proyectado de 300 KVA cubriendo la demanda para un normal funcionamiento de la Planta.

13. AUTOMATISMO Y CONTROL.

13.1. Filosofía de control y diagrama del mismo.

13.1.1. Modos de funcionamiento previstos.

Según las máquinas de que se trate, se prevé para ellas solo el modo de funcionamiento manual, o el manual y automático, siendo las particularidades de cada modo las que se describen a continuación.

La característica esencial del funcionamiento manual será que la decisión de realizar una maniobra (arranque o parada de un motor, apertura o cierre de una válvula, etc) será tomada a su voluntad por el operador, ordenada al sistema mediante el accionamiento de elementos manuales de mando (botoneras, potenciómetros) y ejecutada por los actuadores (contactores, posicionadores).

En cuanto al funcionamiento automático, su característica esencial será que la decisión de realizar una maniobra (arranque o parada e un motor, apertura o cierre de una válvula, etc) será tomada por los PLC's, transmitida al sistema por medio de salidas digitales y analógicas, y ejecutada por los actuadores (contactores, posicionadores) sin intervención del operador.

Cualquiera sea el modo de funcionamiento, las maniobras estarán siempre limitadas, para evitar daños involuntarios al equipo, por los enclavamientos de seguridad tales como boyas de nivel mínimo en pozos, finales de carrera en compuertas o válvulas.

La elección del modo de funcionamiento de una máquina cuando admita diversas posibilidades, se hará mediante el selector adecuado.

13.1.2. Programa de supervisión.

El programa de supervisión se ha definido en el **Anejo 7. Cálculos Eléctricos, Automatización y Control**, dicho programa tendrá conexión web, para poder ser supervisado de forma remota. Las pantallas integrantes del programa de supervisión deberán ser las siguientes:

- Pantallas de anagramas.
- Pantalla de menú.
- Pantalla de proceso, desde donde se podrá visualizar todos los subprocesos.
- Pantalla de alarmas.
- Pantalla de horas de funcionamiento y conexiones de máquinas (parciales y totales)
- Pantalla de mantenimiento.
- Pantalla de gráficos, múltiples y simples.
- Pantalla de control de energía desde donde se podrá visualizar los analizadores de redes de cada cuadro

13.2. Configuración.

13.2.1. Instalación de automatización y control.

13.2.1.1. Componentes del sistema.

El sistema de automatización y control para la desnitrificadora constara de los siguientes componentes:

- 1 PLC con conexión remota instalado en la sala de cuadros eléctricos
- 1 pantalla táctil de control de 12,1" instalado en la sala de cuadros eléctricos.

- 1 ordenador con monitor de 22“ e impresora, con licencia de scada, instalado en la sala de control del edificio de la desalobradora.
- 1 televisor de 50” a modo de sinóptico conectado con el ordenador de control.

13.2.1.2. Red de automatismo.

Consta de un PLC conectado una pantalla táctil de control instalados en la sala de cuadros eléctricos, con una unidad remota conectada al ordenador de supervisión ubicado en la sala de control de la desalobradora transmitiendo la información del estado y de todos los equipos y recibiendo las consignas y órdenes del ordenador.

13.2.1.3. Cuadro sinóptico.

El cuadro sinóptico previsto será un televisor de 50”. Se situará en el centro de control de la Planta Desalobradora. Donde se visualizará el scada que tendrá la información en tiempo real del estado de la instalación de la Planta Desnitrificadora.

13.2.1.4. Equipo de supervisión.

El equipo de supervisión estará compuesto por un ordenador PC con el programa adecuado y una impresora, para la impresión de alarmas e incidencias y la impresión de gráficas e informes históricos.

Este ordenador irá instalado en el edificio de la Planta Desalobradora en la sala de control, con pantalla de control y dispondrá de capacidad suficiente para poder gestionar el scada para el control la instalación.

13.2.2.Instrumentación.

Instrumentos previstos:

Los instrumentos previstos en la planta son los siguientes:

Cinco caudalímetros de tipo electromagnético, para medición de:

- Medida de agua a biológicos (1 ud)
- Medida de fango recirculación (1 ud)
- Medida de fangos exceso (1ud)
- Medida de fangos espesado (1ud)
- Medida de agua tratada (1 ud)

Sonda de medidas son las siguientes.

- Medida de nitratos.
- Medida de Redox.
- Medida de turbidez.
- Medida de sulfhídrico.

Distribución a instrumentos:

Todos estos instrumentos requerirán una alimentación a 230 Vca desde sus cuadros de fuerza de procesos respectivos, reenviando a su vez a los mismos una señal de 4-20 ma, proporcional al valor del parámetro medido.

Las canalizaciones para el cableado entre los cuadros de fuerza de proceso y los instrumentos, serán tuberías rígidas de PVC de 50 mm de diámetro en los tramos subterráneos y tubos rígidos blindados de PVC en instalación superficial dentro de los edificios.

Las cajas de registro serán de PVC, para instalación superficial, con taladros dotados de conos de presión.

Los cables de alimentación a los instrumentos serán tipo RV 0,6/1 kv de 3x1,5 mm2 de sección (F+N+TT) con cuerdas conductoras de cobre, y los de transmisión de señal, serán tipo RCHV apantallados, de 2x1,5 mm2 de sección.

13.2.3.Instalaciones auxiliares

La automatización y control de la planta se complementa con la disposición de elementos de mando manuales para la puesta en marcha o parada de los equipos en caso de emergencia bien desde el ordenador o desde el CCM.

Para evitar pérdida de datos en caso de fallo del suministro eléctrico se dispondrá de un sistema de alimentación ininterrumpida (SAI) para el PLC y ordenador.

Los circuitos eléctricos de señales y control discurrirán por canalizaciones independientes a las del resto de la instalación.

14. OBRA CIVIL.

14.1. Mínimo impacto ambiental.

En el diseño y dimensionamiento de la Planta de Desnitrificación se ha cuidado especialmente minimizar el posible impacto en el entorno que pueda suponer la ejecución de las obras proyectadas. No cabe duda que, desde el punto de vista de la contaminación del medio físico, la construcción de la Planta mejora la situación que actualmente sufre el medio. No obstante, como este aspecto se analiza en el **Anejo 8. Documento Ambiental**.

En el diseño se han tenido en cuenta estas posibles incidencias con las siguientes actuaciones:

- Los equipos proyectados se ubican en estancias cerradas y cuyos paramentos disponen de amplias cámaras para la amortiguación de ruidos, como es el caso de la sala de soplantes, la cual se la dotará de los elementos necesarios para reducir las emisiones de ruidos.
- Los contenedores de residuos proyectados disponen de tapas que permiten su cierre.
- Se contempla la cubrición y tratamiento para la eliminación de olores de la zona de espesado y deshidratación de fangos.

14.2. Movimiento de tierras y cimentaciones.

La explanada ocupada por la Planta Desnitrificadora tiene una superficie de unos 6.400 m^2.

El movimiento de tierras comprende el desbroce y retirada de la capa de tierra vegetal a vertedero.

Se ha planteado la ejecución de la planta en una única plataforma a la cota 3,30 m.

En cada elemento se realizará la excavación localizada necesaria hasta llegar a la cota de cimentación, con sobreanchos de 1,00 m y taludes 1V/1H, tal y como se indica en el Estudio Geotécnico, procediendo posteriormente al relleno localizado del trasdós con material granular.

Dado que parte de las excavaciones de situarán cerca o por debajo del nivel freático, se dispondrán elementos de achique para realizar los trabajos en las excavaciones que lo requieran.

Las cotas de situación actual de la parcela, se pueden ver en el **Documento nº 2. Planos**, donde se observa que el terreno es muy regular. Sobre este terreno se proyecta una plataforma horizontal.

14.3. Acciones sísmicas.

De acuerdo con la "Norma de Construcción Sismorresistente (Parte General y Edificación) NCSE-02" aprobada por R.D. de 29 de diciembre, se clasifican las obras como (artículo 1.2.2 del capítulo I): "de importancia especial", entendiendo por tales aquellas cuya destrucción por el terremoto pueda interrumpir un servicio imprescindible o dar lugar a efectos catastróficos. Según el artículo 1.2.3 de la citada norma, la consideración del efecto sísmico es de aplicación para este tipo de obras.

En el Anejo 5. Dimensionamiento estructural se detallan los valores particulares de la acción sísmica considerada, que dado que la obra se sitúa en el término municipal de San Pedro del Pinatar su aceleración sísmica básica es:

$$a_b/g = 0.11$$

14.4. Estructuras.

Los trabajos de obra civil incluyen una serie de obras de distintos tipos que pueden catalogarse en algunos de los siguientes conceptos:

- Depósitos rectangulares
- Depósitos circulares
- Edificios
- Urbanización
- Excavaciones

Desde el punto de vista de los materiales, tal y como indica la normativa EHE-08, el hormigón de todos los depósitos será **"clase de exposición IV"**, por tratarse de un proceso con posible corrosión por cloruros (estaciones de tratamiento de agua).

Según resultados del Estudio Geotécnico, incluido en el **Anejo 2. Geología y Geotecnia**, todo el hormigón a emplear será **"tipo de exposición Qc"**, se fabricará con **cemento resistente a los sulfatos, SR**.

Según recomendaciones de la norma EHE-08, la resistencia mínima compatible con un ambiente IV +Qc, la proporciona un hormigón **HA-35**. El acero a emplear será el **B 500 S** siendo los recubrimientos mínimos de 5 cm.

Hemos utilizado muros de espesor constante, ya que el hacerlo de sección variable produce mayores complicaciones en el momento de su construcción.

Se considera factor primordial que todos los depósitos y edificios cimienten en un mismo tipo de terreno, para evitar de esta forma posibles asientos diferenciales.

Depósitos de agua.

Están proyectados en su totalidad en hormigón armado, con los espesores adecuados en función de los esfuerzos que deben soportar.

Como acciones hay que considerar: el empuje hidrostático interior, el empuje del terreno exterior.

Las estructuras de los depósitos se calculan los elementos con la homologación EHE-08. empleando prescritos para el ambiente considerado.

En los depósitos circulares consideramos el efecto anillo, disponiendo armaduras circulares horizontales trabajando a tracción que hacen disminuir el esfuerzo de flexión de las armaduras verticales.

Edificios.

Las estructuras estarán formadas por los siguientes elementos:

- Cimentación mediante losas de cimentación.
- Estructura entramada mediante pilares y vigas de hormigón armado.
- Las bancadas de elementos mecánicos que transmitan cargas importantes, llevarán su propia cimentación independiente de la solera de la planta inferior.

En general, la tensión máxima admisible del terreno sobre el que se proyecta cimentar es de 1,0 kp/cm2.

Los cálculos estructurales están justificados en el **Anejo 5. Dimensionamiento estructural**.

14.5. Edificios y características de los mismos.

En el diseño del edificio de explotación se ha tenido en cuenta la función que se va a desarrollar en él, así como su estética exterior, buscando una integración en armonía con el entorno. Es necesario destacar que la sala de soplantes quedará debidamente insonorizada debido a la proximidad del Parque Natural de las Salinas de San Pedro del Pinatar.

Edificio de Explotación

Este edificio albergará las siguientes salas junto con los equipos propios de la explotación:

- Sala de filtros de arena, con los siguientes elementos:
  - Filtros.
  - Soplantes de Lavado de Filtros.
- Taller
- Sala de cuadros eléctricos.
- Sala de soplantes con polipasto de elevación.
- Sala de deshidratación, con los siguientes elementos:
  - Bombeo de fangos espesados.
  - Bombas dosificadoras de polielectrolito
  - Equipo de preparación automática de polielectrolito
  - Centrífuga
  - Bombeo de fangos deshidratados a silo.
  - Polipasto de elevación

Las dimensiones de la nave, serán 20,55x11,85 m en planta con una altura libre de 4,75 m.

Como principales características cabe destacar:

- Cerramiento exterior formado por fábrica de bloques huecos de hormigón SPLIT blanco de 40x20x20 cm. colocado a una cara vista, recibidos con mortero de cemento blanco BL-II 42,5 R y

arena de río 1/4, mortero M-10/BL, rellenos de hormigón HA-25/P/20/I y armaduras según normativa.

- Particiones interiores formado por fábrica de bloques huecos de hormigón blanco de 40x20x20 cm. colocado a dos caras vistas, recibidos con mortero de cemento blanco BL-II 42,5 R y arena de río 1/4, mortero M-10/BL, rellenos de hormigón HA-25/P/20/I y armaduras.
- Sala de soplantes con revestimiento fonoabsorvente compuesto por chapa multiperforada galvanizada de 0,8 mm de espesor, perfilada para darle consistencia mecánica, con lana de roca de 70 kg/m3 y protegida con velo de fibra de vidrio de color negro para evitar desprendimiento de fibras. Remate con chapa galvanizada de 1 mm de espesor.
- Puertas de chapa plegada (tipo Pegaso o equivalente) realizada con doble chapa de acero galvanizado de 1 mm de espesor y panel intermedio, rigidizadores con perfiles de acero conformado en frío, herrajes de colgar, cerradura con manillón de nylon, rejillas de ventilación, cerco de perfil de acero conformado en frío recibido en placa de cerramiento, acabado con capa de pintura epoxi polimerizada al horno.
- Sala soplantes con puerta acústica de 3000x3500 mm, con cierre de presión y 4 uñetas de presión para ambas hojas. Doble batiente de cierre. Chapa de acero de 2 mm, espesor 65 mm, relleno de fibras, placas de cartón yeso, y láminas acústicas.
- Para la entrada y salida de aire de la sala de soplantes, se colocarán sendos silenciosos de medidas 600x900x1200 mm, SDR 100/200, con paso de aire de 100 mm y bafle de 200 mm, calculado para un caudal de 3000 m3/h y una velocidad de paso de 4,60 m/s, incluyéndose sus estructuras de apoyo ancladas a pared. En el caso del silencioso de salida de aire, se incluye tolva de reducción a ventilador.
- Carpintería de aluminio lacado en color en ventanas correderas de 2 hojas, compuesta por cerco, hojas y herrajes de deslizamiento y de seguridad, sobre precerco de aluminio. Acristalamiento con vidrio FLOAT incoloro de 4 mm de espesor.
- Sala de soplantes con ventana fija ejecutada con perfiles de tubo hueco de aluminio lacado en color de 2 mm de espesor y 80x50 mm de sección, junquillos de 30x15 mm, con bulones a presión, patillas para anclaje, sellado de juntas. Doble acristalamiento templado laminar acústico, formado por vidrio exterior laminar acústico de 6+6 mm compuesto por dos lunas de vidrio de 6 mm, unidas mediante una lámina incolora de butiral de polivinilo cámara de aire deshidratada con perfil separador de aluminio y doble sellado perimetral, de 6 mm, y vidrio interior templado FLOAT incoloro de 6 mm.
- Remate muro cubierta formado por albardilla de hormigón prefabricado en blanco en piezas de 20 cm de ancho y 500 cm de largo con goterón, recibida con mortero de cemento blanco BL-II 42,5 R y arena de río 1/4,mortero M-10/BL, rejuntado con lechada de cemento blanco BL-V 22,5.
- El suelo estará compuesto por un suelo industrial antideslizante, sin juntas, a base de resina epoxídicas mezclada con áridos.
- El forjado será de placa alveolada prefabricada de hormigón, canto 25 cm, con cubierta invertida no transitable formada por capa de arcilla expandida en seco de espesor medio 10 cm, en formación de pendientes, capa de 2 cm., de mortero de cemento y un geotextil de 300 gr/m^2. Colocación de membrana impermeabilizante de caucho E.P.D.M. de 1,35 mm. de espesor, geotextil de 300 gr/m^2 y capa de 5 cm de grava de canto rodado.

14.6. Redes de tuberías.

Se han proyectado las siguientes redes de tuberías:

- Red de tratamiento de agua en PEAD para tuberías enterradas y aéreas.
- Red de aire en acero inoxidable AISI-316 y las sumergidas en PVC.
- Red de fangos, en PEAD para tuberías enterradas y aéreas.
- Red de flotantes, reboses, escurridos y agua de lavado de filtros de arenas en PEAD para tuberías a presión y PVC corrugado de saneamiento para tuberías en lámina libre.

- Red de de servicios en tubería de PEAD.

Los diámetros y disposiciones de cada una de estas redes se pueden ver en los planos correspondientes.

14.7. Urbanización.

Los viales se proyectan con un ancho de cinco metros permitiendo así el cómodo tránsito de camiones, se incluyen igualmente explanadas para realizar maniobras. Los firmes se ajustan a la Instrucción de Carreteras 6.1-I.C.

La sección proyectada estará formada por 55 cm de suelo seleccionado compactado al 95% PN explanada E-2, base de zahorra artificial de 30 cm de espesor, riego de imprimación C50BF4 IMP, riego de adherencia C60B3 ADH y pavimento en dos (2) capas de mezcla bituminosa en caliente, una de ellas tipo AC22 bin S, con 6 cm de espesor y otra tipo AC16 surf D con 4 cm de espesor en rodadura.

Se dispone alrededor del edificio de explotación de una acera de 1,00 metros de anchura mínima. Esta área estará formada por solera de hormigón en masa de 10 cm de espesor sobre la que se colocarán baldosas hidráulicas de 20x20 cm. Se remata con bordillo prefabricado de hormigón.

Los depósitos y elementos de la Planta de Desnitrificación se rodean con un pavimento de gravilla, facilitando así la explotación e inspección de los mismos.

El alumbrado exterior en los viales del edificio de explotación será con luminarias murales a 5,5 m de altura y 1,5 m de brazo, con luminaria tipo LED de 54 y 79 w y 5.900 y7.600 lumenes respectivamente. Para las zonas de operación se han situado 8 columnas de 6,00 m de altura con 1 a 4 proyectores tipo LED cada una de 54 w y 5.700 lumenes.

No se dispondrá de cerramiento ni puerta de acceso al encontrarse dentro de una parcela ya urbanizada y con estos elementos incluidos.

15. CONEXIONES A SISTEMAS GENERALES Y COORDINACIÓN CON ORGANISMOS.

15.1. Acometida energía eléctrica.

La acometida de energía eléctrica necesaria para el correcto funcionamiento de la Planta de Desnitrificación de Salmuera será de 220 Kw con una tensión de 20 KV, siendo el trafo a instalar de 400 Kva.

Con fecha 24 de julio de 2017 se solicitó a la empresa suministradora, IBERDROLA Distribución, punto de entronque para la alimentación, obteniendo acuse de recibo con fecha 25 de julio de 2017, no obteniendo respuesta a fecha de finalización del Proyecto de Construcción.

Dicho documento se adjunta en el **Anejo 7. Cálculos Eléctricos, Automatización y Control** de esta memoria, junto con la justificación de la potencia necesaria.

15.2. Acometida de agua potable.

Al encontrarse la Planta de Desnitrificación dentro de la parcela de la Planta Desalobradora de El Mojón, no será necesario realizar acometida de agua potable.

15.3. Telefonía.

De igual manera a la acometida de agua potable, no será necesario solicitar conexión a la red de telefonía debido a que la Planta Desalobradora ya dispone de ella.

Por otro lado, como se puede observar en el Documento nº 2. Planos, en el área de implantación de la instalación de desnitrificación, cruza la línea de acometida de telefonía a la Planta, la cual será necesario desviar al inicio de los trabajos.

15.4. Acceso.

La parcela donde se ubicará la Planta de Desnitrificación, al encontrarse en el mismo recinto de la Planta Desalobradora dispondrá del mismo acceso, por lo que no se recoge ninguna actuación.

16. COORDINACIÓN CON ORGANISMOS Y SERVICIOS.

Debido a que las obras de la Planta de Desnitrificación, cuyo promotor es la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena, se encuentran dentro de la misma parcela de la Planta Desalobradora de El Mojón, también perteneciente a la Comunidad de Regantes, no es necesario realizar labores de Coordinación con otros organismos o servicios.

Sin embargo, según la visita de campo realizada y las conversaciones con el personal de la Planta Desalobradora, en la parcela de implantación de la Planta de Desnitrificación cruza en el límite norte una tubería de la Mancomunidad de los Canales del Taibilla hacia la Desalinizadora de San Pedro del Pinatar. Teniendo en cuenta esto, al comienzo de la ejecución de las obras, será necesario delimitar el trazado de dicha conducción en coordinación con la MCT a la hora de no afectarla.

17. EXPROPIACIONES Y SERVICIOS AFECTADOS.

Dado que las obras se encuentran dentro de la misma parcela de la Planta Desalobradora de El Mojón, no será necesario realizar labores de expropiación en el ámbito del Proyecto de Construcción.

En cuanto a los servicios afectados, tal y como se puede observar en el Documento nº 2. Planos, en la parcela de implntación de la Planta de Desnitrificación que sería, cruza de norte a sur la línea de acometida aérea de telefonía de la Planta Desalobradora, por lo que será necesario proceder a su desvío para la ejecución de las obras.

18. JUSTIFICACION DE PRECIOS.

El cálculo de los precios de las distintas unidades de obra se realiza determinando los costes directos e indirectos asociados a cada una de ellas.

- Costes directos: Son los correspondientes a la mano de obra, la maquinaria empleada y los materiales utilizados.
- Costes indirectos: Son costes indirectos todos aquellos que no son imputables directamente a unidades concretas sino al conjunto de la obra, como pueden ser los correspondientes a instalaciones (oficinas de obra, comunicaciones, almacenes, talleres, pabellones temporales, laboratorios, etc), personal técnico, imprevistos, etc. Se adopta un porcentaje de costes indirectos del 6%.

En el **Anejo 9. Justificación de Precios** se incluye una justificación de las unidades de obra consideradas en el presente proyecto.

19. ESTUDIO DE SEGURIDAD Y SALUD.

Conforme a lo dispuesto en el Real Decreto 555/1986, de 21 de febrero, por el que se establece en determinados casos, la obligatoriedad de la inclusión en los proyectos de Obras Públicas de un Estudio de Seguridad e Higiene, y en el Real Decreto 1627/1997, de 24 de octubre, por el que se establecen disposiciones mínimas en materia de seguridad y salud en las obras de construcción, se ha incluido en el **Anejo 12. Estudio de Seguridad y Salud** del presente Proyecto.

Este Estudio dispone de su correspondiente Memoria, Planos, Pliego de Condiciones y Presupuesto, considerándose éste último como una partida presupuestaria destinada a la implantación en obra de las medidas que el estudio considera necesarias y que se encuentra incluida en el presupuesto global del proyecto.

En cualquier caso, según la legislación vigente, con anterioridad al inicio de las obras el contratista adjudicatario de las mismas, deberá presentar un Plan de Seguridad y Salud que será aprobado por la Dirección de Obra, dando cuenta del mismo al Comité de Seguridad y presentándolo ante la Inspección de Trabajo.

20. TRAMITACION AMBIENTAL.

La política en materia de evaluación de impactos sobre el medio ambiente fue establecida por la Comunidad Europea en su Directiva 336/1985. Esta Directiva se introduce en la legislación española con el Real Decreto Legislativo 1.302/1986, de 28 de junio, sobre Evaluación de Impacto Ambiental, cuyo Reglamento se aprobó en el Real Decreto 1.131/1988, de 30 de septiembre. Finalmente, a finales del año 2013, la Ley 21/2013 de 9 de diciembre, de evaluación ambiental derogó la legislación anterior unificando en un único texto legal el régimen jurídico de la evaluación ambiental de planes y programas (hasta ahora regulada por la Ley 9/2006) y de proyectos (regulada hasta ese momento por el RDL 1/2008).

En los anexos I y II de la Ley 21/2013 se contemplan las actuaciones y actividades que deben someterse al procedimiento reglado de Evaluación de Impacto ambiental, por tanto, el "Proyecto de Construcción de la Planta de Desnitrificación de Salmuera en la Desalobradora de El Mojón (San Pedro del Pinatar)" se considera incluido dentro del Anexo II de la Ley 21/2013, de evaluación ambiental, *Grupo 9. Otros proyectos, b) Instalaciones de eliminación o valorización de residuos no incluidas en el anexo I que no se desarrollen en el interior de una nave en polígono industrial, o con cualquier capacidad si la actividad se realiza en el exterior o fuera de zonas industriales*. Conforme a la legislación autonómica vigente, según el artículo 84 de la Ley 4/2009, de 14 de mayo, de Protección Ambiental Integrada de la Región de Murcia, serán objeto de evaluación de impacto ambiental ordinaria y simplificada en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia únicamente los proyectos comprendidos en la legislación básica estatal.

Por tanto, en el **Anejo 8** se incluye el Documento Ambiental que se ha realizado y enviado con objeto de iniciar el Procedimiento Simplificado de Evaluación de Impacto Ambiental, de acuerdo al artículo nº 45 de la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, con objeto de que el Órgano Ambiental emita, si procede, Informe de Impacto Ambiental.

21. PLAZO DE EJECUCIÓN.

En el **Anejo 10. Plan de obra** se adjunta un cronograma de actividades que recoge los distintos capítulos del proyecto y que determina la ejecución de las obras en un Plazo Total de **DIECIOCHO (18) MESES**, de los cuales DOCE (12) MESES son de ejecución y SEIS (6) MESES son de puesta en marcha.

22. PLAZO DE GARANTÍA.

El plazo de garantía de las obras será de **UN (1) AÑO** a partir de la recepción de las obras, y abonará las cantidades correspondientes para la liquidación de desperfectos si estos han sido a causa de la mala ejecución de las obras. Una vez cumplido dicho plazo, se efectuará el reconocimiento final de las obras, y si procede, su recepción definitiva.

23. PRESUPUESTOS DE LAS OBRAS.

Por su parte, en el Documento Nº4 Presupuesto, se incluyen la totalidad de las mediciones de las unidades de obra, los Cuadros de Precios Nº1 y Nº2 y el presupuesto resultante.

23.1. Presupuesto de Ejecución Material.

1 OBRA CIVIL	**1.019.174,56**
1.1.- MOVIMIENTO GENERAL DE TIERRAS	11.091,40
1.2.- ARQUETA DE TOMA	10.871,54
1.3.- ARQUETA MEDIDOR DE CAUDAL AGUA A BIOLÓGICO	5.373,34
1.4.- ARQUETA DOSIFICACIÓN Y MEZCLA DE REACTIVOS	11.459,54
1.5.- REACTOR BIOLOGICO	433.522,72
1.5.1.- REACTOR BIOLOGICO	349.576,43
1.5.2.- POST-AIREACIÓN	83.946,29
1.6.- ARQUETAS DE RECIRCULACIÓN DE FANGOS, FANGOS EN EXCESO, REBOSES Y ESCURRIDOS	52.597,86
1.7.- DECANTACION	138.618,79
1.7.1.- DECANTADORES SECUNDARIOS	133.198,05
1.7.2.- ARQUETA REUNION DE EFLUENTES	5.420,74
1.8.- ESPESADO DE FANGOS	32.759,65
1.9.- BOMBEOS DE FILTRACIÓN	35.236,81
1.10.- EDIFICIO DE EXPLOTACIÓN	125.057,01
1.11.- CÁMARA DE CLORACIÓN	23.636,01
1.12.- RED DE CONDUCCIONES	43.621,99
1.12.1.- LINEA DE AGUA	16.471,16
1.12.2.- RED DE AIRE	8.289,16
1.12.3.- LINEA DE FANGOS	9.469,73
1.12.4.- RED DE AGUA LAVADO, FLOTANTES Y REBOSES Y ESCURRIDOS	9.391,94
1.13.- ALMACENAMIENTO DE REACTIVOS	11.954,74
1.13.1.- DOSIFICACIÓN DE ÁCIDO ACÉTICO	8.032,42
1.13.2.- DOSIFICACIÓN ÁCIDO FOSFÓRICO	1.576,81
1.13.3.- DOSIFICACIÓN DE HIPOCLORITO SÓDICO	2.345,51
1.14.- URBANIZACION	57.102,10
1.15.- DESODORIZACIÓN: BIOFILTRO	614,45

1.16.- ALMACENAMIENTO DE FANGOS	2.423,66
1.17.- SERVICIOS AFECTADOS	13.000,00
1.18.- RED DE AGUA DE SERVICIOS	2.669,09
1.19.- CONEXIÓN A TUBERÍA DE BOMBEO A EDAR	7.563,86
2 EQUIPOS MECÁNICOS	**997.394,74**
2.1.- ARQUETA DE TOMA	13.922,87
2.2.- MEDIDA DE CAUDAL	760,80
2.3.- DOSIFICACIÓN Y MEZCLA DE REACTIVOS	42.475,47
2.3.1.- CÁMARA DE MEZCLA DE REACTIVOS	14.745,52
2.3.2.- DOSIFICACIÓN DE ÁCIDO ACÉTICO	17.361,28
2.3.3.- DOSIFICACIÓN DE ÁCIDO FOSFÓRICO	10.368,67
2.4.- TRATAMIENTO BIOLOGICO	59.331,42
2.4.1.- ARQUETA DE REPARTO	14.546,26
2.4.2.- AGITACION	30.009,20
2.4.3.- ARQUETA DE SALIDA	14.775,96
2.5.- POST-AIREACIÓN	53.159,42
2.5.1.- AIREACIÓN	9.698,93
2.5.2.- SALA DE SOPLANTES	30.089,61
2.5.3.- SALIDA DE POST-AIREACIÓN	13.370,88
2.6.- DECANTACION SECUNDARIA	123.196,47
2.6.1.- CLARIFICADOR	122.525,30
2.6.2.- PURGA DE ESPUMAS Y FLOTANTES	671,17
2.7.- FILTROS DE ARENA	221.581,11
2.7.1.- BOMBEO A FILTROS DE ARENA	62.773,53
2.7.2.- FILTROS DE ARENA	109.973,90
2.7.3.- BOMBEO DE LAVADO DE FILTROS DE ARENA	48.833,68
2.8.- DESINFECCIÓN	10.440,96
2.9.- BOMBEO A DESTINO	58.812,71
2.10.- RECIRCULACION DE FANGOS Y FANGOS EN EXCESO	112.365,12
2.10.1.- PURGA DE FANGOS BIOLOGICOS	5.512,39
2.10.2.- BOMBEO DE RECIRCULACION	60.827,50
2.10.3.- BOMBEO DE FANGO EN EXCESO A ESPESAMIENTO	24.602,23
2.10.4.- BOMBEO DE FLOTANTES, SOBRENADANTES, ESCURRIDOS Y AGUA DE LAVADO	21.423,00
2.11.- ESPESADO DE FANGOS	55.456,65
2.11.1.- ESPESADOR	34.937,58
2.11.2.- BOMBEO DE FANGOS ESPESADOS	20.519,07
2.12.- SECADO DE FANGOS	113.318,71
2.12.1.- ACONDICIONAMIENTO DE FANGO	11.228,51

2.12.2.- DESHIDRATACIÓN DE FANGOS		58.637,37
2.12.3.- FANGOS DESHIDRATADOS A TOLVA		34.341,61
2.12.4.- EQUIPAMIENTO EDIFICIO DE DESHIDRATACION		9.111,22
2.13.- ALMACENAMIENTO Y EVACUACION DE FANGOS		28.346,05
2.14.- RED DE AIRE		15.097,83
2.15.- DESODORIZACION		29.999,22
2.16.- EQUIPOS DE SEGURIDAD		10.213,90
2.17.- REPUESTOS		48.916,03
3 EQUIPOS ELÉCTRICOS		**441.246,65**
3.1.- LINEA EN MEDIA TENSION		19.228,61
3.2.- CENTRO DE TRANSFORMACION		50.015,15
3.3.- CUADROS ELÉCTRICOS		164.306,57
3.4.- LÍNEAS DE FUERZA Y CONTROL		44.726,55
3.4.1.- ACOMETIDA AL CUADRO GENERAL DE PROTECCIÓN E INVERSOR		1.386,30
3.4.2.- DISTRIBUCIÓN PRIMARIA		4.044,95
3.4.3.- DISTRIBUCIÓN DE FUERZA DE PROCESO		39.295,30
3.5.- ALUMBRADO		38.971,10
3.5.1.- ALUMBRADO INTERIOR Y FUERZA USOS VARIOS		6.205,82
3.5.2.- ALUMBRADO EXTERIOR DE VIALES		32.765,28
3.6.- PROTECCIÓN		3.734,52
3.7.- RED AUTOMATIZACION Y CONTROL		57.080,31
3.8.- INSTRUMENTACIÓN		63.183,84
4 PUESTA EN MARCHA		**351.139,79**
5 GESTION DE RESIDUOS		**27.309,29**
6 SEGURIDAD Y SALUD		**40.318,35**
	TOTAL .....:	2.876.583,38

Asciende el Presupuesto de Ejecución Material a la expresada cantidad de **DOS MILLONES OCHOCIENTOS SETENTA Y SEIS MIL QUINIENTOS OCHENTA Y TRES EUROS CON TREINTA Y OCHO CÉNTIMOS (2.876.583,38 €).**

23.2. Presupuesto Base de Licitación.

CAPÍTULO	IMPORTE
1 OBRA CIVIL.	**1.019.174,56**
2 EQUIPOS MECÁNICOS.	**997.394,74**
3 EQUIPOS ELÉCTRICOS .	**441.246,65**
4 PUESTA EN MARCHA .	**351.139,79**
5 GESTION DE RESIDUOS .	**27.309,29**
6 SEGURIDAD Y SALUD .	**40.318,35**
Presupuesto de ejecución material	2.876.583,38
13% de gastos generales	373.955,84
6% de beneficio industrial	172.595,00
PRESUPUESTO DE EJECUCIÓN POR CONTRATA	**3.423.134,22**
21% IVA	718.858,19
PRESUPUESTO BASE DE LICITACIÓN	**4.141.992,41**

Asciende el Presupuesto de Ejecución por Contrata a la expresada cantidad de **TRES MILLONES CUATROCIENTOS VEINTITRES MIL CIENTO TREINTA Y CUATRO EUROS CON VEINTIDOS CÉNTIMOS (3.423.134,22 €).**
Asciende el Presupuesto Base de Licitación a la expresada cantidad de **CUATRO MILLONES CIENTO CUARENTA Y UN MIL NOVECIENTOS NOVENTA Y DOS EUROS CON CUARENTA Y UN CÉNTIMOS (4.141.992,41 €).**

24. CLASIFICACIÓN DEL CONTRATISTA

Se propone que, de acuerdo con los artículos 25 y 26 del Reglamento General de la Ley de Contratos de las Administraciones Públicas (Real Decreto 1098/2001, de 12 de octubre) y el Real Decreto 773/2015, de 28 de agosto, por el que se modifican determinados preceptos del Reglamento General de la Ley de Contratos de las Administraciones Públicas, el contratista debe acreditar la siguiente clasificación:

Grupo K, subgrupo 8, categoría 4

25. REVISIÓN DE PRECIOS

Se estará a lo establecido en Real Decreto Legislativo 3/2011, de 14 de noviembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Contratos del Sector Público por lo que el primer 20 por 100 ejecutado y el primer año transcurrido desde la formalización quedarán excluidos de la revisión.

Sin embargo, aun cuando la duración prevista de los trabajos no sea superior a un año, se propone una fórmula de revisión de precios por si fuera necesaria de acuerdo con lo establecido en Real Decreto 1359/2011, de 7 de octubre, por el que se aprueba la relación de materiales básicos y las fórmulas-tipo generales de revisión de precios de los contratos de obras y de contratos de suministro de fabricación de armamento y equipamiento de las Administraciones Públicas:

FÓRMULA 561. Alto contenido en siderurgia, cemento y rocas y áridos. Tipologías más representativas: Instalaciones y conducciones de abastecimiento y saneamiento.

$$Kt = 0{,}10Ct/C0 + 0{,}05Et/E0 + 0{,}02Pt/P0 + 0{,}08Rt/R0 + 0{,}28St/S0 + 0{,}01Tt/T0 + 0{,}46$$

Siendo:

Kt	coeficiente teórico de revisión para el momento de ejecución t
subíndice 0	Valores de los índices de precios de cada material en la fecha a la que se refiere el apartado 3 del artículo 91 del RDL 3/2011.
Símbolo	Material
C	Cemento.
E	Energía.
P	Productos plásticos.
R	Áridos y rocas.
S	Materiales siderúrgicos.
T	Materiales electrónicos

26. DOCUMENTOS QUE INTEGRAN EL PROYECTO.

Los documentos que integran el presente proyecto de construcción son:

Documento nº 1. MEMORIA Y ANEJOS

MEMORIA

- Anejo 1. Cartografía y topografía.
- Anejo 2. Geología y geotecnia.
- Anejo 3. Cálculos justificativos funcionales.
- Anejo 4. Cálculos hidráulicos.
- Anejo 5. Dimensionamiento estructural.
- Anejo 6. Estudio de explotación y mantenimiento.
- Anejo 7. Cálculos eléctricos, automatización y control.
- Anejo 8. Documentación ambiental.
- Anejo 9. Justificación de precios.
- Anejo 10. Plan de obra.
- Anejo 11. Gestión de residuos.
- Anejo 12. Estudio de seguridad y salud.

Documento nº 2. PLANOS

Documento nº 3. PLIEGO DE CONDICIONES

Documento nº 4. PRESUPUESTO

- Mediciones
- Cuadro de precios 1
- Cuadro de precios 2
- Presupuesto
- Resumen del presupuesto

27. DECLARACIÓN OBRA COMPLETA.

En cumplimiento del Artículo 127.2 del Reglamento General de la Ley de Contratos de las Administraciones Públicas, se manifiesta que el presente Proyecto comprende una obra completa en el sentido exigido en el Artículo 125 del citado Reglamento, ya que comprende todos y cada uno de los elementos que son precisos para la utilización de las obras, siendo susceptibles de ser entregadas al uso

público, independientemente de que pueda ser objeto de futuras ampliaciones, y consta de todos y cada uno de los elementos que son precisos para su utilización.

28. CONCLUSIÓN.

Con todo lo expresado en esta Memoria y en el resto de la documentación del proyecto, se considera suficientemente definidas las obras a ejecutar, por lo que se propone la tramitación para su aprobación si procede.

Murcia, agosto de 2017

INTECSA-INARSA, S.A.

Fdo. Mª Angustias Parra Moreno
Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos.

APÉNDICE 12.

"CUANTIFICACIÓN DE LA DESCARGA SUBTERRÁNEA AL MAR MENOR MEDIANTE MODELIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA DEL ACUÍFERO SUPERFICIAL CUATERNARIO" FUTURE WATER, 2017

APÉNDICE 12.

"CUANTIFICACIÓN DE LA DESCARGA SUBTERRÁNEA AL MAR MENOR MEDIANTE MODELIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA DEL ACUÍFERO SUPERFICIAL CUATERNARIO" FUTURE WATER, 2017

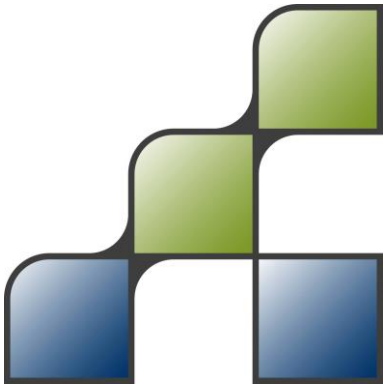
Cuantificación de la descarga subterránea al Mar Menor mediante modelización hidrogeológica del acuífero superficial Cuaternario

Memoria final

Diciembre 2017

Autor/es
Sergio Contreras
Andrés Alcolea
Joaquín Jiménez-Martínez
Johannes E. Hunink

Cliente
CCRR Arco Sur



FutureWater
Calle San Diego 17, 4ª
30202 Cartagena
España
+34 968 209 834

info@futurewater.es

www.futurewater.es

Prefacio

Las aguas subterráneas desempeñan un papel estratégico para la producción agrícola en la cuenca del Campo de Cartagena-Mar Menor, al amortiguar en un rango del 30-75% (especialmente en periodos de sequía) las variaciones de los recursos procedentes del Trasvase Tajo-Segura. El sistema hidrogeológico del Campo de Cartagena corresponde a un acuífero multicapa, cuya unidad superficial, de edad Cuaternario, está conectada a la laguna costera del Mar Menor. El estado ecológico de este ecosistema lagunar está fuertemente ligado a la dinámica de flujos de agua subterránea y su conexión con el acuífero Cuaternario. En este contexto, resulta prioritario mejorar el conocimiento de las interrelaciones entre el acuífero Cuaternario superficial y la laguna, así como los efectos ambientales (sobreexplotación, degradación de la calidad del agua, eutrofización de la laguna, etc.) que podrían derivarse del uso intensivo del recurso subterráneo. El diseño y la adopción efectiva de sistemas de gestión óptima de recursos hídricos precisa de Sistemas de Soporte a la Decisión que, apoyados en herramientas de modelación, son capaces de evaluar la efectividad de diferentes estrategias de explotación y gestión de los recursos hídricos.

Una de las alternativas para la explotación controlada de las aguas del acuífero Cuaternario superficial del Campo de Cartagena es la construcción de una red de drenajes superficiales y subsuperficiales capaces de recolectar las aguas que podrían usarse para riego agrícola tras un proceso de tratamiento de desalinización y desnitrificación. Esta opción de explotación permitiría además reducir la descarga de aguas con altos niveles de nitratos a la laguna del Mar Menor.

Esta Memoria, redactada por FutureWater, se enmarca dentro del proyecto "*Cuantificación de la descarga subterránea al Mar Menor mediante modelación hidrogeológica del acuífero superficial Cuaternario*" financiado en su totalidad por la Comunidad de Regantes Arco Sur Mar Menor, S.L. El equipo de trabajo está formado por Sergio Contreras y Johannes Hunink (FutureWater), Andrés Alcolea (HydroGeoModels) y Joaquín Jiménez-Martínez (EAWAG y ETH Zúrich). El objetivo del proyecto es cuantificar los patrones espaciales de comportamiento del flujo de agua subterránea en el acuífero Cuaternario superficial del Campo de Cartagena y sus aportaciones al Mar Menor teniendo en cuenta condiciones hidrológicas promedio y extremas. Para ello, se ha construido y calibrado un modelo numérico de flujo de aguas superficiales y subterráneas. Después de un informe intermedio presentado en Julio de 2017, esta Memoria presenta los resultados finales del trabajo.

Resumen ejecutivo

Las aguas subterráneas desempeñan un papel estratégico para la producción agrícola en la cuenca del Campo de Cartagena-Mar Menor. La problemática medioambiental asociada a las mismas está íntimamente ligada al desarrollo sostenible de la región. Por tanto, resulta necesaria una gestión adecuada de los recursos hídricos basada en herramientas modernas y objetivas que integren todo el conocimiento disponible y permitan la simulación de acciones antrópicas o de cambio climático o usos del suelo.

En este contexto, y por encargo exclusivo de la Comunidad de Regantes Arco Sur S.L, se ha llevado a cabo el primer modelo hidrogeológico regional de la cuenca del Campo de Cartagena-Mar Menor. El objetivo principal de este modelo es cuantificar los patrones espaciales de comportamiento del flujo de agua subterránea en el acuífero superficial Cuaternario del Campo de Cartagena y las aportaciones al Mar Menor para condiciones hidrológicas promedio y extremas, mediante la calibración e implementación de un modelo numérico integrado de flujo de agua superficial y subterránea. Dicho modelo, tridimensional y que considera el transporte de sal en el acuífero, integra toda la información disponible sobre el acuífero superficial, generalmente dispersa, lo que permite conocer el estado actual de las aguas subterráneas y las aportaciones del acuífero al Mar Menor. El modelo calibrado reproduce fielmente las medidas disponibles, tanto de parámetros como de niveles piezométricos. Así, resulta una herramienta indispensable para la gestión futura del acuífero superficial Cuaternario.

Los resultados principales del modelo son:

1. la recarga anual del acuífero superficial Cuaternario se tasa en entre 12 hm^3/año en periodos muy secos, y 200 hm^3/año en periodos muy húmedos. El valor promedio anual es de 74 hm^3/año.
2. la descarga potencial al Mar Menor, sin contar las extracciones por bombeo en pozos y drenes, ni tampoco las transferencias de agua hacia acuíferos inferiores, se ha evaluado entre 63 y 83 hm^3/año, siendo el valor medio 71 hm^3/año.
3. la descarga real promedio al Mar Menor durante el periodo de simulación (16 años) se ha estima entre 38 hm^3/año y 46 hm^3/año. Estos valores oscilan ±10 hm^3/año, según se consideren años húmedos o secos.
4. la mayor parte de la descarga se concentra en los sectores próximos a la Rambla del Albujón y al norte del Campo de Cartagena. La descarga en el ámbito de actuación de CCRR-Arco Sur es reducida y se estima en aproximadamente un 5% del volumen total descargado.

Índice

1 Introducción 9
1.1 Problemática y antecedentes 9
1.1.1 Estudios previos de la CCRR Arco-Sur 9
1.1.2 Primer Informe de Diagnóstico y Propuestas del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor. Balance hídrico e hidrogeología (García-Aróstegui et al., 2017). 10
1.2 Objetivo y entregables 11

2 Datos 13
2.1 Introducción 13
2.2 Datos para el modelo de hidrología superficial 13
2.2.1 Datos meteorológicos 13
2.2.2 Uso de suelo y coeficientes de cultivo 14
2.2.3 Cartografía de suelos, propiedades edafohidráulicas y profundidad del suelo 16
2.3 Datos para el modelo de hidrología subterránea 17
2.3.1 Hidrogeología regional 17
2.3.2 Geología detallada y modelo geométrico del acuífero 19
2.3.3 Parámetros hidráulicos del acuífero Cuaternario 23
2.3.4 Inventario de pozos 25
2.3.5 Extracciones por bombeo 26
2.3.6 Comunicación entre acuíferos 27
2.3.7 Piezometría 27

3 Métodos 30
3.1 Introducción general. El proceso de modelación 30
3.2 Modelo de hidrología superficial 32
3.2.1 Modelo conceptual y código de simulación 32
3.2.2 Dominio de simulación 34
3.2.3 Resumen de parámetros en SPHY-CC 35
3.3 Modelo de hidrología subterránea 35
3.3.1 Software 35
3.3.2 Modelo conceptual 36
3.3.3 Dominio de simulación 37
3.3.4 Modelo numérico 38

4 Resultados 46
4.1 Modelo de hidrología superficial: balance y recarga 46
4.2 Calibración modelo de hidrología subterránea: ajuste de parámetros hidráulicos y niveles piezométricos 49
4.3 Análisis general de las descargas subterráneas al Mar Menor y dinámica de la cuña salina 59
4.3.1 Agregación espacio-temporal 59

5 Conclusiones 69
5.1 Principales resultados 69
5.2 Recomendaciones 70

6 Referencias 71

7 Anejo I. Base de datos espacial 73

7.1 Características principales y versiones 73
7.2 Estructura interna 73

8 Anejo II. Niveles piezométricos calculados y medidos 76

9 Anejo III. Bases matemáticas de la simulación numérica 80
9.1 Anejo III.1. Modelización hidrológica superficial: conceptualización de procesos y métodos de cálculo 80
9.1.1 Entradas por precipitación y aportes de riego. 80
9.1.2 Pérdidas por intercepción y escorrentía superficial 80
9.1.3 Cálculo de la evapotranspiración y aportes de riego 81
9.1.4 Pérdidas por percolación profunda (recarga en tránsito) 83
9.2 Modelización hidrológica subterránea: la ecuación de flujo con densidad variable 84
9.3 Anejo III.2 Calibración del modelo. El método de problema inverso 87

10 Anejo IV. Análisis de geolocalización de pozos 90

Tablas

Tabla 1. Síntesis de balances hídricos disponibles del Campo de Cartagena (elaborado por García-Aróstegui) (García-Aróstegui et al., 2017). Cifras en hm^3/año. El procedimiento de cálculo de la descarga se refiere a las salidas laterales al Mar Menor. 11
Tabla 2. Listado de estaciones meteorológicas. 14
Tabla 3. Parámetros para cálculo del coeficiente de evapotranspiración (k_c). Valores de NDVI en escala de 0-1. 15
Tabla 4. Valores de transmisividad (T), coeficiente de almacenamiento (S) y Difusividad (D) en sondeos y zanjas del acuífero Cuaternario (TRAGSATEC, 2013). 24
Tabla 5. Propiedades del dominio de simulación del modelo hidrológico. 34
Tabla 6. Resumen de parámetros de entrada a SPHY-CC. 35
Tabla 7. Difusividad hidráulica estimada en drenes. 50
Tabla 8. Zonas de captura del acuífero Cuaternario en el Campo de Cartagena (área de recarga y perímetro del frente de descarga). 60
Tabla 9. Periodos de precipitación “tipo” 62
Tabla 10. Promedios anuales de recarga total (PER, hm^3/año) en el acuífero Cuaternario, y descarga potencial (DES_{pot}, hm^3/año) por frente de descarga para diferentes periodos de simulación. 64
Tabla 11. Versiones de la geodatabase y plazos de entrega. 73
Tabla 12. Coordenadas de los pozos utilizados para la calibración del modelo. 90

Figuras

Figura 1. Localización de estaciones meteorológicas e isolineas de precipitación media anual (línea azul continua), y evapotranspiración de referencia media anual (línea discontinua amarrilla). La línea roja muestra el límite del acuífero superficial Cuaternario y el borde la laguna como referencia. Datos referidos al periodo 2001-2016. 14
Figura 2. Valores medio interanual del Índice de Vegetación Normalizado para los meses febrero (superior izquierda), mayo (superior derecha), septiembre (inferior izquierda), y diciembre (inferior derecha). 15
Figura 3. Distribución de clases texturales de suelo y porosidad efectiva (entre paréntesis) en el Campo de Cartagena. 16
Figura 4. A) Límite de la Masa de Agua Subterránea del Campo de Cartagena; B) Límites de los acuíferos principales; C) Corte hidrogeológico. Tomado de García-Aróstegui et al. (2017). 18
Figura 5. Geología del área de estudio (tomado de Jiménez-Martínez et al., 2012. 20
Figura 6. Modelo geológico tridimensional de la cuenca del Campo de Cartagena (factor de exageración vertical x10). Tomado de Jiménez-Martínez et al. (2012). 21
Figura 7. Representación tridimensional de las superficies de muro de los materiales de edad Cuaternario, Plioceno y Mesiniense. El contorno de la laguna se representa mediante línea roja. Las líneas azul y negra en el gráfico del muro de los materiales de edad Cuaternario representan los perfiles de los cortes geológicos NNO-SSE y E-O mostrados en la Figura 8, respectivamente. Factor de exageración vertical x10. 22
Figura 8. Cortes geológicos NNO-SSE y E-O en la zona de la Comunidad de Regantes Arco Sur. 23

Figura 9. Inventario de pozos y fuentes de información. Los puntos con etiqueta corresponden a los pozos con series largas de medidas piezométricas (Confederación Hidrográfica del Segura). 26
Figura 10. Situación y número de medidas de nivel piezométrico en pozos del Cuaternario. Sólo se muestran aquellos puntos con más de diez medidas de nivel piezométrico. 28
Figura 11. Ejemplo de series largas de medidas de nivel piezométrico en pozos de la Confederación Hidrográfica del Segura. 28
Figura 12. Mapas de isopiezas (García-Aróstegui et al. 2017) y dirección de flujo de agua subterránea en el acuífero Cuaternario en octubre de 2009 (izquierda) y octubre de 2016 (derecha). Cotas en metros sobre el nivel del mar. TTS denota Trasvase Tajo-Segura. 29
Figura 13. Diagrama esquemático del modelo integrado del Campo de Cartagena y sus componentes. 31
Figura 14. Modelo de balance tipo *bucket* usado en SPHY-Campo de Cartagena. Variables de entrada (puntos verdes, líneas continuas) y de salida (puntos rojos, líneas discontinuas) simulando los principales componentes del balance de agua en el suelo. 33
Figura 15. Dominio de simulación (área con trazos diagonales en amarillo) y contornos de la cuenca hidrológica y del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena. 34
Figura 16. Esquema del modelo conceptual de un acuífero multicapa conectado a una masa de agua salada. Las flechas negras denotan direcciones de flujo. 37
Figura 17. Evolución temporal de niveles piezométricos en pozos cercanos monitorizados en las distintas formaciones (tomado de García-Aróstegui et al., 2017). 37
Figura 18. Límites del modelo hidrogeológico del acuífero Cuaternario, que incluye la zona suprayacente al Mar Menor. El modelo queda limitado al este por la cara interior de las barras de la laguna. 38
Figura 19. Discretización del modelo en superficie. 39
Figura 20. Discretización del modelo en superficie en el ámbito de actuación de la CCRR- Arco Sur. 40
Figura 21. Discretización del modelo en superficie (zum en Estrella de Mar y proximidades). . 40
Figura 22. Vista de la malla en 3D (factor de exageración vertical x10). 41
Figura 23. Vista de la malla en 3D (factor de exageración vertical x30). 41
Figura 24. Sección vertical oeste-este del modelo en 3D (factor de exageración vertical x30). 42
Figura 25. Puntos de control para la estimación de la difusividad hidráulica. 45
Figura 26. Valores estimados de aportación de riego (promedio anual, mm/año) según modelización hidrológica e información de satélite. Sectores de riego delimitados por polígonos rojos. 46
Figura 27. Índice de intesidad de uso de agua (irr + pre)/pre. 47
Figura 28. Distribución espacial de la recarga anual media (mm/año) estimada por el modelo de balance hidrológico superficial. 47
Figura 29. Balance de agua anual en la zona regable de la CCRR Arco Sur para el periodo oct/2000-sep/2016. Datos acumulados por años hidrológicos. 48
Figura 30. Sectores regables (Unidades de Demanda Agraria) de la CCRR-Arco Sur. 49
Figura 31. Puntos de control para estimación de la difusividad hidráulica y valores estimados (m^2/día) (valores en escala logarítmica). 50
Figura 32. Ajustes del modelo. Niveles piezométricos calculados en pozos con serie larga (eje vertical) contra niveles piezométricos medidos (eje horizontal). La línea roja marca la relación 1:1. 51
Figura 33. Histograma de calibración. Residuos de niveles (valor calculado menos valor medido). 52
Figura 34. Ajuste de datos de nivel en el pozo Venta del Pino. 52

Figura 35. Ajustes del modelo. Niveles piezométricos calculados (eje vertical) contra niveles piezométricos medidos (eje horizontal) en pozos usados para la validación del modelo. La línea roja marca la relación 1:1. 53
Figura 36. Piezometría calculada para condiciones de año seco (fecha representada 15/09/2015). 54
Figura 37. Piezometría calculada para condiciones de año seco (fecha representada 15/09/2015). Zoom a la zona de estudio CCRRAS. 55
Figura 38. Piezometría calculada para condiciones de año medio (fecha representada 15/03/2004). 55
Figura 39. Piezometría calculada para condiciones de año medio (fecha representada 15/03/2004). Zoom a la zona de estudio CCRRAS. 56
Figura 40. Piezometría calculada para condiciones de año húmedo (fecha representada 15/09/2010). 56
Figura 41. Piezometría calculada para condiciones de año húmedo (fecha representada 15/09/2010). Zoom a la zona de estudio CCRRAS. 57
Figura 42. Comparación entre isopiezas (10, 25 y 50 m s.n.m) bajo condiciones de año seco, promedio y húmedo. 57
Figura 43. Comparación entre isopiezas (10, 25 y 50 m s.n.m) bajo condiciones de año seco, promedio y húmedo (detalle para ámbito de la CCRR-Arco Sur). 58
Figura 44. Piezometría calculada para condiciones de año húmedo (fecha representada 15/09/2010) en la zona de drenes de CCRR Arco Sur. 59
Figura 45. Distribución de las “zonas de captura” del acuífero Cuaternario en el Campo de Cartagena y frentes de descarga. 61
Figura 46. Zonas de captura en el ámbito de actuación de la CCRR-Arco Sur. 61
Figura 47. Precipitación inter-bianual acumulada en el Campo de Cartagena e identificación de periodos de precipitación característicos. El final y la duración de cada periodo se representa por los puntos y las líneas gruesas de la parte superior, respectivamente. 62
Figura 48. Variación mensual de los valores de recarga en el Campo de Cartagena y de descarga potencial subterránea al Mar Menor en las secciones Sur y Norte en el periodo de estudio (octubre/2000 – diciembre/2016). 63
Figura 49. Porcentaje de descarga subterránea por sector en un periodo característico de precipitación promedio. 65
Figura 50. Balance del Acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena. Volúmenes totales promedio para el periodo entre Ene-2001 y Dic-2016. 66
Figura 51. Penetración máxima de la cuña de intrusión bajo condiciones de año seco (línea roja, representación en fecha 15/09/2015) y húmedo (línea azul, representación en fecha 15/09/2010). 67
Figura 52. Penetración máxima de la cuña de intrusión bajo condiciones de año seco (línea roja, representación en fecha 15/09/2015) y húmedo (línea azul, representación en fecha 15/09/2010). Zoom en la zona de drenes (líneas verdes) de CCRRAS. 68
Figura 53. Estructura de la geodatabase (organización de entidades espaciales por grupos). 74
Figura 54. Tabla de información asociada a la *geodatabase*. 74
Figura 55. Visor QGIS con la geodatabase Arco Sur-Campo de Cartagena. 75
Figura 56. Niveles calculados (línea negra) y medidos (símbolos azules) en los pozos con serie larga de medidas utilizados para la calibración del modelo. 79
Figura 57. Sensibilidad de la función de generación de percolación difusa (per_{diff}) en función del parámetro β para un suelo franco arenoso. 83

1 Introducción

1.1 Problemática y antecedentes

Desde el 2006, se han llevado a cabo diversos estudios para describir la problemática medioambiental de la cuenca del Campo de Cartagena. Se destacan aquellos que han sido promovidos por la Comunidad de Regantes Arco Sur Mar Menor, S.L. (en lo sucesivo CCRR-Arco Sur), así como el "Primer Informe de Diagnóstico y Propuestas del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor" (CARM, 2017) en su capítulo dedicado a las aguas subterráneas (García-Aróstegui et al., 2017). Los primeros son estudios técnicos encaminados a cuantificar los volúmenes de descarga subterránea en el ámbito de actuación de la CCRR-Arco Sur y evalúan la viabilidad de su captación y aprovechamiento para uso agrícola. El segundo es una buena síntesis del conocimiento actual existente y recoge ciertas recomendaciones de actuación para la protección ambiental de la laguna y una gestión más sostenible de los recursos hídricos superficial y subterráneo. Se proporciona aquí una breve descripción de cada uno de estos informes.

1.1.1 Estudios previos de la CCRR Arco-Sur

1.1.1.1 Estudio geotécnico acuífero (zona de Los Nietos, Cartagena) *(CCRR Arco Sur, 2006)*

El objeto de este trabajo fue determinar la litología del terreno observada hasta una profundidad de 35 m mediante la realización de 8 sondeos a rotación y la testificación de las columnas obtenidas, y determinar la profundidad del nivel piezométrico en los sondeos.
El estudio fue ejecutado por la empresa Horysu.

1.1.1.2 Estudio de los efluentes de aguas salobres en el acuífero costero del Mar Menor *(CCRR Arco Sur, 2007)*

El objetivo fue cuantificar el volumen aprovechable de la descarga subterránea al Mar Menor en el ámbito de actuación de la CCRR Arco Sur, y evaluar las posibilidades y las condiciones de captación y explotación sin generar afecciones a los aprovechamientos existentes. Se definieron y precisaron las zonas de actuación en base al estudio de la interfase agua dulce-agua salada (definida por el rango de conductividad superior a 12.000 µS/cm).
Para la caracterización del acuífero en la zona de estudio se realizaron 31 sondeos geotécnicos con interpretación litoestratigráfica, una campaña hidroquímica y de medición de niveles piezométricos (noviembre/2006 – enero/2007), un inventario de pozos y puntos de extracción de agua, y dos ensayos de bombeo.

1.1.1.3 Estudios previos TRAGSATEC

Se trata de un conjunto de 4 informes técnicos realizados por la empresa TRAGSATEC en el marco de la asistencia técnica de apoyo al proyecto *Red de Evacuación de Agua Salobre y Red de Drenaje para Captación de Aguas Subterráneas en el Área de influencia de la Comunidad de Regantes Arco Sur – Mar Menor en los T.M. Cartagena y La Unión (Murcia)* coordinado bajo la dirección de obra de la Sociedad Mercantil Estatal de Infraestructuras Agrarias (SEIASA).

- Informe Técnico 01, sobre el diseño de una red de vigilancia de la intrusión marina en la parte sur del Mar Menor (Los Urrutia – Mar de Cristal).

- Informe Técnico 02, de apoyo al diseño de tramos de zanjas drenantes: definición de espesores saturados, caudales de explotación y medidas de conductividad.

- Informe Técnico 03, de diseño de ensayos de bombeo de larga duración en zanjas drenantes para el cálculo de caudales máximos de explotación y control de intrusión salina en el Mar Menor.

- Informe Técnico 04, sobre la ubicación de sondeos hidrogeológicos de investigación y determinación de sus características y ensayos de bombeo.

1.1.1.4 Estudio hidrogeológico previo para el apoyo al estudio de viabilidad para la ejecución de zanjas drenantes en el Mar Menor *(TRAGSATEC, 2008)*.

En este estudio se sintetizan los resultados de la interpretación de dos ensayos de bombeo realizados para el dimensionamiento de las bombas de extracción necesarias para las zanjas drenantes.

1.1.1.5 Campañas de piezometría en las proximidades de Carmolí

En los meses de septiembre de 2012 y octubre de 2013 se realizaron dos campañas de piezometría en las inmediaciones del cerro y marinas del Carmolí.

1.1.1.6 Informe hidrogeológico de la red de drenaje de aguas salobres del Campo de Cartagena *(TRAGSATEC, 2013)*

Se trata de un informe de actualización y síntesis del conocimiento existente hasta la fecha, de la hidrogeología en el ámbito de actuación de la CCRR Arco Sur. Se redacta como documento anexo a la solicitud de captación y aprovechamiento de 2.72 hm3/año de aguas salobres procedentes de la red de drenaje. El informe recoge toda la información y datos generados y recopilados hasta la fecha, haciendo especial énfasis en:
- la descripción hidroquímica de las aguas subterráneas de drenaje.
- la viabilidad de la propuesta de captación de agua con la infraestructura existente.
- la evaluación de posibles impactos negativos en captaciones cercanas.
- la garantía de captación de retornos de riego y no de aguas subterráneas profundas.

1.1.2 Primer Informe de Diagnóstico y Propuestas del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor. Balance hídrico e hidrogeología (García-Aróstegui et al., 2017).

Este documento sintetiza las principales componentes del balance de agua en el Campo de Cartagena recogidas en diferentes estudios, observándose severas discrepancias. Esto pone de manifiesto la elevada incertidumbre inherente a la estimación de las componentes del balance hídrico. Se destaca, sin embargo, el importante consenso existente a la hora de identificar el acuífero Cuaternario como la única fuente de aportación de agua subterránea al Mar Menor.

La cifra de descarga total al Mar Menor se estimó en 5 hm^3/año por ITGE (1991) siguiendo un método simplificado de cálculo, en 7.6 hm3/año por Senent et al. (2009) mediante modelización numérica, y del orden de 68 hm3/año por Jiménez-Martínez et al. (2016) mediante aplicación

de métodos de balance de agua en el suelo a nivel de cuenca y el empleo de datos auxiliares procedentes de otros estudios (Tabla 1).

La descarga de agua subterránea al Mar Menor tiene lugar a lo largo de todo el contorno de la laguna y depende de la piezometría local, la cual está fuertemente influenciada por la recarga (influenciada a su vez por el uso del suelo), los bombeos y el impacto de las zanjas drenantes existentes.

Conceptos		IGME 1991		PHCS 2015-2021	Jiménez et al (2016)	
		Cuaternario	Global (Cuaternario, Plioceno y Messiniense)	Global (Cuaternario Plioceno y Messiniense)	Cuaternario	Global (Cuaternario, Plioceno, Messiniense y Triásico Victorias)
Entradas	Infiltración por lluvia útil	46	50	76,2	-	-
	Retornos procedentes de riego	23	0	18,2	-	-
	Total	**69**	**50**	**94,4**	**112**	**112**
Salidas	Bombeos	2	21	88,2	?	104
	Laterales al Mar (fundamentalmente Mar Menor)	5	5	6,19	68	68
	A otros acuíferos	38	1	-	46	0
	Pérdidas	-	-	-	2	2
	Total	**45**	**27**	**94,4**	**116**	**174**
Balance		24	24	0	-4	-62
Observaciones		El balance positivo se traduce en importantes ascensos del nivel piezométrico en el Cuaternario que provocan problemas de drenaje en las zonas bajas		Equilibrado. Las descargas al mar también incluyen descargas ambientales (1.19 hm3/año)	Equilibrado en valor medio	Sobreexplotación de acuífero Triásico-Victorias y determinadas partes del Messiniense. En periodos de sequía debe incrementarse el bombeo en el acuífero Cuaternario, ligado a desalobración
PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO DE DESCARGA		Sobre una piezometría del año 2008 con gradiente del 3 por mil, una transmisividad de 48 m2/día y 29 km de frente costero		Acepta el valor de IGME (1991)	Distribución de la recarga (obtenida por modelo hidrológico) entre descarga al Mar Menor (60%) y transferencia a acuíferos inferiores (40%), según artículos previos	

Tabla 1. Síntesis de balances hídricos disponibles del Campo de Cartagena (elaborado por García-Aróstegui) (García-Aróstegui et al., 2017). Cifras en hm^3/año. El procedimiento de cálculo de la descarga se refiere a las salidas laterales al Mar Menor.

1.2 Objetivo y entregables

Este estudio tiene como principal objetivo:

Cuantificar los patrones espaciales de comportamiento del flujo de agua subterránea en el acuífero superficial Cuaternario del Campo de Cartagena y las aportaciones al Mar Menor para condiciones hidrológicas promedio y extremas, mediante la calibración e implementación de un modelo numérico integrado de flujo de agua superficial y subterránea.

La documentación entregada consta de:
- Memoria final, donde se describe la metodología empleada y se analizan los resultados del análisis.
- Geodatabase -en formato proyecto QGIS-, con toda la información utilizada para la construcción del modelo y las salidas espaciales del mismo, incluyendo cartografía temática relevante del área de estudio, y los mapas de recarga en el Campo de Cartagena y de

descarga mensual al Mar Menor, estimados por los modelos de balance de agua en superficie e hidrogeológico, en el periodo comprendido entre octubre del 2000 y diciembre del 2016.

Hasta donde los autores conocen, este trabajo es el primer estudio que cuantifica y regionaliza el volumen de descarga de agua subterránea a lo largo de todo el contorno de la laguna. Para su ejecución se realizó un proceso de recopilación de datos e información sin precedentes que ha resultado en mapas de detalle sobre los procesos físicos que controlan la descarga de agua subterránea a la laguna del Mar Menor a lo largo de un periodo de simulación de más de 15 años.

2 Datos

2.1 Introducción

Para la ejecución del presente estudio se ha recopilado y procesado un gran volumen de datos que han sido integrados en dos modelos numéricos:

- Modelo de hidrología superficial, utilizado para el cálculo de la recarga (es decir, la fracción de agua procedente de precipitación y riego que se infiltra al acuífero superficial). Los tipos de datos empleados son:
    - meteorológicos (precipitación y evapotranspiración de referencia),
    - usos del suelo y coeficientes de cultivo (obtenidos a partir de información de satélite), y
    - cartografía de suelos y propiedades edafohidráulicas.
- Modelo de hidrología subterránea, utilizado para la modelización del flujo de agua subterránea. Los tipos de datos empleados son:
    - modelo tridimensional de la geometría del acuífero (límites y profundidades del acuífero superficial),
    - parámetros hidráulicos del acuífero (transmisividad y coeficientes de almacenamiento obtenidos por interpretación de ensayos hidráulicos),
    - inventario de pozos y bombeos, y
    - datos de piezometría.

Todos los datos relevantes y recopilados para el estudio se han integrado en una base de datos georeferenciada que se entrega en formato de proyecto QGIS (Anejo I).

2.2 Datos para el modelo de hidrología superficial

2.2.1 Datos meteorológicos

Se recopilaron los datos diarios de precipitación y de evapotranspiración de referencia, estimados por el método de FAO-Penman-Monteith, pertenecientes a la red agrometeorológica de la Región de Murcia (Red SIAM) (Tabla 2, Figura 1).

Los datos brutos fueron empleados para la obtención de mapas diarios de precipitación y evapotranspiración de referencia utilizando el método de *spline* con tensión. Este método de interpolación espacial estima valores de la variable usando una función matemática que minimiza la curvatura general de la superficie, lo que resulta en una superficie suave que pasa exactamente por los puntos de entrada (Naoum and Tsanis, 2003). El grado de curvatura viene determinado por dos parámetros: el número de puntos de control o estaciones utilizadas para la interpolación, y un parámetro de tensión que regula la pendiente de ajusteque habitualmente se encuentra en un rango entre 0 y 10. Para el presente estudio se adoptaron los valores de 12 (número de estaciones) y 5 (tensión), respectivamente. En la Figura 1, se representan las isoyetas correspondientes a los valores medios anuales de precipitación y evapotranspiración de referencia en la región de estudio.

Tabla 2. Listado de estaciones meteorológicas.

ID Estación	Red	Paraje	Altitud (m s.n.m)	XETRS89	YETRS89	Periodo con datos
CA12	SIAM	La Palma	29	680675.5	4173282.0	Oct/00 - Dic/16
CA21	SIAM	Corvera	227	665196	4188762	
CA42	SIAM	Balsapintada	135	664806	4179522	
CA52	SIAM	La Aljorra	81	670116	4171692	
CA72	SIAM	Roche	64	683616	4166592	
TP22	SIAM	Santiago de la Ribera	12	691986	4184952	
TP42	SIAM	Torre Blanca	33	685086	4182792	
TP52	SIAM	El Mirador	88	686196	4191072	
TP73	SIAM	Los Infiernos	90	682056	4188282	
AL51	SIAM	La Egesa	31	646094	4195960	
CA91	SIAM	Campillo Abajo	175	655331	4173880	
MU31	SIAM	La Vereda	140	652257	4195940	
MU62	SIAM	La Alberca	56	663907	4200810	
TP91	SIAM	Torre Pacheco	54	677376	4179732	Jul/05 - Sep/12

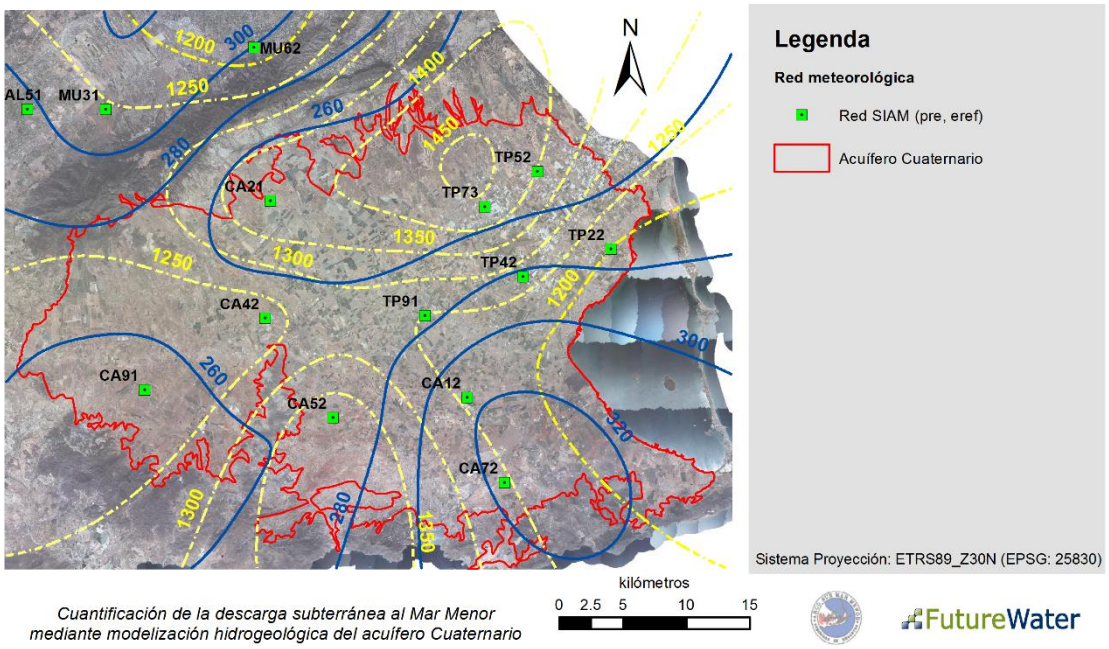


Figura 1. Localización de estaciones meteorológicas e isolineas de precipitación media anual (línea azul continua), y evapotranspiración de referencia media anual (línea discontinua amarrilla). La línea roja muestra el límite del acuífero superficial Cuaternario y el borde la laguna como referencia. Datos referidos al periodo 2001-2016.

2.2.2 Uso de suelo y coeficientes de cultivo

El coeficiente de cultivo es una variable clave para la modelización del balance de agua en superficie, pues determina las pérdidas de agua por evapotranspiración de los cultivos y la vegetación. El modelo de hidrología superficial empleado y adaptado para este estudio (SPHY-

Campo de Cartagena, sección 3.2 y Anejo III) calcula el coeficiente de cultivo en función del índice de verdor de satélite. Este último se ha evaluado mediante el uso del Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) obtenido a partir del producto MOD13Q1 - colección 6, *tile* h17v05 – y para el periodo de simulación (octubre/2000 – diciembre/2016). El producto MOD13Q1 ofrece los valores máximos del NDVI observados a lo largo de periodos de 16 días de duración (23 valores por año) con una resolución espacial de 250 m (Figura 2).

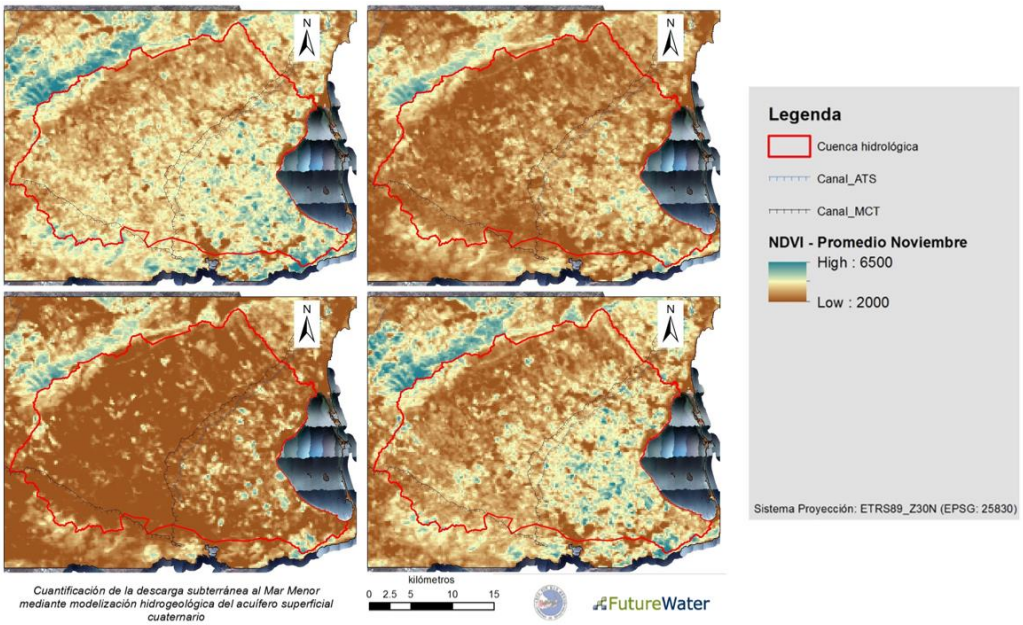


Figura 2. Valores medio interanual del Índice de Vegetación Normalizado para los meses febrero (superior izquierda), mayo (superior derecha), septiembre (inferior izquierda), y diciembre (inferior derecha).

La definición de la función NDVI-k_c resulta un paso crítico en la implementación del modelo en SPHY y el cálculo de las pérdidas por evapotranspiración. En la Tabla 3 se muestran los valores umbrales de NDVI y k_c adoptados para el Campo de Cartagena. Estos valores umbrales se han obtenido del análisis de las trayectorias de NDVI observas en celdas "puras" (no mezcladas) con elevada dominancia de cítricos o cultivos hortícolas (Contreras et al., 2014), y de los valores máximos tabulados del coeficiente de cultivo observados para ambos tipos de cultivo en el área de estudio por Villalobos et al. (2006).

Tabla 3. Parámetros para cálculo del coeficiente de evapotranspiración (k_c). Valores de NDVI en escala de 0-1.

Parámetros	Área no regable	Área regable	
		Cítricos (dominancia)	Hortícolas (dominancia)
[$NDVI_{min}$ / $k_{c,min}$]	0.10 / 0.05	0.10 / 0.05	0.10 / 0.05
[$NDVI_{max}$ / $k_{c,max}$]	0.70 / 0.80	0.65 / 0.68	0.85 / 1.00
Valores de k_c para NDVI entre			
[-1, $NDVI_{min}$]	0.05	0.05	0.05
($NDVI_{min}$, $NDVI_{max}$]	-0.0591+1.091·*x* (Ec. ZNR)	-0.0645+1.145·*x* (Ec. ZRC)	-0.0767+1.457·*x* (Ec. ZRH)
($NDVI_{max}$, 1]	0.65	0.68	1.00

La ecuación para la estimación de k_c en la zona regable (Ecuación ZRC vs Ecuación ZRH en la Tabla 3) se escoge en función del sistema de cultivo dominante (cítrico vs hortícola) de acuerdo con la cartografía de usos de suelo publicada para la región por el proyecto SIOSE2005 (http://www.siose.es). Este proyecto proporciona una cartografía digital con coberturas de uso homogéneas, lo que resulta de gran interés para determinar la dominancia de cada sistema de cultivo con la misma resolución espacial definida para el modelo de balance de agua. En el caso de mosaicos (mezcla de usos), se adopta la función tipo para cítricos cuando la cobertura es superior al 50%. En caso, contrario se asume la función tipo para cultivos hortícolas.

2.2.3 Cartografía de suelos, propiedades edafohidráulicas y profundidad del suelo

Para la caracterización de los suelos y sus propiedades edafohidráulicas, se dispuso de la cartografía de clases texturales de suelo (Figura 3), de contenido de material orgánica, y de contenido gravimétrico de agua a 15 atm (punto de marchitez) y 3 atm (capacidad de campo) en la capa superficial del suelo (hasta 30-40 cm de profundidad), elaborada por el Grupo de Investigación de Conservación Agua y Suelos del CEBAS-CSIC a partir de los datos del proyecto LUCDEME, atributos auxiliares de paisaje y la adopción de funciones de pedotransferencia (Pérez-Cutillas, 2013). Los datos del Grupo CEBAS-CSIC fueron posteriormente procesados por FutureWater en el marco de un estudio previo acometido en el área de estudio (Contreras et al., 2014).

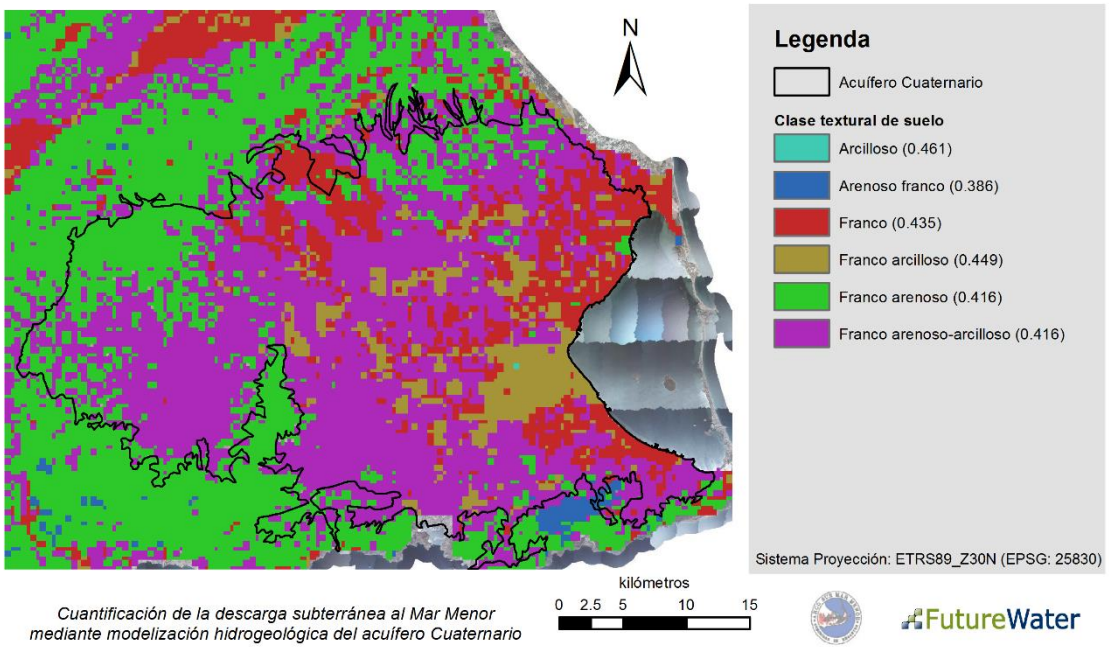


Figura 3. Distribución de clases texturales de suelo y porosidad efectiva (entre paréntesis) en el Campo de Cartagena.

Un parámetro clave en la regulación del almacenamiento de agua en el suelo (en su capa más superficial) y en la dinámica de los procesos hidrológicos en superficie, es la profundidad del suelo "activo" sujeta a perdidas por evapotranspiración. Dicha profundidad se ha estimado según,

$$Z = Z_{\max} \cdot (100 - s_{dem}) \qquad \textbf{Ec. (1)}$$

donde Z_{max} es el valor de profundidad del suelo “activo” del suelo esperable en una zona con pendiente nula, y s_{dem} es el valor de la pendiente en %, obtenido a partir de un Modelo Digital del Terreno (MDT) disponible para la zona (Centro Nacional de Información Geográfica - Instituto Geográfico Nacional, http://centrodedescargas.cnig.es/).

2.3 Datos para el modelo de hidrología subterránea

2.3.1 Hidrogeología regional

El funcionamiento hidrogeológico de los acuíferos que conforman la cuenca del Campo de Cartagena es complejo debido a su geometría y alto grado de antropización. El relleno sedimentario de la cuenca está compuesto principalmente por sedimentos detríticos (margas) con intercalaciones de material muy conductivo (calizas, areniscas y conglomerados), que fueron depositados en el periodo transcurrido entre el Tortoniense y el Cuaternario. Las arenas y conglomerados del Tortoniense, las calizas del Mesiniense y las areniscas del Plioceno conforman los acuíferos profundos, mientras que los sedimentos detríticos del Cuaternario constituyen el acuífero superficial. El sistema hidrogeológico regional es un sistema multicapa compuesto por (Aragón et al., 2009; ITGE, 1993, 1991; Rodríguez Estrella, 1995):

- el acuífero superficial o libre de edad Cuaternario, compuesto principalmente por arenas, conglomerados y arenisca con intercalaciones de limos y arcillas,
- el acuífero confinado intermedio de edad Plioceno, llamado Loma Tercia, compuesto principalmente por areniscas,
- el acuífero confinado profundo de edad Mesiniense, llamado Venta la Virgen, también compuesto por areniscas, y
- el acuífero confinado profundo de edad Tortoniense, compuesto por arenas y conglomerados.

García-Aróstegui et al. (2017) definen un quinto acuífero formado por rocas carbonatadas del Pérmico-Triásico que afloran en el Cabezo Gordo, con un eje elevado hacia Sucina, y que en determinadas zonas estaría conectado con el acuífero Mesiniense. Estos mismos materiales constituyen el acuífero independiente del Triásico de Los Victorias, que apenas tiene relación hidrogeológica con los acuíferos principales del Campo de Cartagena. En la Figura 4 se representa la extensión de las unidades acuíferas más importantes y la litoestratigrafía para un corte vertical representativo.

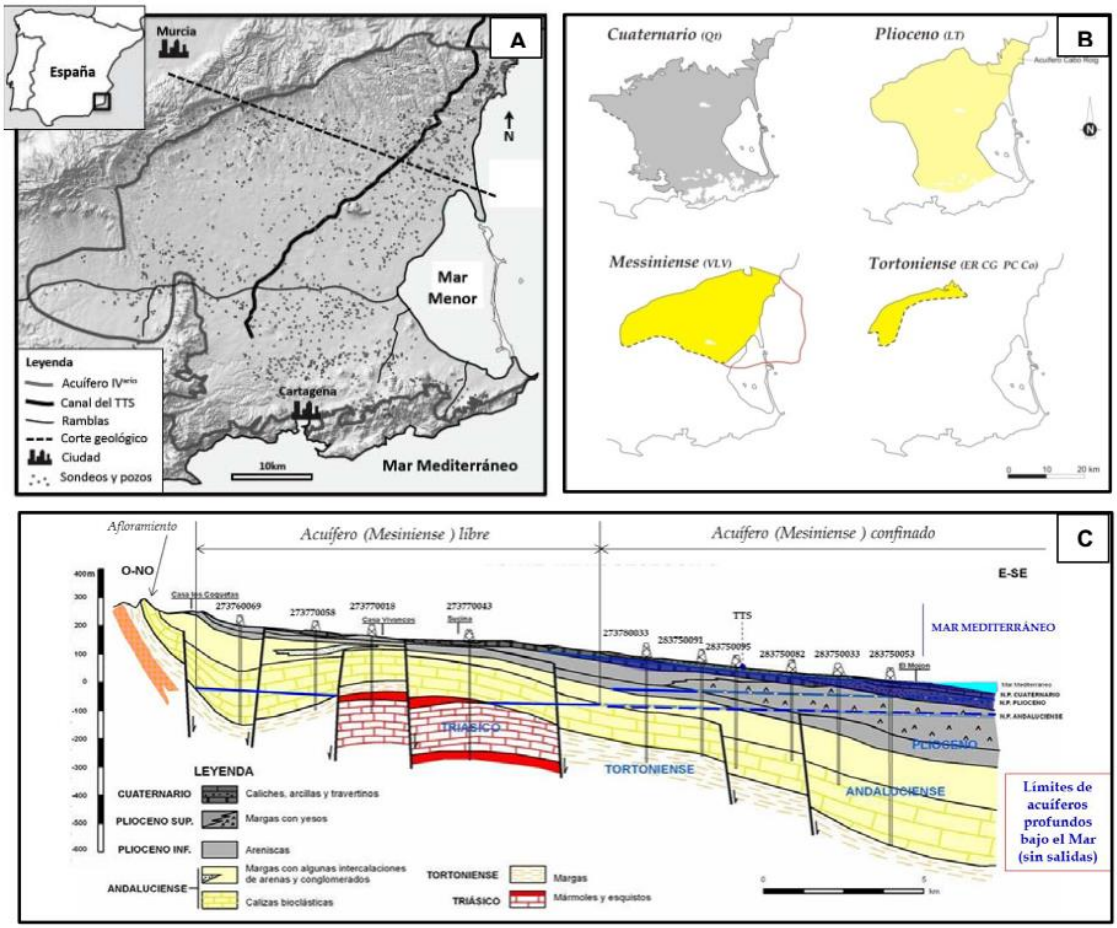


Figura 4. A) Límite de la Masa de Agua Subterránea del Campo de Cartagena; B) Límites de los acuíferos principales; C) Corte hidrogeológico. Tomado de García-Aróstegui et al. (2017).

Los acuíferos principales antes mencionados se encuentran separados por acuitardos de baja o muy baja conductividad: los acuíferos del Cuaternario y del Plioceno se encuentran separados por margas y evaporitas; la formación El Espartal, compuesta básicamente por arcillas, separa los acuíferos del Plioceno y del Mesiniense. Como se observa en la Figura 4, el acuífero Cuaternario se encuentra separado del acuífero Plioceno por un acuitardo de baja conductividad de más de 40 m de espesor. El espesor del acuitardo disminuye hacia los bordes de la cuenca, especialmente hacia su borde sur (materiales metamórficos de basamento, Sierra de Cartagena-La Unión), lo que podría dar lugar a la comunicación hidráulica entre el acuífero libre Cuaternario y el confinado Plioceno. Sin embargo, esa conexión hidráulica es de carácter muy local por lo que, a escala regional, cada acuífero conserva su nivel piezométrico correspondiente. No obstante, hacia el borde sur, se han identificado horizontes permeables embebidos en materiales poco permeables a profundidades no superiores a los 30 m. Su carácter marcadamente local da lugar a los llamados acuíferos “colgados” (informe geotécnico de Horysu de 2006, CCRR Arco Sur, 2006).

De especial relevancia para este trabajo es el acuífero superficial de edad Cuaternario, que ocupa la mayor parte de la extensión de la cuenca del Campo de Cartagena y cuenta con un espesor saturado medio de unos 50 m. Además, es el sustrato de la laguna costera del Mar Menor. El acuífero Plioceno ocupa una menor extensión y su espesor (siempre saturado al ser confinado) es de unos 30 m en media. El espesor del acuífero Mesiniense es de unos 125 m en

la parte norte. La parte sur está conformada por sedimentos de baja conductividad que, por tanto, no tienen interés hidrogeológico. Finalmente, la extensión y espesor del acuífero Tortoniense (estimado en unos 90 m) es difícil de cuantificar en base a la información existente.

2.3.2 Geología detallada y modelo geométrico del acuífero

La geología del área de estudio se describe en detalle en Jiménez-Martínez et al. (2012). En esta sección se resumen sólo los datos relevantes para este estudio. La cuenca Neógeno-Cuaternaria del Campo de Cartagena ocupa una extensión de aproximadamente 1500 km^2 y cuenta con espesores de hasta 1500 m (García-Aróstegui et al. 2017). Los materiales metamórficos, que actúan como basamento de la cuenca, son:

- Nevado-Filábride: mica-esquistos de edad Paleozoico, Pérmico y Triásico
- Alpujárride: esquistos, filitas y cuarcitas de edad Pérmico y Triásico.
- Maláguide: cuarcitas y calizas de edad Pérmico y Triásico.

Sobre el basamento descansan los materiales sedimentarios de edad Neógeno. Sobre estos se encuentran los sedimentos de edad Cuaternario, que cubren la mayor parte de la superficie de la cuenca del Campo de Cartagena (Figura 5).

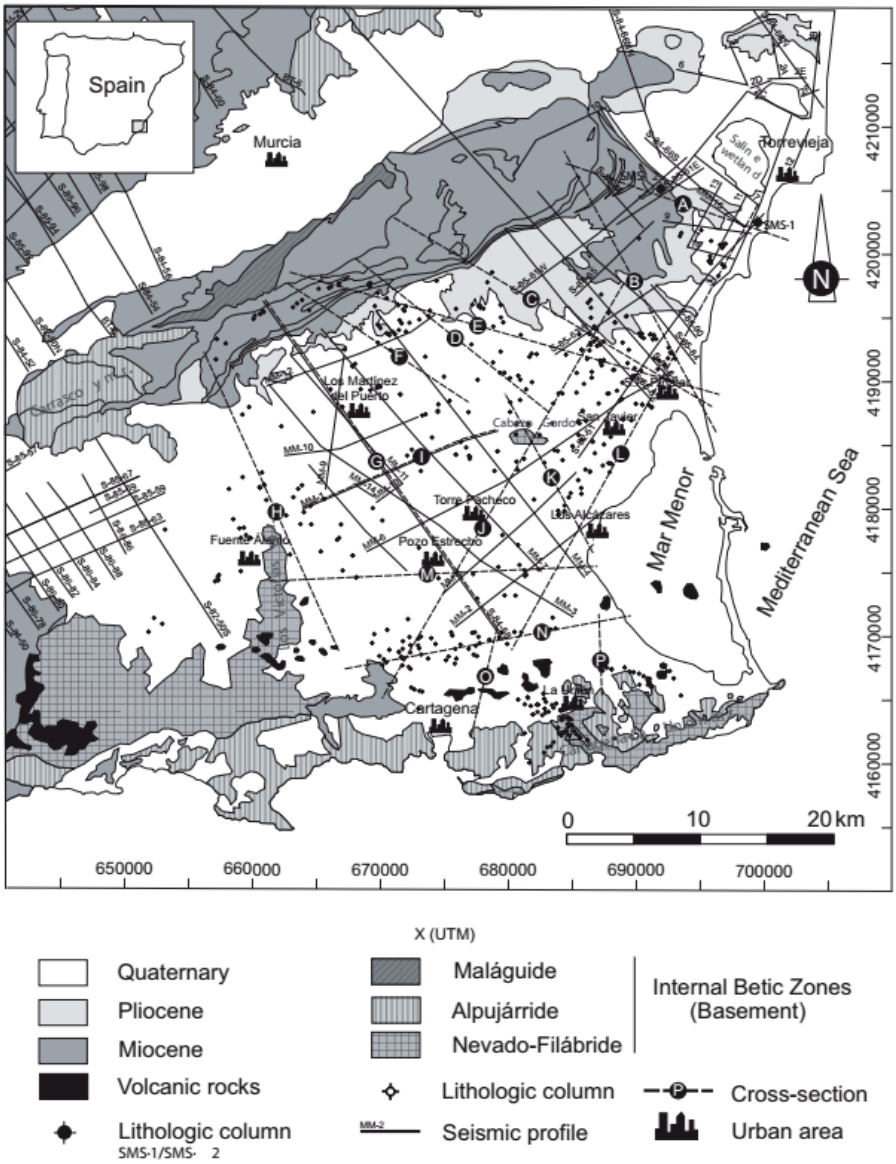


Figura 5. Geología del área de estudio (tomado de Jiménez-Martínez et al., 2012).

En Jiménez-Martínez et al. (2012) se propone un modelo geológico tridimensional (Figura 6) en base al análisis de diversas fuentes de datos, entre ellos: perfiles sísmicos, gravimetría, resistividad eléctrica y 491 perfiles en pozos y sondeos. La interpretación de dicha información litológica y geofísica permitió asimismo la interpolación de superficies de techo y muro de las tres formaciones principales (Figura 7). Jiménez-Martínez y García-Aróstegui (comunicación personal) adoptan una resolución uniforme de 500x500 m, coherente con la densidad de datos disponible para aquel estudio. La calidad de definición de dichas superficies está sobradamente contrastada. Por ejemplo, la base o muro del acuífero superficial Cuaternario intersecta la superficie en algunas zonas, lo que permite cotejar las líneas de intersección derivadas de las superficies interpoladas con aquellas extraídas directamente de la cartografía geológica de superficie. La Figura 7 muestra una representación tridimensional de los muros de los materiales de edad Cuaternario, Plioceno y Mesiniense. En la figura se observa la suavidad en la topografía de los sedimentos de edad Cuaternario. Dicha suavidad se pierde en profundidad, siendo las superficies de muro de los materiales de edad Plioceno y Mesiniense cada vez más abruptas. La Figura 8 muestra dos cortes geológicos en la zona de estudio, en paralelo y perpendicular a la laguna aproximadamente.

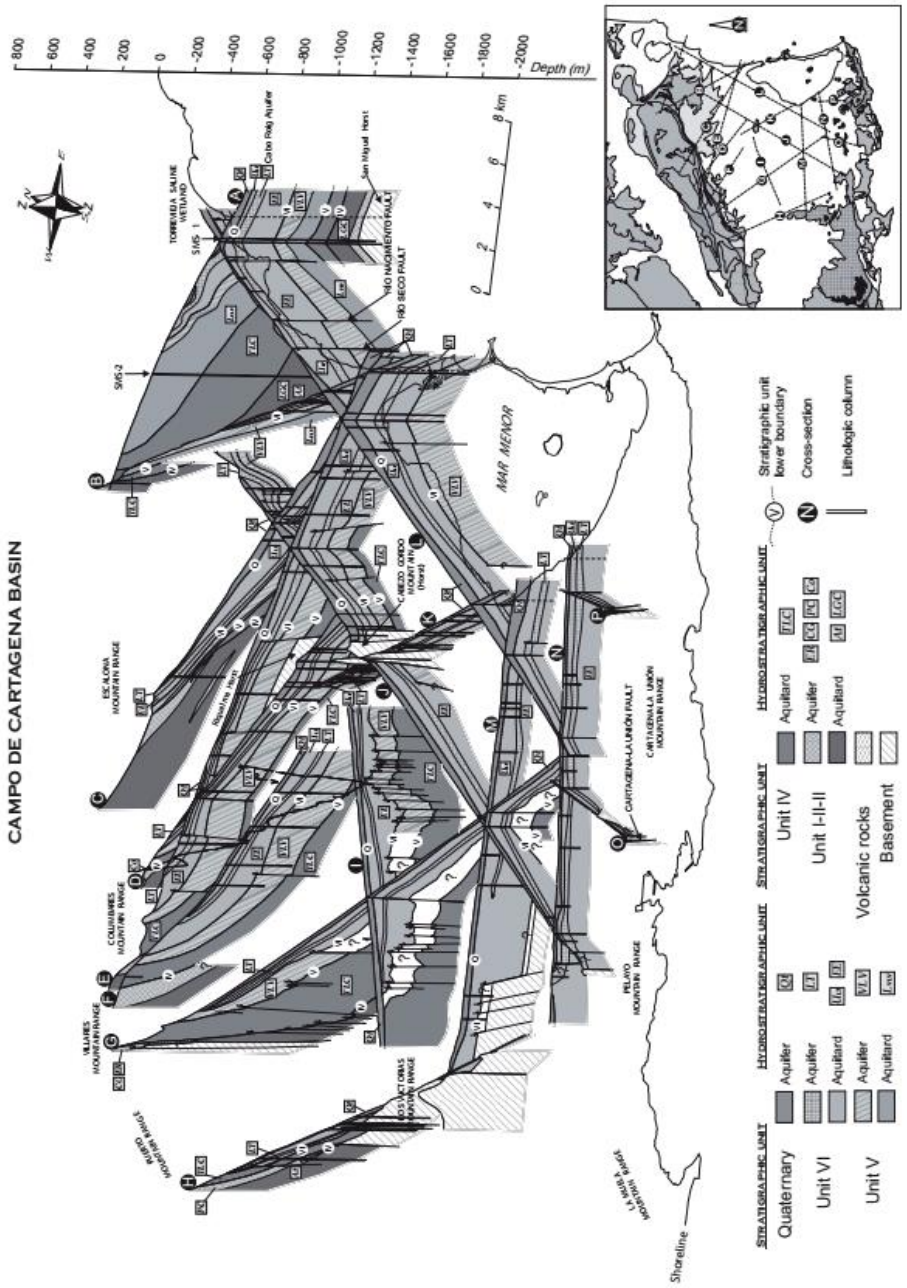


Figura 6. Modelo geológico tridimensional de la cuenca del Campo de Cartagena (factor de exageración vertical x10). Tomado de Jiménez-Martínez et al. (2012).

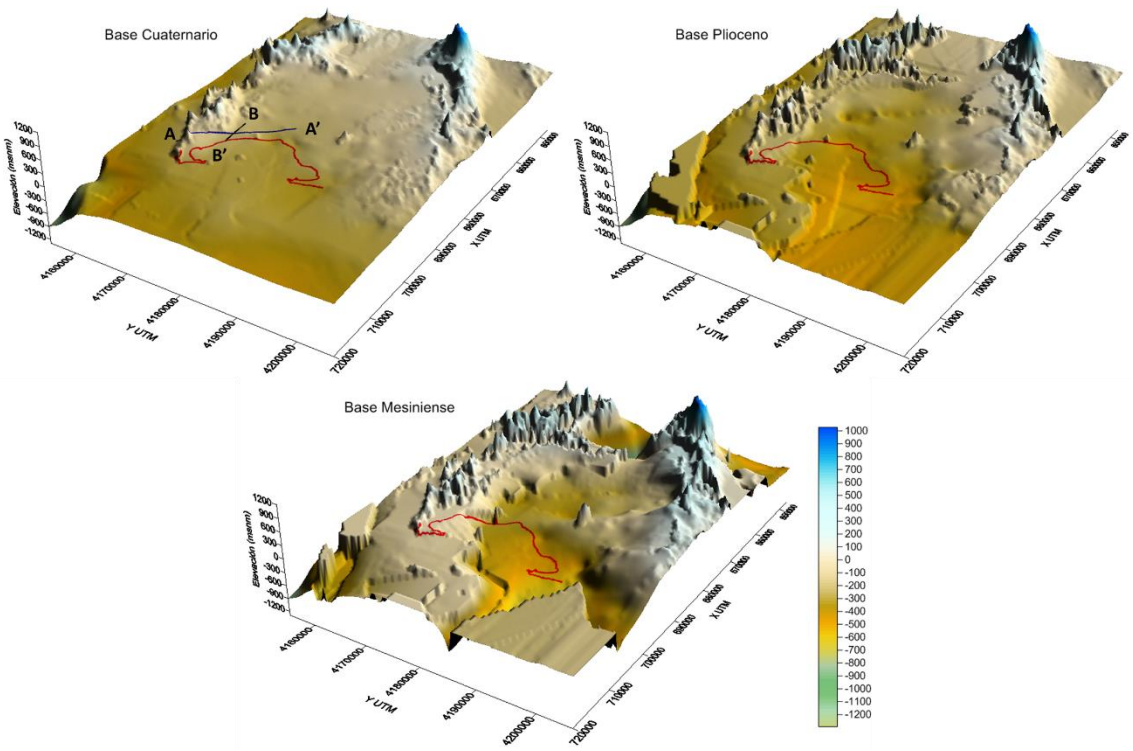


Figura 7. Representación tridimensional de las superficies de muro de los materiales de edad Cuaternario, Plioceno y Mesiniense. El contorno de la laguna se representa mediante línea roja. Las líneas azul y negra en el gráfico del muro de los materiales de edad Cuaternario representan los perfiles de los cortes geológicos NNO-SSE y E-O mostrados en la Figura 8, respectivamente. Factor de exageración vertical x10.

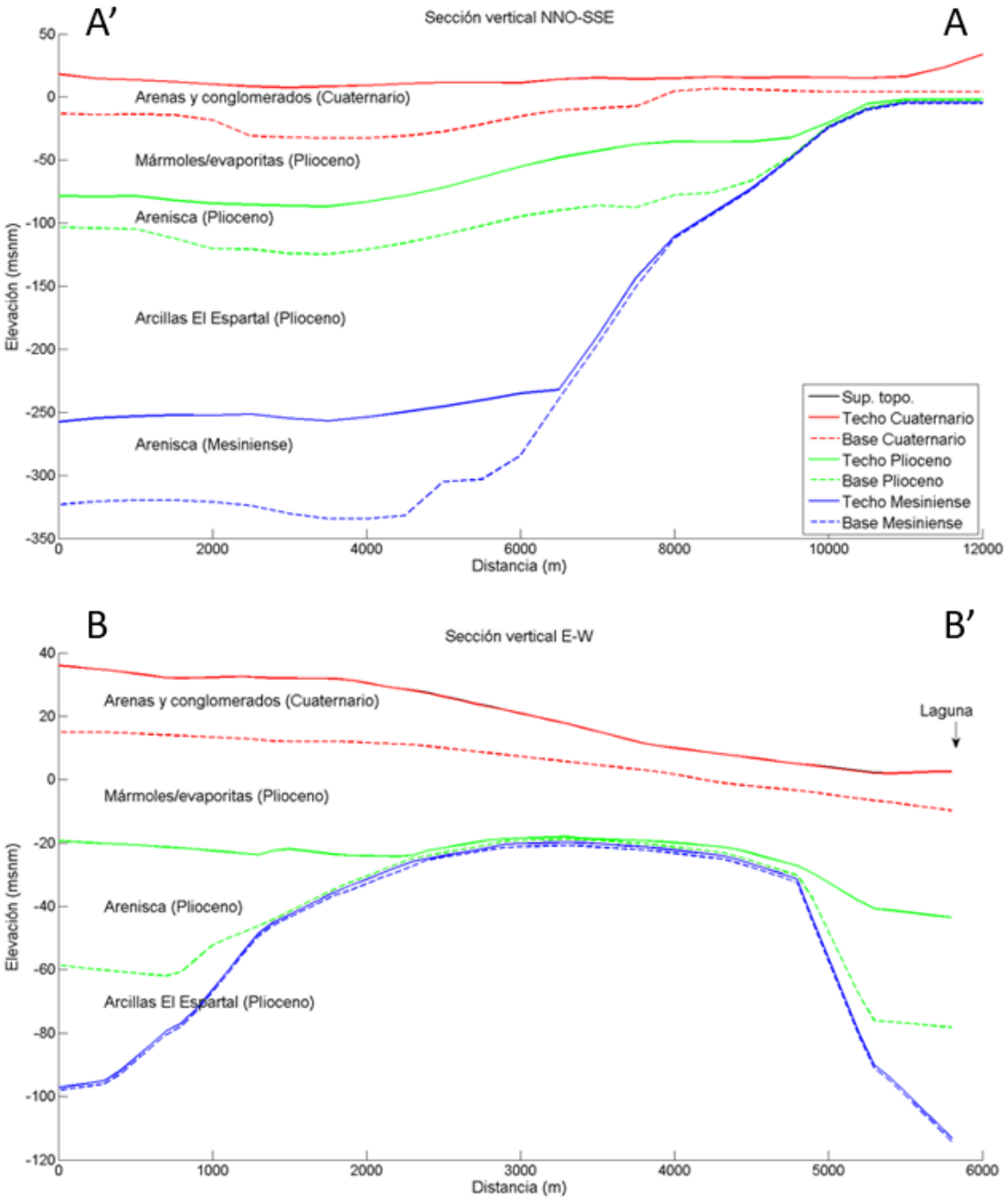


Figura 8. Cortes geológicos NNO-SSE y E-O en la zona de la Comunidad de Regantes Arco Sur.

2.3.3 Parámetros hidráulicos del acuífero Cuaternario

Los valores de los parámetros hidráulicos (transmisividad T, y coeficiente de almacenamiento S) suelen derivarse de la interpretación de ensayos hidráulicos, por ejemplo, de bombeo. Generalmente, este tipo de ensayos tiene un carácter local y un alcance de unas pocas decenas de metros, por lo que los valores de los parámetros obtenidos a partir de ellos proporcionan información muy puntual del entorno del pozo. Además, una interpretación fiable del valor del coeficiente de almacenamiento requiere la medición de la dinámica temporal del nivel piezométrico en varios pozos cercanos al del de bombeo, lo que no es práctica habitual. Existen muy pocas interpretaciones de ensayos de bombeo, todas ellas en el acuífero de edad

Cuaternario (Tabla 4; TRAGSATEC, (2013)). Como es habitual en acuíferos cuaternarios, la heterogeneidad en los parámetros hidráulicos es muy marcada en términos de T y S dado que estos parámetros tienen en cuenta el espesor saturado del acuífero. La transmisividad, T, se calcula tradicionalmente (aunque sea del todo incorrecto desde un punto de vista físico y matemático) como el producto de conductividad hidráulica (K) y espesor saturado (B) del acuífero. Respectivamente, el coeficiente de almacenamiento, S, se calcula como el producto entre el almacenamiento específico (Ss) y el espesor saturado del acuífero. Así, en zonas donde el espesor saturado del acuífero es pequeño (por ejemplo, cerca de sus bordes), T y S serán también pequeños. En cambio, la heterogeneidad a escala global de cuenca, y siempre en términos de conductividad hidráulica y almacenamiento específico, es pequeña, dado que estos parámetros dependen sólo del material y del fluido que circula por ellos. Los materiales del acuífero Cuaternario son relativamente homogéneos a escala global, si bien a escala local pueden existir cambios bruscos debidos, por ejemplo, a paleocauces de alta conductividad hidráulica correspondientes a la topología de la red hidrológica superficial en el pasado (ahora en profundidad).

El funcionamiento de los acuíferos costeros está íntimamente ligado a su difusividad hidráulica, definida como el cociente entre transmisividad y coeficiente de almacenamiento (o equivalentemente, entre conductividad hidráulica y almacenamiento específico). De esta forma, se elimina la incertidumbre ligada a la estimación inicial del espesor saturado del acuífero. Esto, junto a la escasez y poca fiabilidad de valores de parámetros disponibles para estudio, motiva que los resultados del modelo se presenten en adelante en términos de difusividad D=T/S=K/Ss.

Tabla 4. Valores de transmisividad (T), coeficiente de almacenamiento (S) y Difusividad (D) en sondeos y zanjas del acuífero Cuaternario (TRAGSATEC, 2013).

ID	Tipo	Código	T_{min} (m^2/d)	T_{max} (m^2/d)	S_{min} (-)	S_{max} (-)	D_{min} (m^2/d)	D_{max} (m^2/d)
101	Sondeo	Sondeo 1	15	20.4	7.40E-03		2030	2760
120	Sondeo	Sondeo 21	15.3	16.6	4.60E-05	5.50E-03	3000	330000
168	Zanja Piloto	Zanja1	71.5	97.2	0.056		1300	1700
169	Zanja Piloto	Zanja2	117.5	153.8	0.103	0.118	1100	1300
251	Zanja Piloto	Dren Existente	213.1					
252	Sondeo	SHI-01	7.2	13.7	1.20E-03		6000	11500
253	Sondeo	SHI-02	780	836	7.00E-03		110000	120000
254	Sondeo	SHI-03	1185	1352	7.40E-03		160000	185000
255	Sondeo	SHI-04	500	690	3.35E-03		150000	205000
256	Sondeo	SHI-05	1570	1600	2.70E-03		580000	590000

Como se observa en la Tabla 4, las estimaciones de la cota mínima y máxima del coeficiente de almacenamiento (por ejemplo, en el sondeo 21) son muy dispares y dependen del punto de observación tenido en cuenta para la interpretación. Esto es debido a la propia definición del coeficiente de almacenamiento. Contrario a la definición tradicional (variación del volumen de agua almacenado en el acuífero por unidad de superficie y por unidad de tiempo, al variar el nivel piezométrico en un metro), estudios recientes (e.g. Meier, 1999) revelan el significado real del coeficiente de almacenamiento como una medida del grado de conectividad entre el punto donde se bombea y el punto donde se mide el nivel. Cuando el punto de medida de nivel

piezométrico y el de bombeo coinciden, como suele ser habitual, suelen obtenerse valores muy altos del coeficiente almacenamiento (incluso muy superiores a la unidad, lo cual de acuerdo con la definición tradicional o física es imposible por estar su valor acotado por la porosidad eficaz, con valor máximo 1). En cambio, los valores altos de difusividad estimados en la Tabla 4 son relativamente estables y dentro del rango de valores típicos en acuíferos costeros. Se observan valores de difusividad anómalamente bajos (por ejemplo, en las zanjas o en el Sondeo 1). Resulta imposible discernir si esos valores son producto de una heterogeneidad "real" del acuífero o de una ejecución defectuosa del sondeo (por ejemplo, por colmatación del sondeo o por la presencia del llamado "mud-cake" alrededor del pozo).

2.3.4 Inventario de pozos

Se ha llevado a cabo una profunda revisión del inventario de pozos existentes y abandonados. Los puntos de control disponibles proceden de diversas fuentes (IGME, IEA, comunicaciones personales de Joaquín Jiménez, J.L. García-Aróstegui y CCRR Arco Sur, entre otras). Un primer filtrado de pozos consistió en (1) georreferenciar todos los puntos inventariados bajo un sistema de proyección común (ETRS89 – Zona 30N) y (2) cotejar, homogeneizar y unificar las distintas bases de datos, eliminando repeticiones de pozos con códigos identificativos distintos, pero idénticas coordenadas, entre otros casos.

Otro problema que se ha encontrado es la falta de información sobre la ejecución del pozo, en particular, de la profundidad de la zona ranurada y, por tanto, del acuífero del que bombean (o miden). Una vez filtrados y correctamente georreferenciados los pozos, se procedió a examinar su profundidad total. Dicho valor se comparó con las cotas de los techos del Plioceno y Mesiniense en la localización del pozo (interpolada a partir de las superficies de la Figura 7). En aquellos casos en los que la cota inferior del pozo fue mayor que la cota del techo del Plioceno, puede asegurarse que la formación de la que bombean (o la que miden) es el Cuaternario. En caso contrario, se asume que el pozo está ranurado prácticamente en su totalidad y por tanto bombea del Cuaternario y del Plioceno si la cota inferior del pozo es mayor que el techo del Mesiniense o de los tres en caso contrario.

Dada la disparidad de códigos para un mismo pozo (dependiendo de la fuente de información), se ha optado por renombrar los pozos de acuerdo con la formación geológica de la que bombean o miden. Así, en adelante, Fx denota que el pozo x bombea de la formación F, donde F puede ser: C para Cuaternario, P para Plioceno, M para Mesiniense, CP para Cuaternario y Plioceno, etc. Finalmente, la red de control disponible consta de un total de 475 pozos y sondeos, de los cuales: 225 se encuentran ranurados a profundidades compatibles con el acuífero Cuaternario superficial (Figura 9); 14 están ranurados en Cuaternario y Plioceno; 8 en Cuaternario, Plioceno y Mesiniense; y, el resto se desconoce.

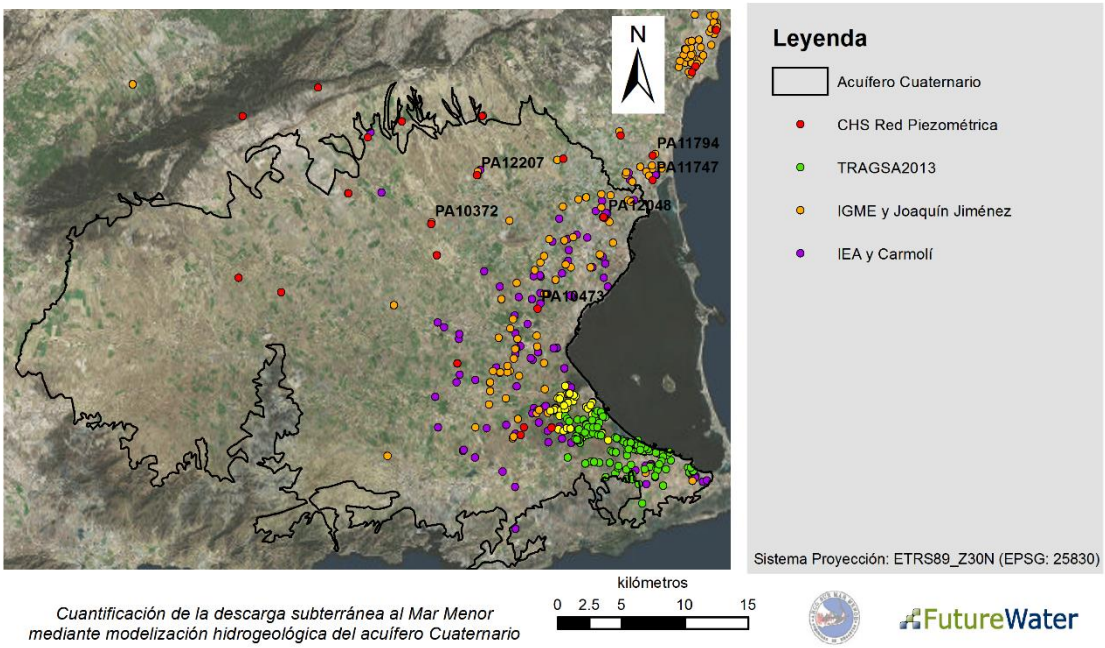


Figura 9. Inventario de pozos y fuentes de información. Los puntos con etiqueta corresponden a los pozos con series largas de medidas piezométricas (Confederación Hidrográfica del Segura).

En ocasiones, las coordenadas geográficas registradas para algunos pozos inventariados en este estudio fueron consideradas muy inciertas, debido principalmente a dos motivos: 1) el sistema de proyección utilizado no pudo definirse con exactitud, y por tanto no pudieron georreferenciarse en el sistema de proyección de referencia (ETRS89 - Zona 30N), y 2) la nivelación de algunos pozos es muy incierta, existiendo discrepancias entre la cota nivelada sobre el terreno y la cota correspondiente en el Modelo Digital del Terreno disponible para la zona (resolución espacial de 25 m.) que se considera aquí como el dato más fiable. Se ha llevado a cabo un estudio intensivo de ambos condicionantes, un resumen del cual se presenta en el anejo IV de la presente Memoria.

2.3.5 Extracciones por bombeo

Los caudales de bombeo que se han logrado recopilar son, como suele suceder, muy inciertos. Según ITGE (1991) la cifra total de explotación por bombeos ronda los 21 hm^3/año, de los cuales 2 serían debidos a la explotación del acuífero superficial Cuaternario, 6.3 del acuífero Plioceno y 12.3 del acuífero Mesiniense. Según García-Aróstegui et al. (2017), estas cifras corresponderían al año húmedo de 1990 y se han modificado sustancialmente a fecha presente. Jiménez-Martínez et al. (2016) cifran las extracciones en el acuífero Cuaternario, Plioceno y Mesiniense en 104 hm^3/año, incluyendo los bombeos en el Triásico de Los Victorias. En cambio, el PHCS 2015-2021 reconoce una cifra de bombeo total en el Campo de Cartagena de 88.2 hm^3/año (Tabla 1).

Debido a la necesidad de asegurar el volumen de agua de riego y su calidad, en los últimos años se ha incrementado la construcción de pequeñas plantas desaladoras de uso privado. El subproducto de la desalación (aproximadamente un 25% de salmuera) se vierte a cauces existentes desde donde se infiltra al acuífero Cuaternario, o se inyecta directamente en pozos

abandonados del mismo. La infiltración natural o reinyección de estas salmueras al acuífero Cuaternario están contribuyendo a su paulatina degradación.

Otro mecanismo de explotación de aguas subterráneas consiste en la construcción de zanjas drenantes del acuífero superficial en las proximidades de la laguna. Una parte de los recursos gestionados por la CCRR-Arco Sur proceden de esta fuente a través de una red de drenaje que viene siendo explotada desde unos años atrás. La CCRR-Arco Sur hace un seguimiento exhaustivo de los volúmenes bombeados en su red de drenaje si bien estos valores no se presentan en esta Memoria por motivos de confidencialidad.

A nivel cualitativo, los acuíferos profundos son los más explotados, mientras que el nivel de explotación del acuífero superficial Cuaternario es pequeño debido a su alto nivel de contaminación por retornos de riego.

2.3.6 Comunicación entre acuíferos

Un problema que se presume grave en la cuenca del Campo de Cartagena es la comunicación vertical entre acuíferos causada por pozos mal ejecutados. Los aportes de nitratos por flujos verticales en pozos a los acuíferos confinados inferiores son mucho mayores que aquellos a través de los acuitardos por ser estos últimos muy lentos. IGME (1991) cifra una transferencia de 23.7 hm^3/año entre los acuíferos Cuaternario y Plioceno y de 14.2 hm^3/año entre Cuaternario y Mesiniense. Así, la pérdida total del acuífero Cuaternario es de 37.9 hm^3/año (unos 46 hm^3/año según Jiménez-Martínez et al. 2016, cifra en la que se engloban también los bombeos; Tabla 1).

2.3.7 Piezometría

De los 225 pozos y sondeos inventariados en el acuífero Cuaternario (con al menos una medida de nivel piezométrico), únicamente 27 de ellos tienen más de una medida, y sólo 19 tienen más de 10 (Figura 10). La Figura 11 muestra un ejemplo de series temporales de nivel piezométrico medidas en algunos pozos de la Confederación Hidrográfica del Segura. Como puede observarse, la gran mayoría de pozos con serie larga de medidas se encuentran en una franja de 6 km de anchura en paralelo a la laguna.

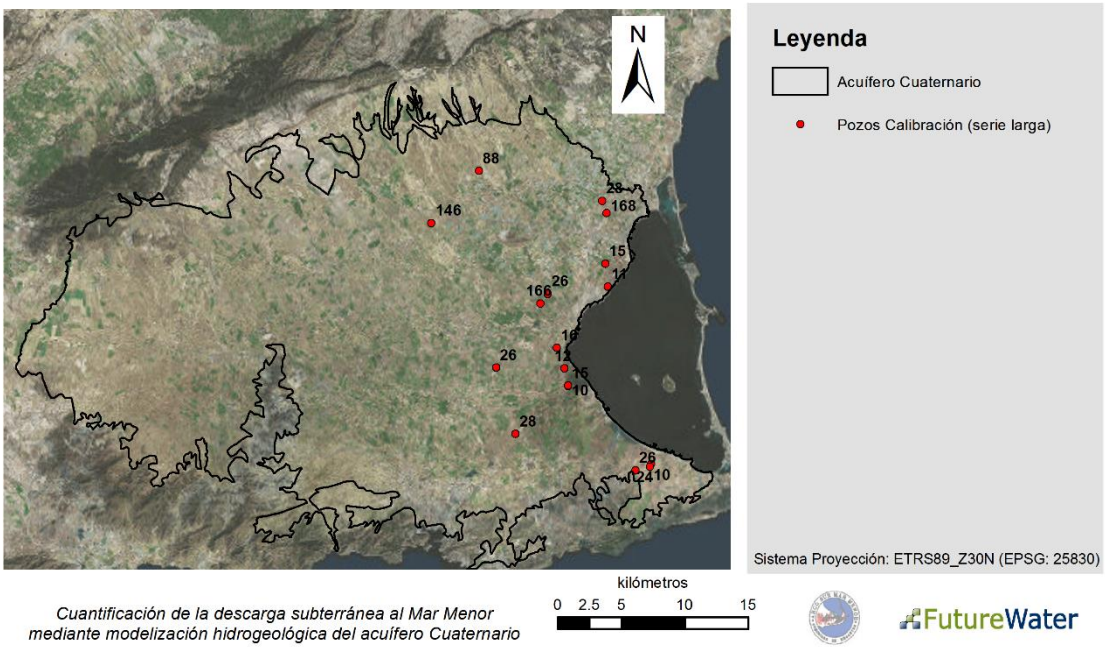


Figura 10. Situación y número de medidas de nivel piezométrico en pozos del Cuaternario. Sólo se muestran aquellos puntos con más de diez medidas de nivel piezométrico.

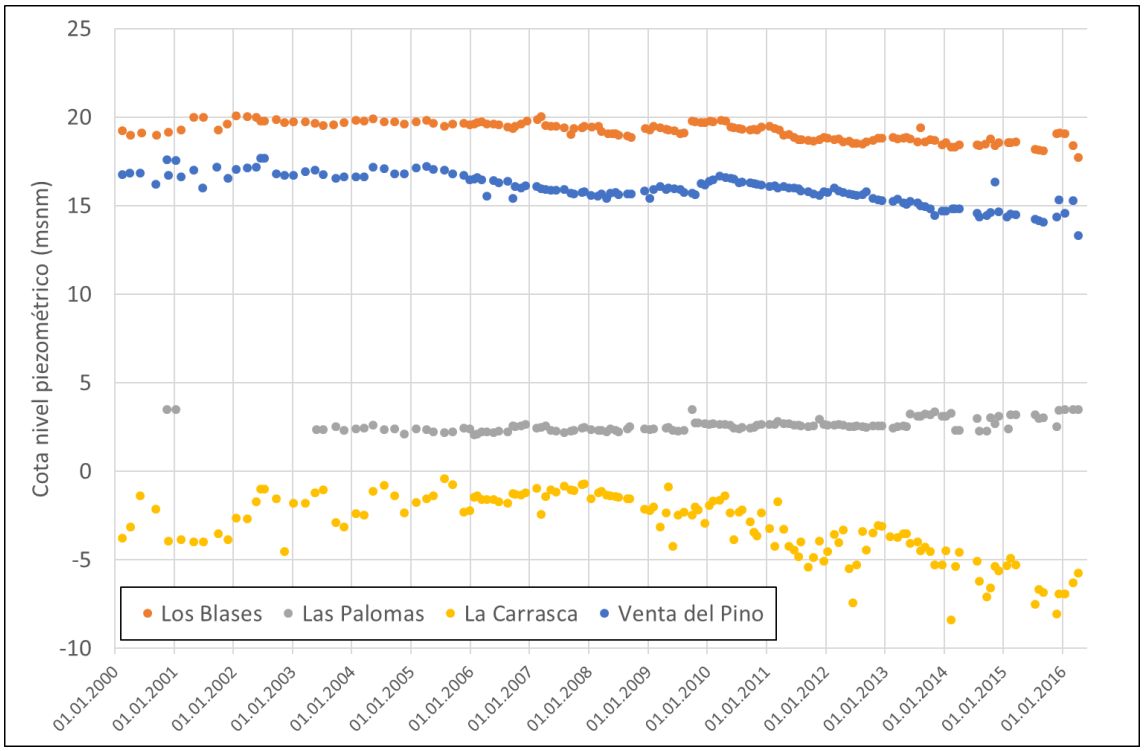


Figura 11. Ejemplo de series largas de medidas de nivel piezométrico en pozos de la Confederación Hidrográfica del Segura.

García-Aróstegui et al. (2017) ofrecen un mapa piezométrico para el acuífero Cuaternario en la zona cercana a la laguna (Figura 12). Se observa un comportamiento global típico de acuífero

Cuaternario conectado a una masa de agua salada, con isopiezas paralelas a la línea de costa, lo que revela un flujo de descarga del acuífero a la laguna. Se observa una cierta influencia de la Rambla del Albujón cerca de su desembocadura (la isopieza de nivel 5 m se curva hacia el interior, lo que indica que el acuífero cede agua a la Rambla). En 2016 se observan niveles negativos en la zona de costa (en amarillo en la Figura 12) y en su parte sur, provocados por el impacto de las zanjas drenantes existentes.

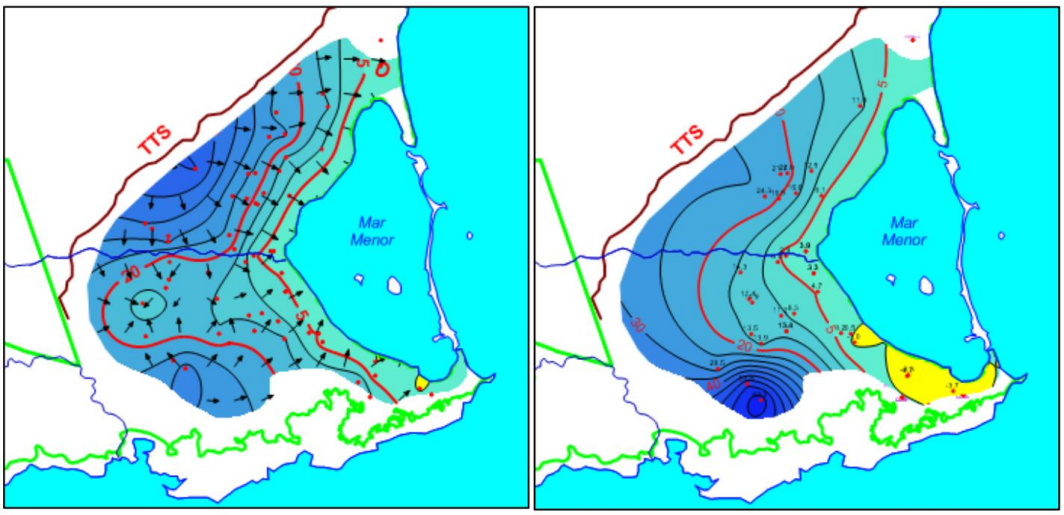


Figura 12. Mapas de isopiezas (García-Aróstegui et al. 2017) y dirección de flujo de agua subterránea en el acuífero Cuaternario en octubre de 2009 (izquierda) y octubre de 2016 (derecha). Cotas en metros sobre el nivel del mar. TTS denota Trasvase Tajo-Segura.

Las piezometrías propuestas por TRAGSATEC (2013) y Jiménez-Martínez (para el año 2005; comunicación personal) corresponden a grandes rasgos con las de la Figura 12. Conviene destacar que la piezometría en dicha figura se llevó a cabo solamente mediante interpolación de los datos de nivel piezométrico existentes, es decir, no se basan en ningún modelo que represente los procesos físicos suprayacentes, con lo que el trazado de las líneas de isopiezas debe interpretarse con precaución y de manera cualitativa.

3 Métodos

3.1 Introducción general. El proceso de modelación

Cuantificar los flujos de agua subterránea en un acuífero (especialmente sus descargas en otras masas de agua) es una tarea complicada. En general, la medición directa de estos flujos en pozos mediante técnicas de *flowmeter* resulta extremadamente costosa, complicada y poco fiable si el pozo no está perfectamente ejecutado, mientras que la estimación indirecta de los mismos mediante técnicas isotópicas o ensayos hidráulicos y/o de trazadores suele ser muy larga y tediosa. En ambos casos, la interpretación de los datos y resultados aporta información sobre el acuífero a escala muy local, tanto en el espacio como en el tiempo.

El uso de modelos para la simulación numérica y la cuantificación de los flujos de agua subterránea es una muy buena alternativa frente a los métodos directos e indirectos, dado que un modelo integra toda la información disponible y permite la cuantificación objetiva y espacio-temporal de los flujos de agua subterránea a escala local y regional.

Los modelos son herramientas esenciales para: (1) la realización de análisis objetivos y predicciones cuantitativas en sistemas complejos, (2) proporcionar un marco efectivo para la conceptualización del sistema y su funcionamiento, y (3) la recolección, integración y síntesis de los datos disponibles (Samper, 1997). Un modelo numérico sólo puede aspirar a ser una buena representación del sistema real si está basado en un modelo conceptual sólido y soportado por una base de datos fiable. La información que el modelo conceptual debe aportar al modelo numérico es, por ejemplo, toda la referente a la geometría del acuífero y de la cuenca hidrográfica, las características físicas del medio, las acciones a las que está sometido el acuífero y los procesos físicos y químicos que tienen lugar en él.

Una vez conocidos los límites del sistema a modelar, se discretiza su extensión mediante celdas o elementos que recubren toda la superficie sin solaparse. Las ecuaciones que representan los procesos físicos se resolverán en las celdas o elementos, o en los vértices que las definen, dependiendo del software adoptado. La discretización se refina en zonas próximas a elementos de interés hidrológico o hidrogeológico con impacto en el modelo, tales como pozos, ríos, zonas de recarga y descarga, etc., y en general en cualquier área donde se prevea un alto gradiente hidráulico.

Una vez discretizado el modelo, y en la medida en que los datos disponibles lo permiten, se calibran sus parámetros (generalmente, muy poco conocidos). El proceso de calibración consiste en calcular los parámetros del modelo que, siendo plausibles, ofrecen un buen ajuste de las medidas disponibles (esto es, pequeñas discrepancias entre valores calculados y medidos). La calibración de parámetros se puede llevar a cabo por prueba y error, es decir, modificando paulatinamente los parámetros y observando su impacto en el ajuste de las medidas de, por ejemplo, nivel piezométrico. En general, el proceso de calibración suele ser una tarea tediosa que comporta el ajuste de un elevado número de parámetros mediante el uso de algoritmos automáticos que ajustan según criterios de mínimo cuadrados o de máxima verosimilitud.

En ocasiones los modelos pueden contener importantes errores cuando se calibran con datos erróneos o insuficientes, o no se tiene un buen conocimiento del sistema que se pretende modelizar (medidas en unos pocos pozos en un acuífero a escala regional, interpretaciones subjetivas de sus parámetros hidráulicos, errores en la toma de medidas de nivel piezométrico,



etc.). Para el caso particular del acuífero superficial Cuaternario del Campo de Cartagena, se dispone de conocimiento detallado a nivel geológico, hidrológico y, en menor medida, hidrogeológico. Toda esa información, procedente de distintas fuentes y a veces inconexa y poco aprovechada, se va a integrar por primera vez en un modelo numérico de caracterización y gestión de acuíferos. La gran cantidad de información espacial recopilada y analizada, una vez propiamente integrada en el modelo, permite alcanzar un nivel de precisión y detalle sin precedentes en la zona de estudio.

La modelación del flujo de agua subterránea requiere en primer lugar la modelación de la recarga de agua procedente de precipitación al acuífero. Para ello, en este estudio se acoplan dos modelos bien diferenciados: a) el modelo de balance de agua en el suelo, que simula los procesos hidrológicos en superficie y la generación de la recarga en tránsito, y b) el modelo de aguas subterráneas, que simula el flujo de agua subterránea y de sólidos disueltos en ella. Los códigos de simulación que se han acoplado son:

- SPHY (Contreras et al., 2014; Terink et al., 2015), para la simulación del balance de agua en superficie, y
- SUTRA (https://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/sutra.html) para la simulación del flujo de agua y sólidos disueltos en el acuífero Cuaternario a partir de las entradas de recarga en tránsito derivadas del modelo SPHY. El resultado principal de este modelo es el balance hidrogeológico en la zona de estudio, una de cuyas componentes es la distribución espacio-temporal de la descarga del acuífero Cuaternario a la laguna del Mar Menor, principal objetivo de este estudio.

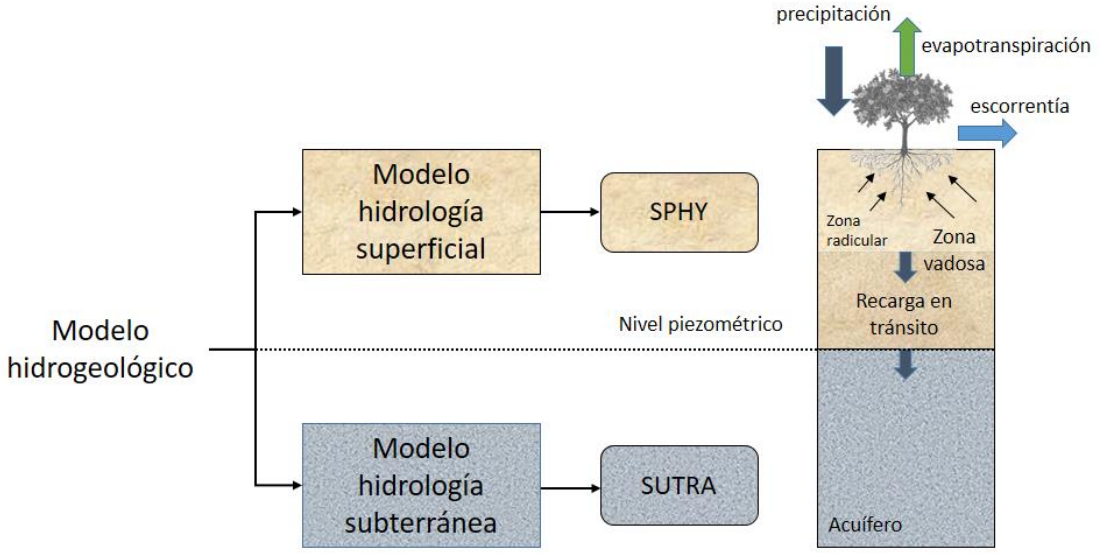


Figura 13. Diagrama esquemático del modelo integrado del Campo de Cartagena y sus componentes.

En general, los modelos hidrogeológicos son herramientas extremadamente útiles para (1) entender el pasado mediante reproducción de medidas históricas, (2) conocer el presente, el estado actual del sistema y (3) predecir el futuro, mediante la evaluación del impacto de diferentes escenarios, entre otros:

- cambios de clima (reducción de precipitaciones y aumento de temperaturas, aumento de frecuencia de aguaceros y periodos de sequía),
- cambios de cobertura y usos de suelo (conversión de cultivos y patrones de riego), y

- cambios en las estrategias de explotación y gestión del recurso hídrico (ej. nuevas captaciones de agua subterránea, intensificación de los regímenes de bombeo existentes, ampliación de zanjas y redes de drenaje, reducción de transferencia de recursos externos como trasvases, etc.).

El presente estudio constituye una primera fase de aproximación al problema y ha tenido como objetivo la creación de un modelo hidrogeológico integrado para el acuífero Cuaternario superficial del Campo de Cartagena, y la simulación y análisis de los flujos de agua subterránea, integrando la información disponible en el periodo octubre/2000 – diciembre/2016. Este periodo de estudio se ha considerado lo suficientemente largo y representativo de las condiciones (promedio y extremas) que controlan la hidrología superficial y subterránea de la región. Las siguientes secciones explican en detalle las dos componentes del modelo hidrogeológico, esto es, el modelo de hidrología superficial para el cálculo de la percolación profunda o recarga en tránsito, y el modelo de hidrología subterránea para la cuantificación de los flujos de agua subterránea.

3.2 Modelo de hidrología superficial

3.2.1 Modelo conceptual y código de simulación

Para cuantificar la recarga en tránsito (o simplemente recarga) se ha aplicado un modelo de balance de agua en el suelo mediante el uso del código SPHY (*Spatial Processes in Hydrology*). SPHY es un modelo hidrológico de libre acceso desarrollado por FutureWater usando lenguajes de código abierto (PCRaster, QGIS) (Terink et al., 2015). Una breve descripción en español del modelo puede encontrarse en http://www.futurewater.es/metodos/sphy/. El código y toda la documentación referida a SPHY, incluyendo manuales y ejercicios, puede descargarse desde la página www.sphy-model.org.

Para el presente estudio, SPHY ha sido convenientemente adaptado para la zona de Campo de Cartagena y su entorno (de aquí en adelante referido como SPHY-CC). A continuación se reseñan las principales características del modelo SPHY-CC (Contreras et al., 2014).

SPHY-CC adopta un esquema tipo *bucket* que simula el balance de agua en la zona radicular. El modelo se aplica de manera espacialmente distribuida (para celdas con dimensión previamente definida) y para un paso de tiempo diario. SPHY-CC resuelve el balance de agua mediante la ecuación de conservación de masa (Ec. (2))

$$Z\frac{d\,s(t)}{dt} = I\left[t, s(t)\right] - O\left[s(t), NDVI\,(t)\right] \qquad \textbf{Ec. (2)}$$

Donde, t representa el periodo de tiempo, Z es la profundidad de la zona radicular o suelo "activo" afectado por los procesos de evapotranspiración [mm], s es el contenido de humedad del suelo. I[t,s(t)] denota el flujo total de agua que entra en el suelo por precipitación (*pre*) y aportes de riego (*irr*), y O[s(t), NDVI(t)], denota el flujo total de salida que incluye las pérdidas por intercepción de la lluvia (*int*), evapotranspiración (*eta*), escorrentía superficial (rof), y percolación profunda o recarga (*per*). En SPHY-CC, los procesos que condicionan la dinámica de agua en el suelo están principalmente controlados por:



a) el coeficiente de cultivo [adimensional], variable que se estima a partir del Indice Verde Normalizado (NDVI), que se obtiene a partir de datos de satélite y que informa sobre el verdor de la vegetación y su capacidad para evapotranspirar (*eta*), y
b) tres parámetros que determinan la capacidad de retención y almacenamiento de agua del suelo, y la transmisión de agua hacia la zona no saturada. Estos parámetros son: Z, profundidad de la zona radicular [L]; *por*, porosidad efectiva del suelo que determina la capacidad total de almacenamiento de agua en el suelo, s_{fc} y s_{wp} referidos a contenido relativo de agua a capacidad de campo y punto de marchitez, respectivamente [L/L].
Estos tres parámetros definen tres "dominios hidráulicos" (Figura 14) donde tienen lugar los mecanismos de generación escorrentía superficial (*rof*), evapotranspiración (*eta*) o percolación profunda o recarga en tránsito (*per*).

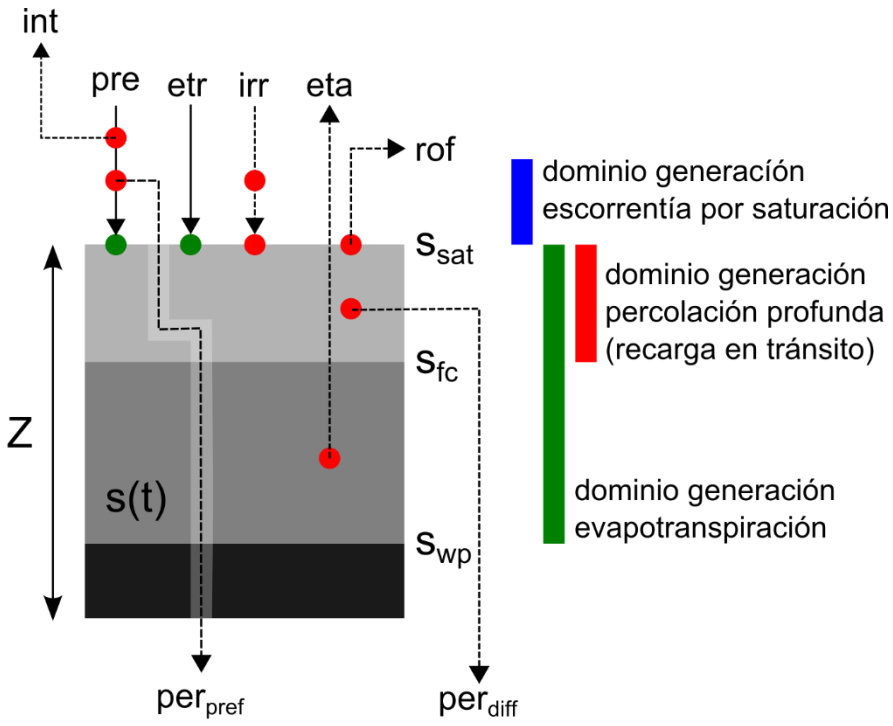


Figura 14. Modelo de balance tipo *bucket* usado en SPHY-Campo de Cartagena. Variables de entrada (puntos verdes, líneas continuas) y de salida (puntos rojos, líneas discontinuas) simulando los principales componentes del balance de agua en el suelo.

La capacidad de almacenamiento total del suelo (S_{sat} = Z * por) determina su punto de saturación: cualquier aporte adicional de agua sobre este umbral, generaría escorrentía superficial (escorrentía por saturación o escorrentía de Dunne). La percolación (o recarga en tránsito hacia la zona no saturada) tiene lugar a través de un mecanismo de flujo preferencial (per_{pref}, percolación rápida), o difuso (per_{diff}, percolación lenta) cuando el contenido de agua en el suelo se encuentra entre el punto de saturación y la capacidad de campo. La generación de percolación lenta está exponencialmente controlada por la conductividad hidráulica del suelo (K_{sat}) y el contenido de agua en el suelo. Finalmente, las perdidas por evapotranspiración (eta) tienen lugar en función de la evapotranspiración de referencia (etr), el índice de verdor de la vegetación (NDVI), y un factor de estrés hídrico que depende del contenido de humedad del suelo en función de valores del punto de marchitez y de la capacidad de campo. Los parámetros del suelo que controlan la dinámica del agua del suelo en SPHY-CC, s_{sat}, s_{fc}, s_{wp} and K_{sat} , han sido estimados a partir de la cartografía de textura de suelo y materia orgánica, y

funciones de pedotransferencia (Wösten et al. (2001) presentan una excelente revisión sobre el uso de funciones de pedotransferencia).

En el Anejo III (sección 9.1 del documento) se hace una descripción detallada del modelo SPHY-CC y de la aproximación adoptada para simular los diferentes procesos del balance de agua.

3.2.2 Dominio de simulación

En la Tabla 5 se describen las principales características del área seleccionada para la simulación del balance de agua en superficie. La modelización se ha ejecutado sobre una malla regular con celdas de 250m de lado, y una superficie terrestre total de 2235 km^2 (35760 celdas). El área de simulación incluye la totalidad de la cuenca hidrológica del Campo de Cartagena (1316 km^2), más una superficie terrestre aledaña de 920 km^2. El periodo de simulación comprende desde octubre de 2000 hasta diciembre de 2016.

Tabla 5. Propiedades del dominio de simulación del modelo hidrológico.

Característica	Valor
Área de simulación	2235 km2 (superficie terrestre)
Tipo de malla	Regular, 250m*250m
Nº de celdas	35760
Periodo de simulación	octubre 2000 – diciembre 2016
Resolución temporal	Diaria

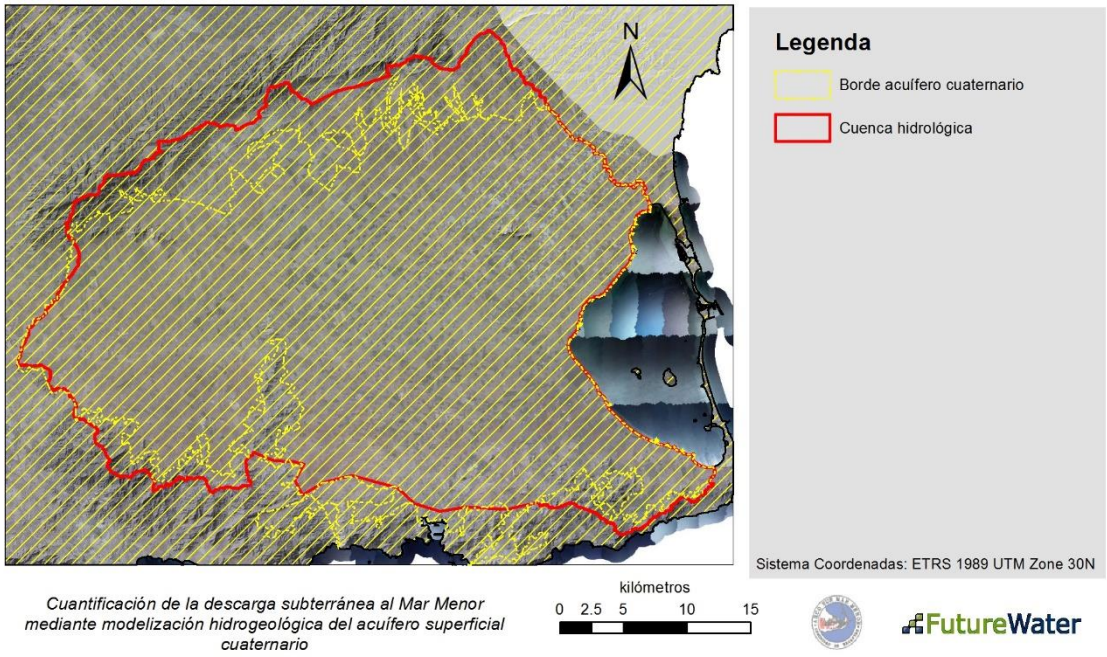


Figura 15. Dominio de simulación (área con trazos diagonales en amarillo) y contornos de la cuenca hidrológica y del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena.

3.2.3 Resumen de parámetros en SPHY-CC

Tabla 6. Resumen de parámetros de entrada a SPHY-CC.

Parámetros de suelo			Parametros de vegetación			Otros parámetros		
MDT	Modelo Digital del Terreno	Espacial	$NDVI_{min}$	Índice de Vegetación mínimo (observado para un suelo desnudo)	0.10 (Tabla 3)	ε_{inf}	Factor de escala generación flujo preferencial	0
por	Porosidad efectiva del suelo	Espacial	$NDVI_{max}$	Indice de Vegetación máximo (máximo valor alcanzable con máxima cobertura y condiciones óptimas de crecimiento)	(Tabla 3)	CP_{irr}	Coeficiente de pérdidas de riego	0.10
s_{fc}	Humedad volumétrica a capacidad de campo (3 atm)	Espacial	$k_{c,min}$	Coeficiente de evapotranspiración (mínimo bajo condiciones subóptimas de desarrollo de la vegetación)	(Tabla 3)			
s_{wp}	Humedad volumétrica a punto de marchitez (15 atm)	Espacial	$k_{c,max}$	Coeficiente de evapotranspiración (máximo alcanzable sin condiciones de estrés)	(Tabla 3)			
Z_{max}	Prof. suelo en zona con pendiente nula	0.5 m	p	Factor de tolerancia para $NDVI_{max}$ en la función FVC	1.0			
β	Factor exponencial de percolación	5	γ	Factor de forma para la función de FVC.	1.0			
			α	Coeficiente de intercepción de lluvia	0.05			

3.3 Modelo de hidrología subterránea

3.3.1 Software

El cálculo de flujos de agua subterránea y de las correspondientes descargas a la laguna se ha llevado a cabo mediante el software libre SUTRA (https://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/sutra.html), desarrollado por el servicio geológico de Estados Unidos (Voss y Provost, 2002). SUTRA (Saturated-Unsaturated Transport) simula además el transporte de solutos o sólidos disueltos arrastrados por el agua subterránea. El software está referenciado y verificado en infinidad de artículos y estudios. SUTRA solamente resuelve ecuaciones, pero no es válido para la construir del modelo o la representación gráfica de los resultados. Para la discretización del modelo se ha utilizado el software *triangle* (https://www.cs.cmu.edu/~quake/triangle.html), mientras que QGIS se ha empleado para la representación gráfica

3.3.2 Modelo conceptual

Se ha diseñado un modelo conceptual de flujo de agua subterránea a través de un acuífero multicapa conectado a una masa de agua salada (Figura 16). En la parte terrestre del modelo, representada mediante trama azul, el flujo subterráneo de agua dulce es el normal, condicionado por la topografía, los parámetros hidráulicos del acuífero, la recarga (per) debida a precipitación (pre), las extracciones de agua en pozos de bombeo (V_b), y drenes (V_d), la transferencia de agua a acuíferos inferiores a través de pozos mal ejecutados (T), y las propiedades del acuitardo. Todas las variables referidas condicionan la descarga de agua a la laguna (des). El agua salada que es más pesada que el agua dulce -densidades de 1020-1040 frente a 1000 kg/m^3, respectivamente-, tiende a penetrar desde el mar hacia tierra de forma natural, hasta que el efecto de la diferencia de densidades se compensa por el efecto de la diferencia de presiones. La zona del acuífero penetrada por el agua salada se conoce como cuña de intrusión. La interfaz entre agua dulce y agua salada no es abrupta, sino que el cambio de densidades se produce de forma paulatina en la llamada zona de mezcla (en rojo). Las extensiones de la cuña y de la zona de mezcla son variables en el tiempo dependiendo de los procesos físicos en las partes marina y terrestre del sistema.

En la parte terrestre, los procesos que controlan el funcionamiento hidráulico del sistema son:

- la recarga de agua dulce por infiltración de agua de lluvia al acuífero superficial,
- los aportes laterales de otros acuíferos al sistema,
- el régimen de bombeos, y
- la interacción entre los cauces de agua superficial y el acuífero superficial.

En la parte marina, los procesos físicos relevantes son las corrientes de convección marinas, el efecto del oleaje en la parte más somera del sistema, y de la fluctuación de la marea (mayor penetración cuanto más alta es la marea, y regresión de la zona de interfaz cuando la marea baja). Finalmente, la variación de volumen de agua en el modelo, o variación de almacenamiento ΔS, se calcula como la diferencia entre entradas y salidas de agua.

En las siguientes secciones se presentan los distintos componentes del modelo conceptual, a saber, los límites del modelo, sus condiciones iniciales y de contorno y algunas cifras aproximadas que cuantifican los procesos principales que controlan el funcionamiento hidráulico del sistema.

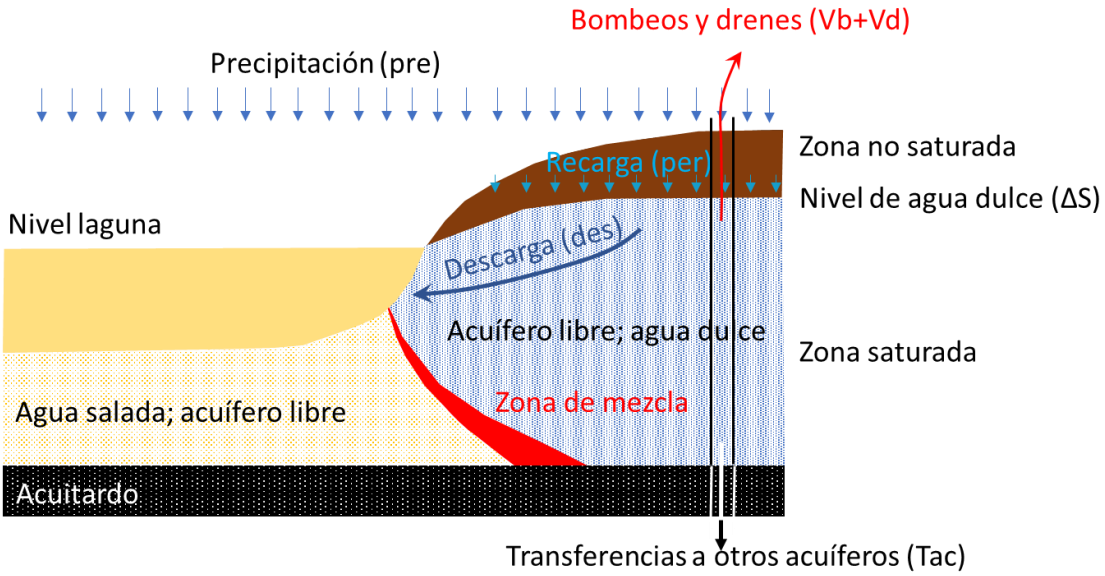


Figura 16. Esquema del modelo conceptual de un acuífero multicapa conectado a una masa de agua salada. Las flechas negras denotan direcciones de flujo.

3.3.3 Dominio de simulación

En este trabajo, se modela sólo el acuífero Cuaternario superficial al asumirse desconectado de los acuíferos inferiores. Esta hipótesis se fundamenta en la presencia de una capa de margas y evaporitas del Plioceno de muy baja conductividad, cuyo espesor aumenta en dirección a la costa (Figura 8) y alcanza valores de hasta 40-50 m. Esta capa muy poco conductiva y que actúa como acuitardo, provoca que a nivel regional los niveles piezométricos en los acuíferos superior e inferiores sean independientes (Figura 17), con la salvedad de pequeñas conexiones de carácter local debidas a pozos mal ejecutados.

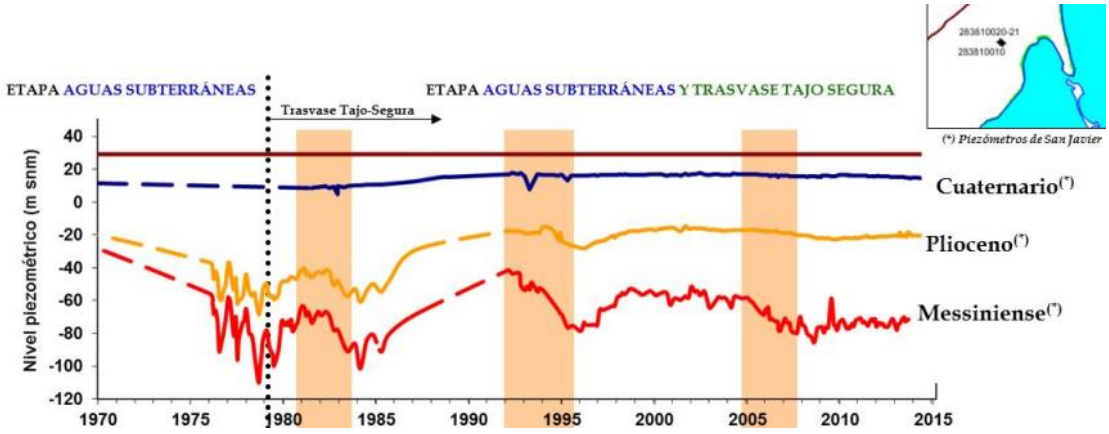


Figura 17. Evolución temporal de niveles piezométricos en pozos cercanos monitorizados en las distintas formaciones (tomado de García-Aróstegui et al., 2017).

El contorno del acuífero Cuaternario se ha extraído de la cartografía geológica y se ha unido al límite de la cuenca hidrográfica y al contorno interno del Mar Menor. Así, los contornos del modelo son:

- al oeste: el límite de la cuenca hidrográfica,
- al este: el contorno interior de las barras de La Manga del Mar Menor, y

- al norte y al sur: el contorno del acuífero superficial Cuaternario.

El hecho de considerar el límite de la cuenca hidrográfica como parte del contorno del modelo simplifica considerablemente la definición de sus condiciones de contorno, como se verá más adelante. Con el fin de considerar la descarga subterránea hacia la laguna por su base (si la hubiera), y siguiendo las pautas de García-Aróstegui et al. (2017), se modela también la laguna, cuya extensión se limita a la marcada por la barra de arena de La Manga. La Figura 18 muestra el contorno en superficie del modelo hidrogeológico.

La capa superior queda definida por la superficie topográfica tierra adentro y por la batimetría de la laguna (el techo del acuífero Cuaternario) en el resto. De esta forma, y dado que se trabaja en términos de nivel piezométrico, no es necesario modelar la lámina de agua en la laguna, lo que implica un considerable ahorro en la discretización del modelo que permite mantener el esfuerzo computacional bajo límites razonables. La capa inferior queda definida por el muro del acuífero Cuaternario en su totalidad.

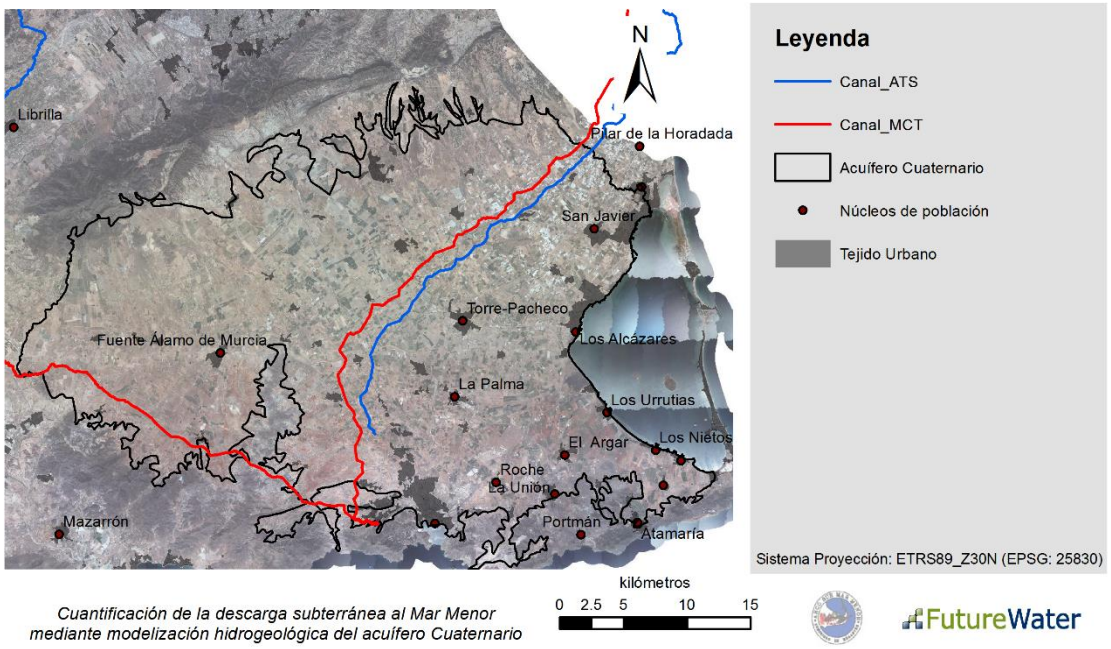


Figura 18. Límites del modelo hidrogeológico del acuífero Cuaternario, que incluye la zona suprayacente al Mar Menor. El modelo queda limitado al este por la cara interior de las barras de la laguna.

3.3.4 Modelo numérico

3.3.4.1 Discretización espacial

Tras procesar toda la información relativa al modelo conceptual, se ha discretizado el modelo en superficie. La Figura 19 muestra la discretización espacial utilizada para todo el ámbito de estudio, mientras que la Figura 20 y Figura 21 muestran zum de detalle al ámbito de actuación de la CCRR Arco Sur y a una parte de la red de drenaje actual. La malla de elementos finitos está condicionada por:

- la geografía local: por ejemplo, se respeta el límite terrestre de la laguna y la disposición de la barra de arena de La Manga,

- la red de drenaje superficial,
- los pozos abandonados y existentes, así como los drenes de captación,
- la topografía: se han refinado las zonas de mayor gradiente topográfico (tanto del techo del acuífero Cuaternario como de su muro), y
- la zona de estudio: se ha adoptado una discretización más fina en el ámbito de la CCRR-Arco Sur.

La malla en superficie (2D) se extruye en dirección vertical, quedando la malla tridimensional definida en profundidad por 10 capas de elementos y limitada en su base por el muro del acuífero superficial Cuaternario. El número de capas de elementos en la vertical se ha considerado contstante (n=10), por lo que el espesor de las capas varía en el espacio dependiendo del espesor del acuífero Cuaternario (Figura 24).
La Figura 22 y Figura 23 muestran la malla en formato tridimensional y con factores de exageración vertical x10 y x30, respectivamente. La Figura 24 muestra una sección vertical oeste-este de la malla. La malla tridimensional se compone de unos 8 millones de elementos finitos, con una mayor densidad de elementos en la zona de la CCRR Arco Sur.

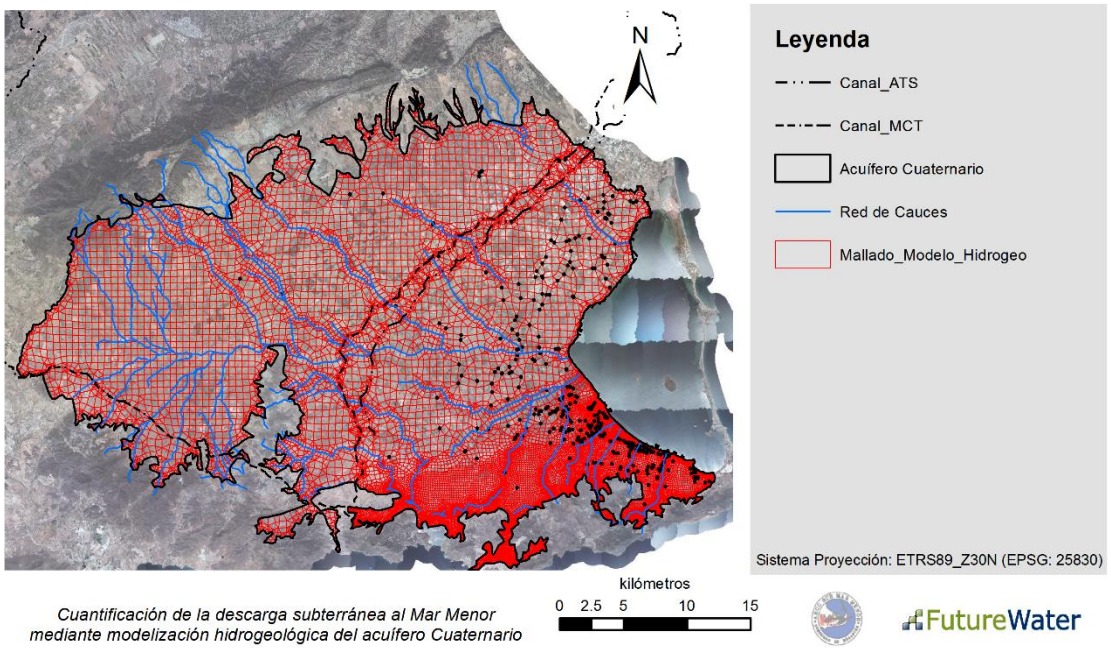


Figura 19. Discretización del modelo en superficie.

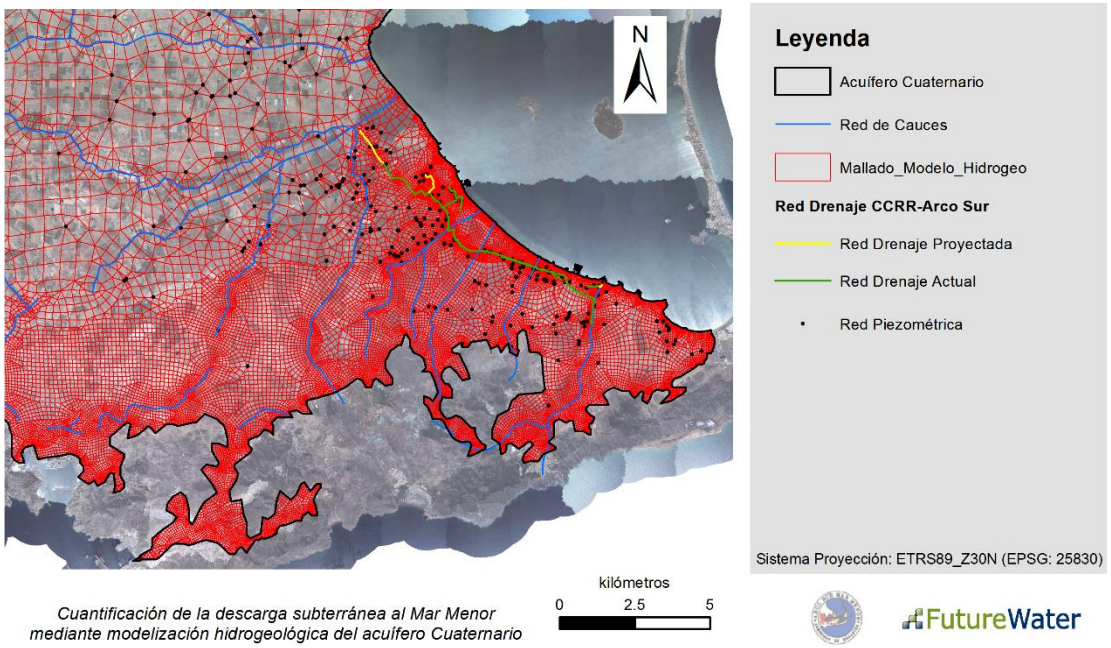


Figura 20. Discretización del modelo en superficie en el ámbito de actuación de la CCRR-Arco Sur.

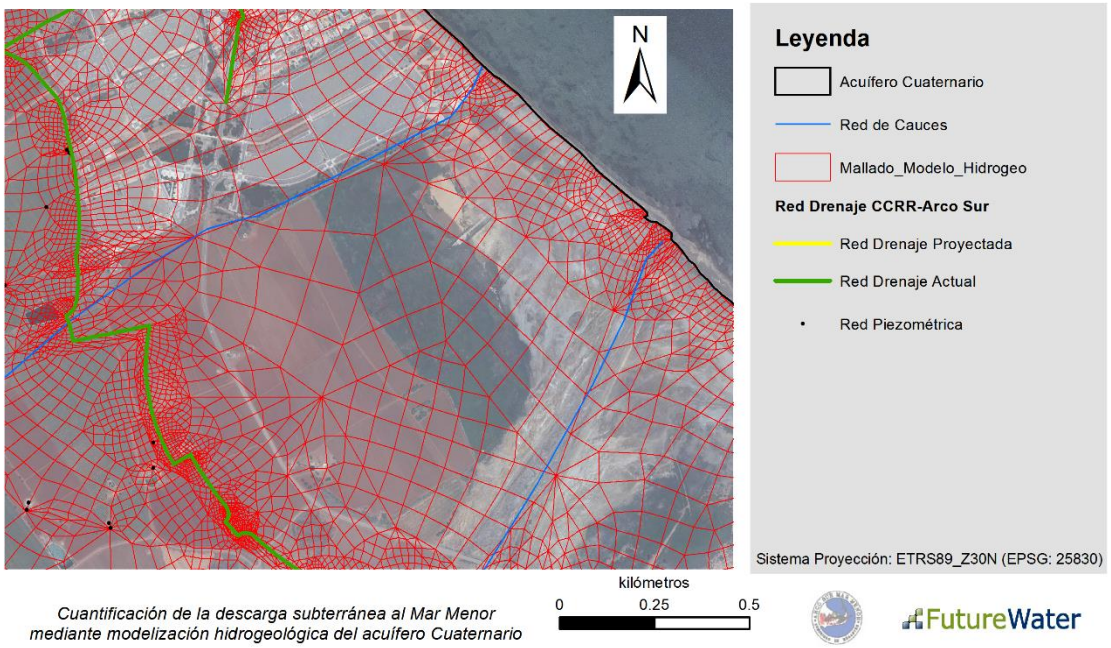


Figura 21. Discretización del modelo en superficie (zum en Estrella de Mar y proximidades).

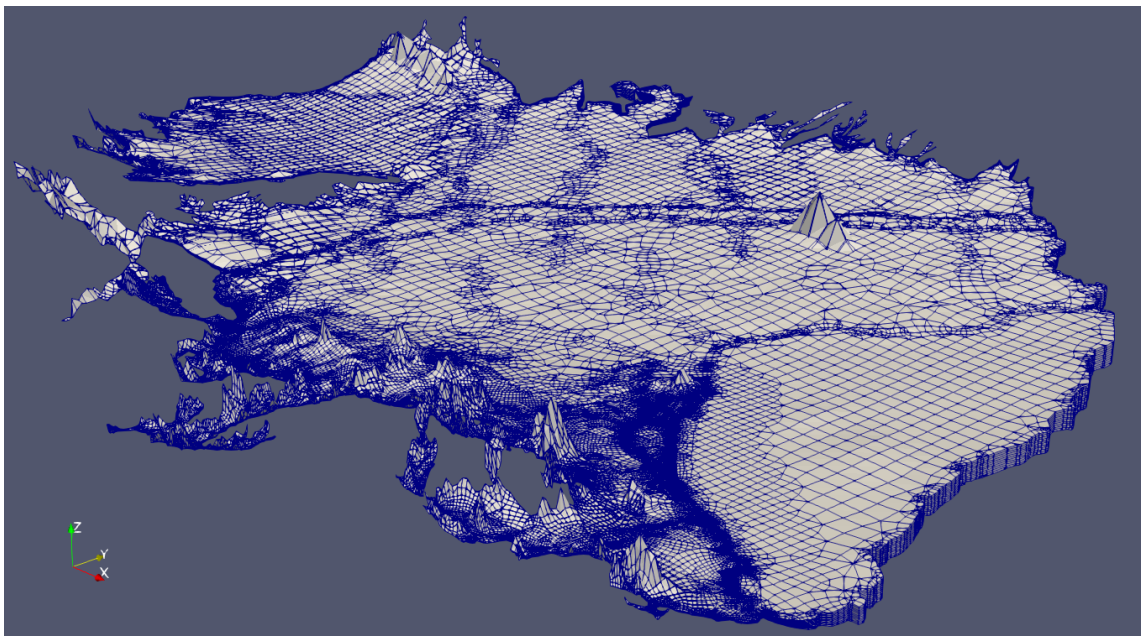


Figura 22. Vista de la malla en 3D (factor de exageración vertical x10).

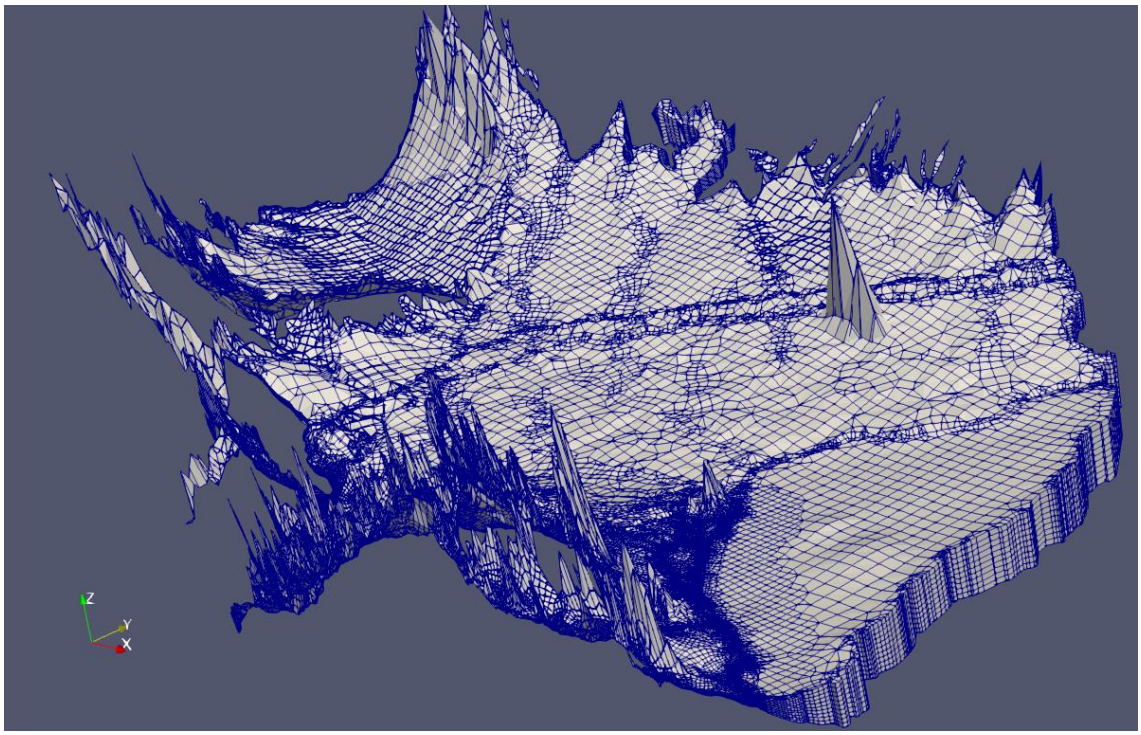


Figura 23. Vista de la malla en 3D (factor de exageración vertical x30).

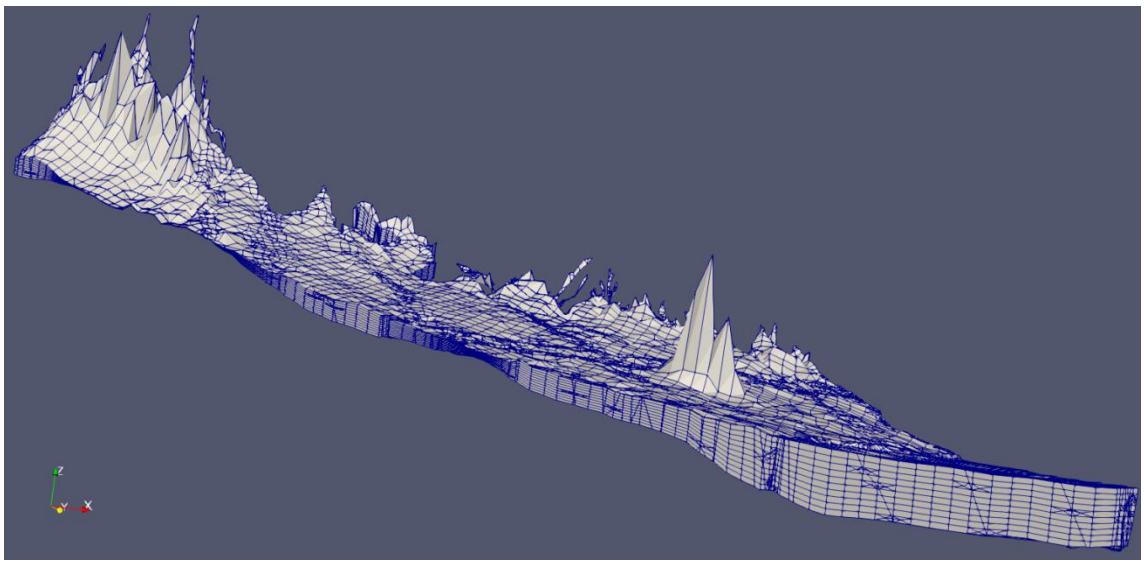


Figura 24. Sección vertical oeste-este del modelo en 3D (factor de exageración vertical x30).

3.3.4.2 Discretización temporal

A diferencia de los sistemas superficiales, en los que la respuesta del sistema a eventos de precipitación es prácticamente inmediata, los acuíferos presentan una gran inercia. Es decir, la respuesta del acuífero es amortiguada en el espacio y además retrasada en el tiempo. El decalaje entre la perturbación en superficie y la respuesta subterránea puede ser de días, incluso semanas o meses, dependiendo de la difusividad hidráulica del acuífero. La respuesta a la recarga suele ser rápida, del orden de días, pero una recarga importante en una zona a pocos kilómetros de la laguna puede tardar semanas o incluso meses en transformarse en descarga, dada la baja velocidad del agua subterránea.

Así, una discretización con paso de tiempo mensual o semanal no es útil para el objetivo que se persigue. Se ha optado por una discretización temporal diaria, dado que los impactos de fenómenos de periodo horario (por ejemplo, las mareas) se suponen despreciables comparados con aquellos de amplitud amortiguada (respuesta a la recarga).

Al igual que el modelo de hidrología superficial, el dominio de simulación temporal comprende el periodo de octubre de 2000 a diciembre del 2016. Los resultados del modelo se analizan con mayor detalle para tres periodos de precipitación tipo (ver sección 4.3.1 y Tabla 9 / Figura 47):

- Periodo seco, comprendido entre septiembre 2013 y agosto 2015.
- Periodo promedio, comprendido entre abril 2002 y marzo 2004.
- Periodo húmedo, comprendido entre septiembre 2008 y agosto 2010.

3.3.4.3 Condiciones de contorno e inicial

La condición de contorno en el límite exterior viene definida por la yuxtaposición del límite del acuífero Cuaternario y el de la cuenca hidrográfica. Se asume que la divisoria de aguas superficiales que marca el límite de la cuenca hidrográfica es también una divisoria de aguas subterráneas. Así, se asignará a todos los nudos del contorno exterior (norte, sur y oeste) una condición de contorno de flujo nulo (o aporte nulo). Si bien existen pequeñas discrepancias entre

la posición de las divisorias de aguas superficiales y subterráneas, estas son generalmente de unos pocos metros y no tienen influencia alguna en los resultados del modelo, dado que el límite de la cuenca hidrográfica (al oeste) se encuentra a muchos kilómetros de la zona de interés. En los contornos norte y sur, donde el contorno del modelo coincide con el límite del acuífero superficial Cuaternario, la condición de contorno también es de flujo o aporte nulo, dado que las aportaciones laterales de los acuíferos colindantes son muy pequeñas en comparación con la recarga de agua dulce e incluso con la de retorno de riego.

A los nudos que representan el fondo y el contorno de la laguna (al este del modelo) se les asignará una condición de contorno de nivel nulo (equivalente a presión hidrostática). Se recuerda que se trabaja en términos de niveles equivalentes de agua dulce y no de presiones: esto es, el nivel piezométrico en la base de laguna y en su contorno es siempre 0, a diferencia de la presión hidrostática, que varía con la profundidad. En el caso de estudio, al ser la laguna un mar en calma, pueden despreciarse los efectos del oleaje, de las corrientes de convección y de las mareas. De hecho, la amplitud de la marea en el mar Mediterráneo es de unos 40 cm en promedio en Alicante y crece ligeramente hacia el Estrecho de Gibraltar por el efecto de la corriente Atlántica, por lo que el impacto de ésta en la intrusión marina es muy pequeño comparado con el de la diferencia de densidades entre agua dulce y agua salada. Además, la barra de arena de La Manga del Mar Menor amortigua aún más el efecto de las mareas.

La interacción entre aguas superficiales y subterráneas no se ha tenido en cuenta en este estudio por ser muy limitados los aforos en canales, rieras y ramblas. En el caso del trasvase, se desconocen las pérdidas de los canales, que actuarían como entradas de agua en el modelo. Dada su relativamente moderna construcción, se considera que las pérdidas son de escasa entidad. En el caso de las ramblas, y dado el carácter estacional y prácticamente seco de las mismas, el impacto de esta transferencia en el régimen regional del acuífero es muy limitado. Una excepción es el tramo final de la Rambla del Albujón, que recoge el retorno de diversas desaladoras privadas y cuyo aporte a la laguna es más o menos permanente. La importancia de este aporte superficial, de carácter local, es relativamente pequeño en comparación con la descarga subterránea por lo que su contribución se ha considerado despreciable. En cualquier caso, el impacto que tendría en el balance de agua de la laguna sería nulo, ya que la descarga subterránea se vería reducida en la misma proporción que la descarga superficial por la rambla.

La transferencia del acuífero Cuaternario hacia acuíferos inferiores a través de pozos no se ha tenido en cuenta en el modelo al no existir un inventario de pozos mal ejecutados. Según estudios previos, se considera que esta transferencia se situaría en el rango del 30-40% de la recarga al acuífero (Jiménez-Martínez et al., 2011). Estos valores se han empleado para hacer estimaciones de descarga subterránea total a la laguna (ver capítulo 4.3.2).

Aunque se dispone de datos de caudal de bombeo concesionado para algunos pozos, estos bombeos no se han incluido en el modelo debido a la escasa fiabilidad de los mismos Además, los datos de caudal concesionado se alejan mucho de los volúmenes realmente bombeados los cuales tampoco son constantes en el tiempo. A pesar de la falta de datos y la elevada incertidumbre asociada al régimen de bombeos, las extracciones de agua subterránea del acuífero superficial representan sólo una muy pequeña fracción del balance de agua en el acuífero (sección 2.3.5). Además, la perturbación de niveles en el acuífero causada por el bombeo es relativamente pequeña, de apenas unos pocos centímetros, y de carácter marcadamente local, con un alcance de unos pocos metros, dada la elevada difusividad hidráulica del acuífero Cuaternario.

El efecto de las zanjas de drenaje en el ámbito de la CCRR Arco Sur se han introducido en el modelo como condiciones de caudal prescrito en los nudos correspondientes a las casetas donde están instaladas las bombas (un total de 8). El balance a nivel del acuífero (Ec. (3)), puede expresarse como:

$$Entradas - Salidas = \Delta S \qquad \textbf{Ec. (3)}$$

Dado que, por su pequeña magnitud, se desprecian los aportes laterales de otros acuíferos, la entrada de agua corresponde a la recarga (PER) cuantificada mediante el modelo de hidrología superficial. Las salidas totales de agua del acuífero o "descarga potencial" (DES_{pot}) es la suma de la descarga al Mar Menor (DES), las extracciones debido a bombeos en pozos (V_b) y drenes (V_d), y las pérdidas de agua hacia acuíferos inferiores (T) (Ec. (4)). Finalmente, ΔS es la variación de volumen de agua almacenada en el acuífero:

$$DES_{pot} = PER + \Delta S = DES + V_d + (V_b + T) \qquad \textbf{Ec. (4)}$$

Nótese que el último sumando Ec. (4) se ignora en el modelo por falta de información. Para el cierre de balance a nivel de todo el acuífero, (V_b+T) se estima a partir la recarga (PER) utilizando un factor 0.3-0.4 (ver capítulo 4.3.2).

La simulación de flujo con densidad variable requiere la simulación del transporte de sal, dado que la densidad del agua depende de su cantidad de solutos disueltos y ésta varía espacialmente (considérese por ejemplo la zona de mezcla que separa el agua dulce del agua salada). Las condiciones de contorno para la ecuación de transporte de sal son asignadas como sigue: (1) una concentración de 0 kilos de sal por metro cúbico de agua a las entradas de agua por recarga y, (2) una concentración de 37 kilos de sal por metro cúbico de agua (máxima diferencia relativa entre las densidades de agua salada y dulce) a los nudos que representan la base de la laguna y el contorno este del modelo.

La condición inicial de flujo será la del estado estacionario del acuífero, cuyo único aporte será el de la recarga media. Es decir, no se consideran, por ejemplo, los bombeos en el pasado y dicha condición inicial representa un estado potencialmente "virgen" para el acuífero. Pese a que esta hipótesis dista mucho de ser realista, sólo tiene un leve impacto en los resultados para tiempos tempranos del modelo (unas pocas semanas), hasta que el sistema se estabiliza. Esto es, al principio de la simulación, los niveles iniciales no se corresponden con los inducidos por los bombeos en los drenes, ni por la recarga inicial (que no tiene que ser necesariamente la media), ni con los otros términos que condicionan el funcionamiento hidráulico del acuífero. El modelo reacciona entonces subiendo o bajando los niveles en las zonas de desajuste, de forma que se obtiene un estado estable del nivel piezométrico coherente con los términos que fuerzan el régimen hidrogeológico.

La condición inicial de transporte también representa el estado "virgen" del acuífero. Para ello se calcula la interfaz (asumida como abrupta) mediante la ecuación de Ghyben-Herzerg (profundidad de la interfaz=40 x nivel piezométrico). Se atribuye a todos los nudos cercanos a la laguna por debajo y al este de dicha interfaz una densidad similar al del agua de la laguna (1037 kg/m^3). Al resto de nudos, que representan el flujo agua dulce en el acuífero, se le asigna una densidad de referencia de 1000 kg/m^3. En base a esta condición inicial simplificada, el modelo se autoajusta hasta obtener gradientes de flujo de sal realistas y coherentes con el resto de la información aportada.



3.3.4.4 Parámetros del modelo

La difusividad hidráulica controla la respuesta del acuífero a las perturbaciones externas (recarga y bombeos en drenes) y la descarga del mismo al Mar Menor. Resulta imposible estimar la difusividad hidráulica en todos los puntos del espacio, incluso en los nudos o elementos de la malla (Figura 23). En su lugar, se estima la difusividad hidráulica en un total de 93 puntos de control (Figura 25). A partir de los valores estimados en los puntos de control, se lleva a cabo una interpolación espacial gaussiana para la obtención de un mapa continuo para el ámbito del acuífero Cuaternario.

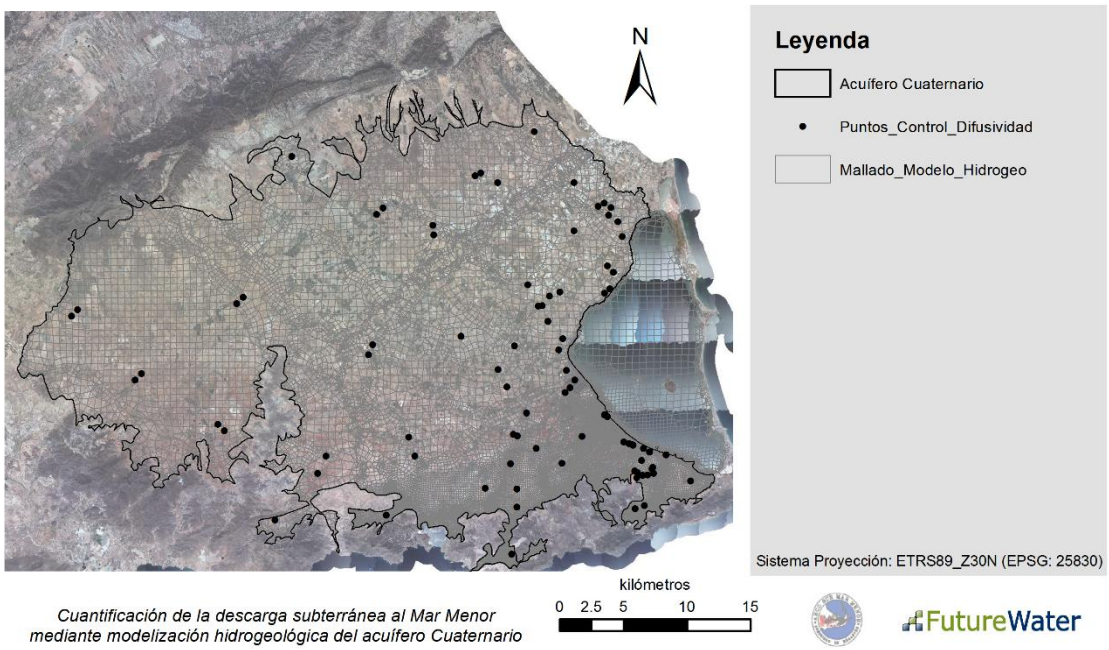


Figura 25. Puntos de control para la estimación de la difusividad hidráulica.

Mención aparte merecen las captaciones en drenajes. Estas obras hidráulicas presentan una gran homogeneidad en términos de parámetros hidráulicos y se caracterizan por su alta transmisividad y su bajo coeficiente de almacenamiento (es decir, por su elevada difusividad hidráulica, como cociente entre ambos). Se ha asignado un valor constante (aunque desconocido) a cada dren. Sin embargo, estos valores de difusividad en los drenes no se han considerado durante el proceso de interpolación espacial a escala regional, pero sí en una fase posterior para la modelización del flujo. Los valores de difusividad en los drenes se presentan en tablas separadas.

4 Resultados

4.1 Modelo de hidrología superficial: balance y recarga

En la Figura 26 y
Figura 27 se muestran los valores promedio anual estimados de aportes de riego y el índice de uso del recurso definido como el cociente entre el total de entradas por precipitación y riego, respecto de la precipitación. En general, los mayores consumos de agua se concentran en el sector central de la cuenca coincidiendo, como es de esperar, con unas mayores posibilidades de captación de recursos subterráneos. Se observa una buena aproximación entre el mapa de aportaciones de riego estimado por modelización hidrológica y teledetección, y los mapas de espesor del acuífero, y de difusividad hidráulica estimado por el modelo hidrogeológico.

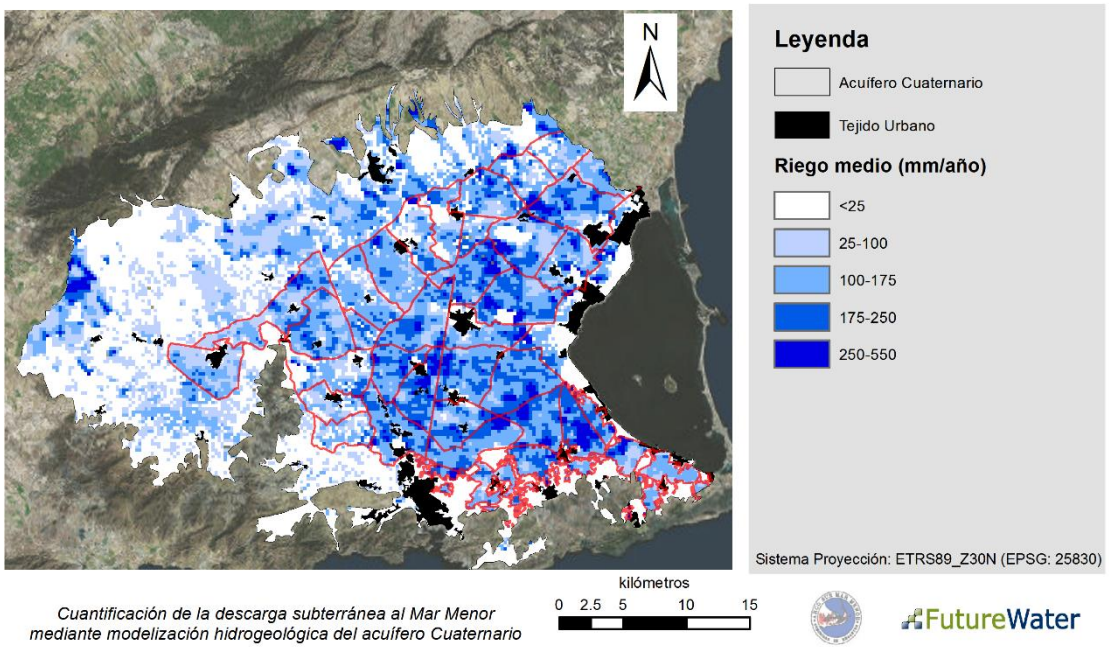


Figura 26. Valores estimados de aportación de riego (promedio anual, mm/año) según modelización hidrológica e información de satélite. Sectores de riego delimitados por polígonos rojos.

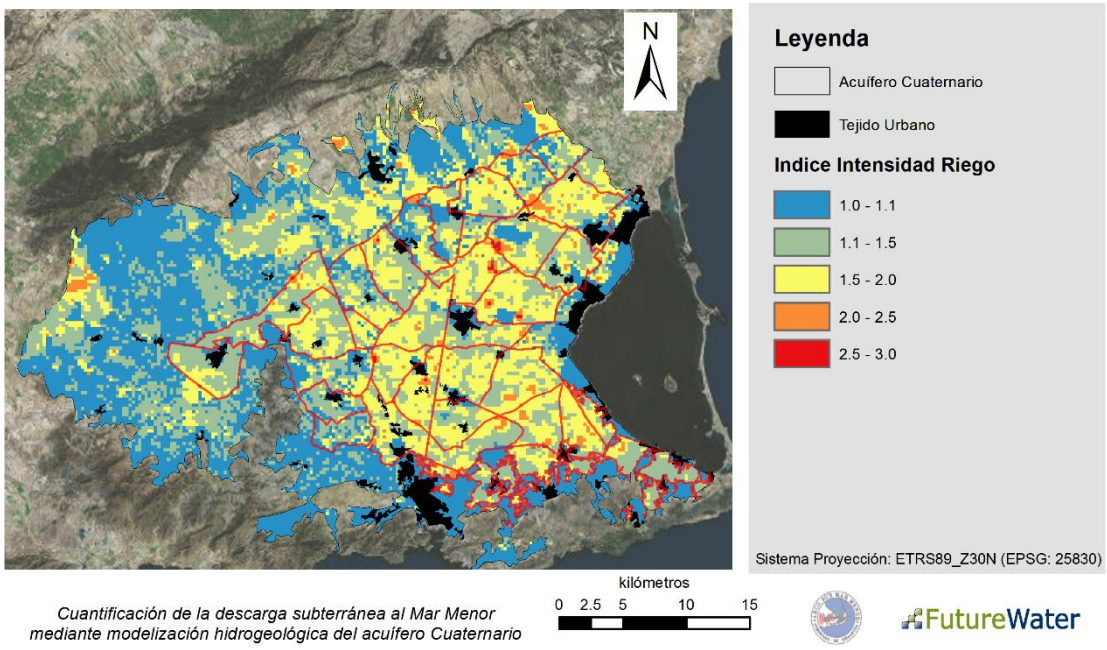


Figura 27. Índice de intesidad de uso de agua (irr + pre)/pre.

En la Figura 28, se representa la distribución espacial de la recarga anual promedio estimada para el periodo de estudio. Se observa que las mayores tasas de recarga se contabibilizan el sector más meridional de la cuenca, y especialmente en el área que comprende los sectores S2-S8.

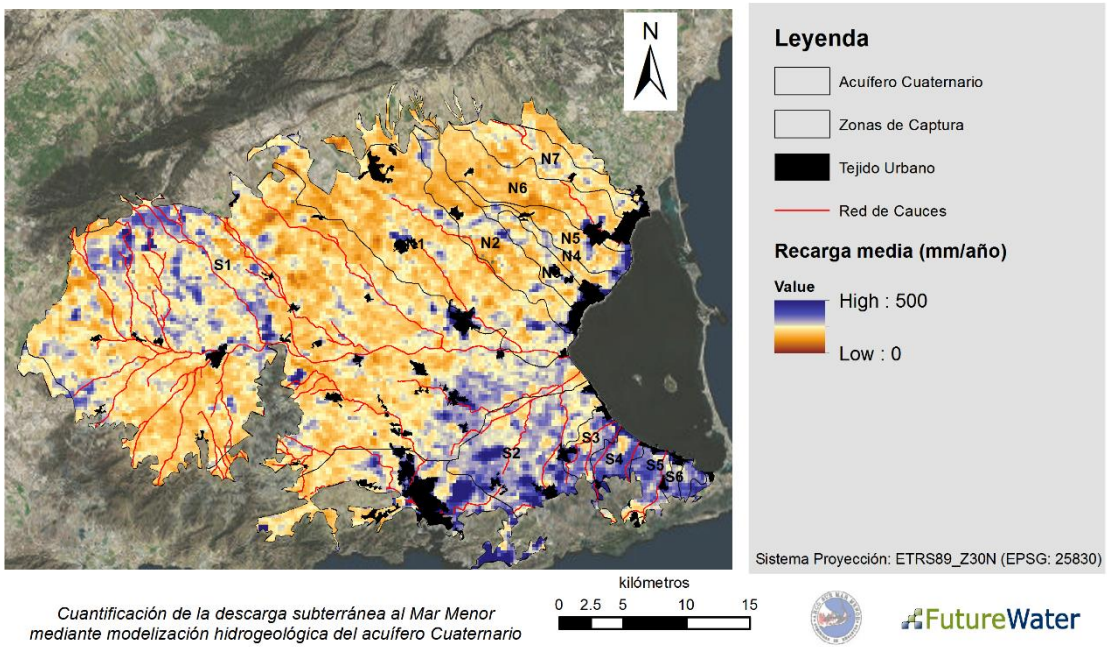


Figura 28. Distribución espacial de la recarga anual media (mm/año) estimada por el modelo de balance hidrológico superficial.

En la Figura 29 se muestran los volúmenes de agua de los principales componentes de balance acumulados por años hidrológicos en hm^3/año en el sector regable de la CCRR Arco Sur, incluyendo el sector “litoral” e “interior” (Figura 30). El periodo de análisis comprende entre

Octubre-2000 y Septiembre-2016. En el eje positivo, se muestran las componentes que representan una entrada de agua a la zona regable (precipitación y riego), y en el eje negativo las salidas (evapotranspiración, intercepción+escorrentía superficial, y percolación profunda o recarga). Los cambios de volumen de agua en el suelo (cierre de balance) se representan como “agua en el suelo”. El volumen total de agua de riego aportado al sistema fue de 7.83 hm^3/año, lo que supone un poco más de la mitad de la precipitación estimada en la zona. Las pérdidas por evapotranspiración (consumos de agua por vegetación y cultivos) se estimaron en 18 hm^3/año, lo que representa casi un 80% respecto del total de entradas de agua por precipitación y riego. La recarga en el área de sector regable de la CCRR-Arco Sur se ha estimado aproximadamente en 4.3 hm^3/año.

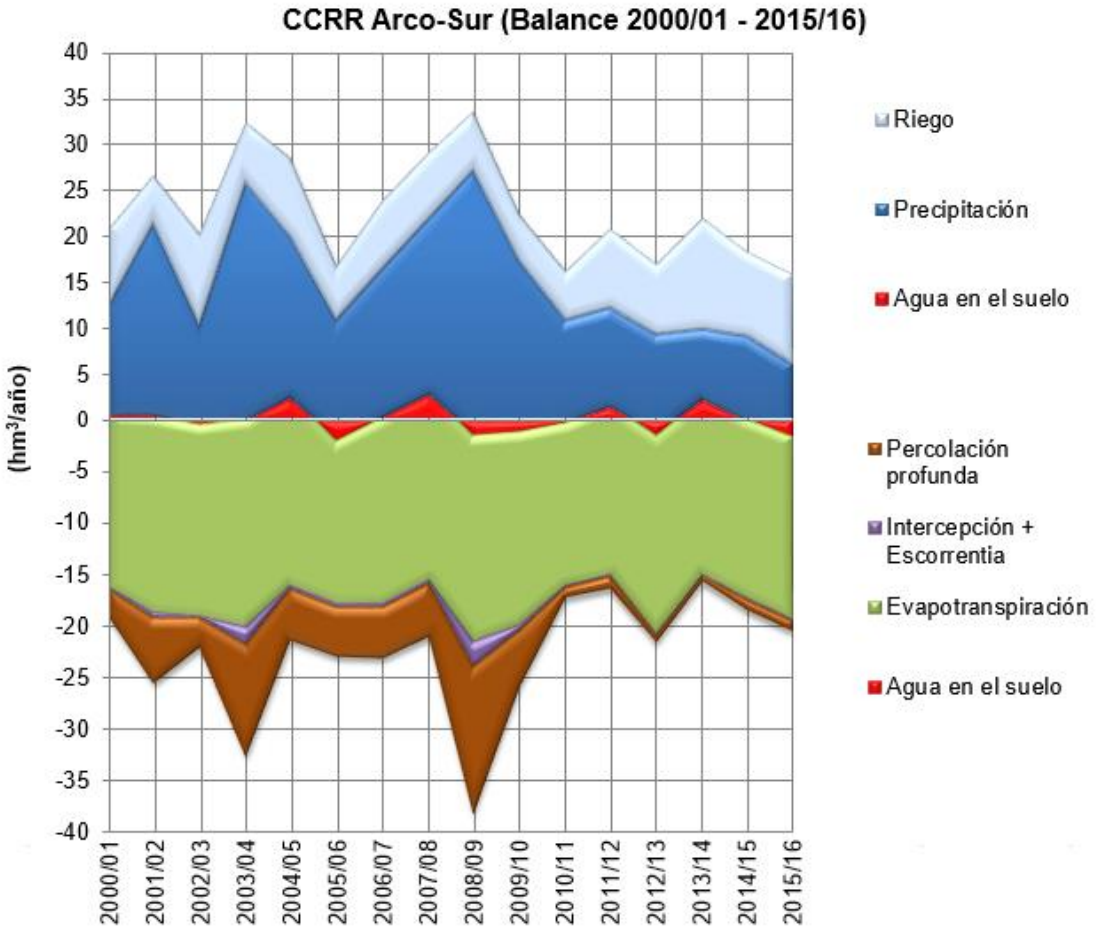


Figura 29. Balance de agua anual en la zona regable de la CCRR Arco Sur para el periodo oct/2000-sep/2016. Datos acumulados por años hidrológicos.

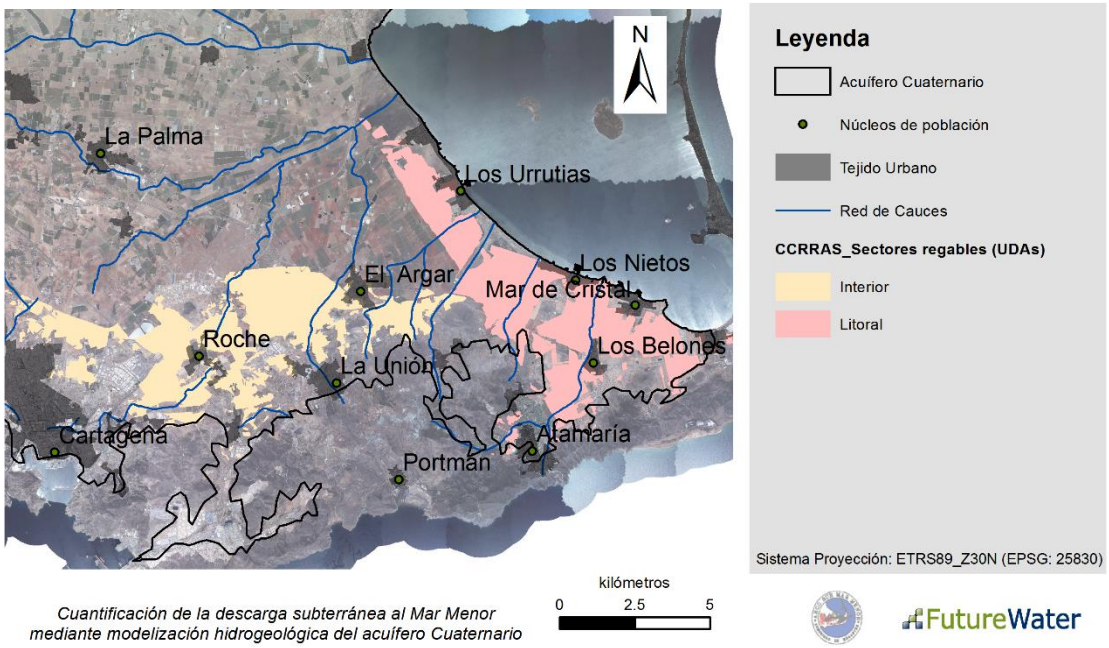


Figura 30. Sectores regables (Unidades de Demanda Agraria) de la CCRR-Arco Sur.

4.2 Calibración modelo de hidrología subterránea: ajuste de parámetros hidráulicos y niveles piezométricos

4.2.1 Parametrización. Análisis de plausibilidad.

La Figura 31 presenta la distribución espacial de difusividad hidráulica. Como se observa, las transiciones son suaves y no se observan inestabilidades en el mapa (cambios bruscos de difusividad en pequeñas distancias). Los valores mínimos, de alrededor de 1-2 m^2/d, se encuentran hacia el sur y el oeste del modelo coincidiendo con las zonas donde el acuífero presenta menores espesores.

El modelo asocia zonas de espesor muy grande con valores altos de difusividad. Los valores máximos de difusividad son coherentes con valores estándar en acuíferos costeros con alto grado de antropización. Aunque los valores de difusividad hidráulica recopilados en la Tabla 4 no se usaron como datos de entrada en la calibración del modelo, los valores estimados son del mismo orden de magnitud que los allí mostrados lo que confirma la alta plausibilidad del proceso parametrización.

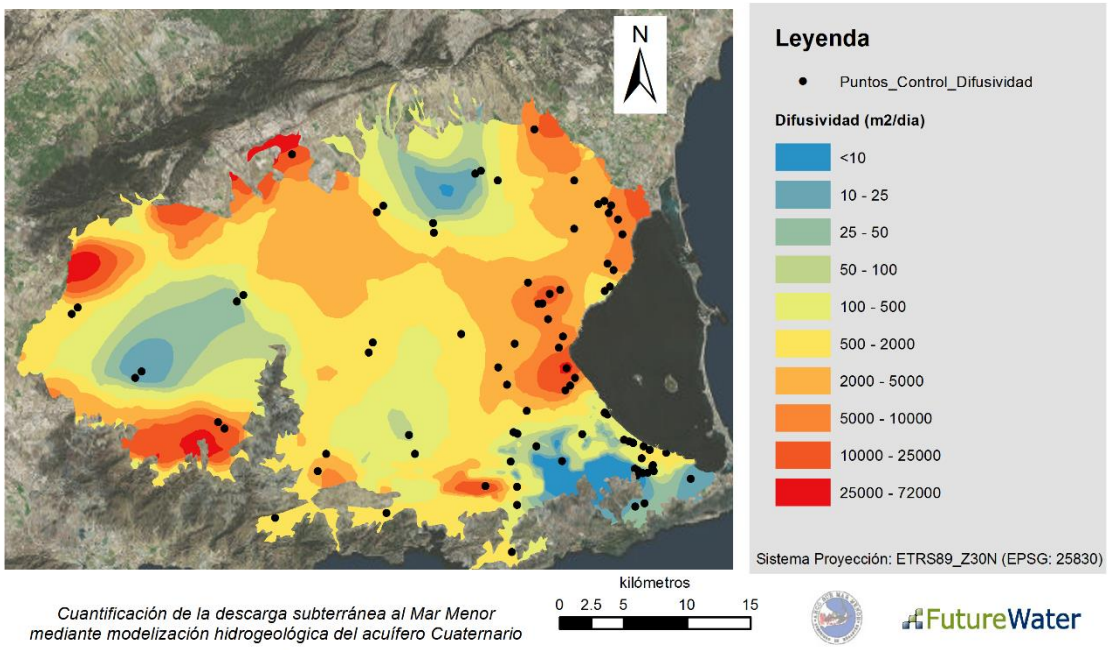


Figura 31. Puntos de control para estimación de la difusividad hidráulica y valores estimados (m^2/día) (valores en escala logarítmica).

Los valores de difusividad hidráulica estimada en los drenes (Tabla 7) son relativamente bajos debido al ajuste de la correlación entre los caudales de bombeo y el nivel piezométrico medido en las arquetas de drenaje. Debido a que estos valores de nivel no son representativos de la dinámica del acuífero, la relación física entre el término de fuerza (el bombeo) y su impacto (la reacción en términos de fluctuación de nivel) se pierde, ya que el agua bombeada ha pasado en primer lugar por la tubería del dren (acelerando) y después por la arqueta (presurizándose). Como consecuencia, las fluctuaciones de nivel medidas en las arquetas son mucho más pronunciadas que aquellas que tienen lugar en zanjas de drenaje. Este punto volverá discutirse en la sección 4.2.2.

Tabla 7. Difusividad hidráulica estimada en drenes.

Dren	Difusividad (m^2/d)	Dren	Difusividad (m^2/d)
Dren_00	150	**Dren_03**	0.3
Dren_01	0.20	**Dren_04**	20
Dren_2A	115	**Dren_05**	0.1
Dren_2B	250	**Dren_06**	15

4.2.2 Ajustes de medidas disponibles

Para la calibración del modelo se han utilizado aquellos pozos y sondeos en los que se dispone de medidas de nivel con relativa frecuencia. En todos los casos, se han excluido del análisis aquellas medidas en las que se ha detectado el impacto de un bombeo cercano. Los pozos y sondeos con una única medida de nivel piezométrico se han utilizado como puntos de validación. La Figura 32 muestra una comparación entre niveles calculados y medidos considerando sólo las medidas utilizadas para la calibración. La Figura 33 muestra los mismos resultados, pero en términos de histograma de residuos (la distancia entre los puntos de la Figura 32 y la línea roja de ajuste perfecto). El ajuste global es muy elevado, siendo el valor

medio del residuo aproximadamente cero. Los puntos que presentan mayores residuos son aquellos en presencia de bombeos, que no se utilizaron para la calibración del modelo y que se presentan sólo como referencia, o aquellos que representan medidas tomadas en las casetas de los drenes. Este último punto se discute más adelante.

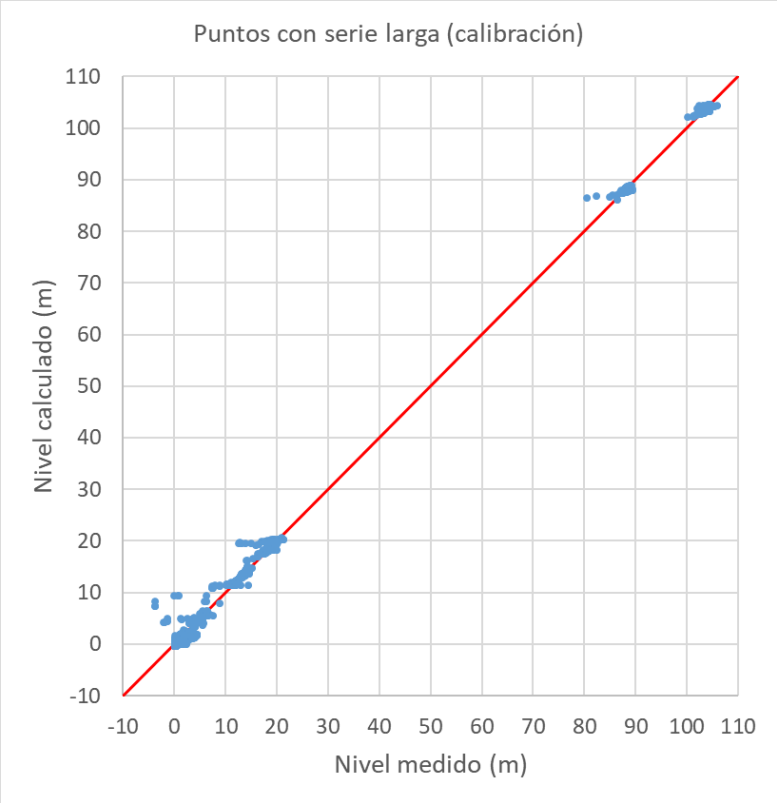


Figura 32. Ajustes del modelo. Niveles piezométricos calculados en pozos con serie larga (eje vertical) contra niveles piezométricos medidos (eje horizontal). La línea roja marca la relación 1:1.

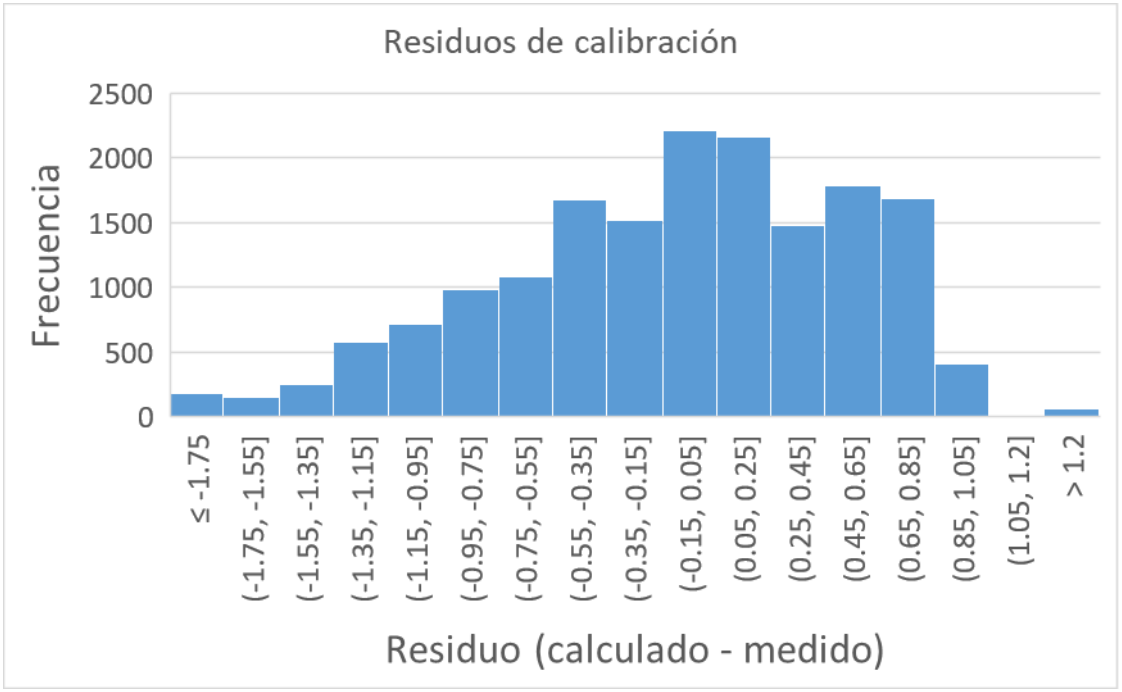


Figura 33. Histograma de calibración. Residuos de niveles (valor calculado menos valor medido).

La Figura 34 muestra un ejemplo de ajuste en el pozo Venta del Pino. El Anejo II de esta Memoria muestra figuras análogas para los demás pozos con serie larga de medidas de nivel utilizados en la calibración del modelo.

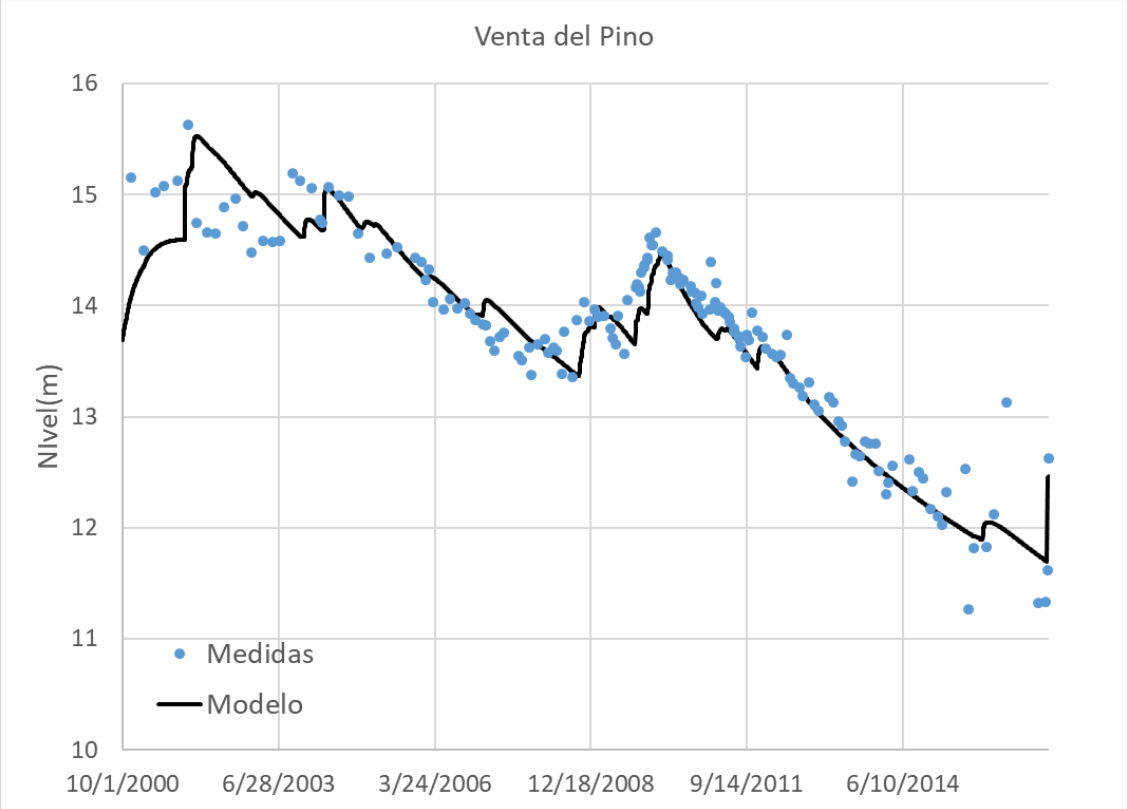


Figura 34. Ajuste de datos de nivel en el pozo Venta del Pino.

La Figura 35 muestra la validación del modelo. Como se observa, los residuos en los pozos de validación son sensiblemente mayores que en aquellos usados para la calibración. En este caso, el residuo medio de calibración es de 1.4 m, lo que representa un valor muy pequeño si se tiene en cuenta que, en este caso, la predicción es ciega y que los valores medidos de nivel alcanzan los 105 m. Por tanto, el residuo medio representa aproximadamente un 1% del máximo nivel medido y la calibración del modelo puede considerarse más que satisfactoria a escala global.

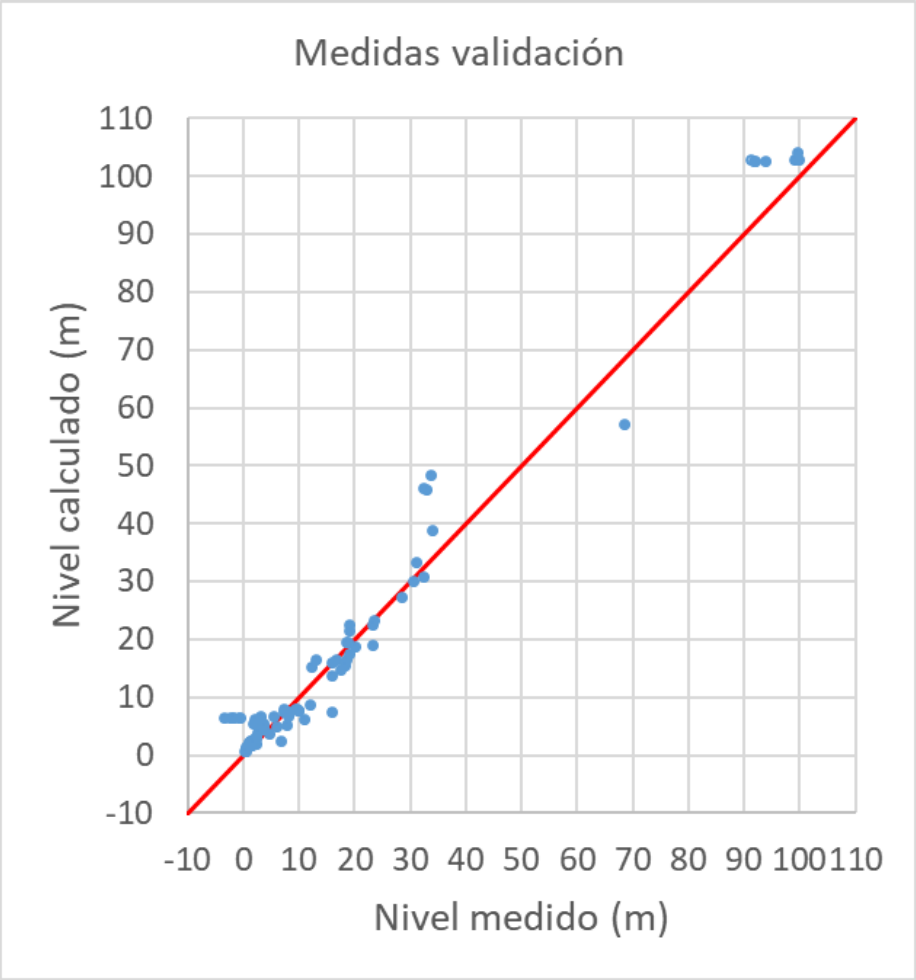


Figura 35. Ajustes del modelo. Niveles piezométricos calculados (eje vertical) contra niveles piezométricos medidos (eje horizontal) en pozos usados para la validación del modelo. La línea roja marca la relación 1:1.

El ajuste de las medidas tomadas en las arquetas de los drenes merece una mención especial. En el “Anejo II. Niveles piezométricos calculados y medidos”, se muestran los ajustes de medidas de nivel en los drenes. En la figura del Dren_05 (entre otras) se pueden apreciar claramente dos periodos en la serie medida, pre y post 2012, en los que las medidas presentan tendencias y oscilaciones similares, pero con medias en el periodo muy distintas (mucho más alta en el periodo pre-2012). Se sospecha que el sensor de medida se movió en algún instante intermedio y no se niveló correctamente. Además, se observa que las oscilaciones de nivel medidas son mucho más abruptas que las calculadas (la evolución de niveles calculados es mucho más suave). Esto puede deberse al hecho de que las medidas se han tomado en las arquetas de drenaje, tras haberse presurizado el agua al discurrir a través de una superficie menor (y cerrada), y no en piezómetros instalados en el propio dren. En estos casos, la

estimación de los parámetros llevada a cabo en los drenes no resulta representativa del comportamiento del dren *sensu stricto* sino de la arqueta, provocando que los valores estimados de difusividad sean representativos de la combinación del dren y la arqueta, y no únicamente del dren.

4.2.3 Piezometría

La Figura 36 representa la piezometría calculada por el modelo bajo condiciones de año seco (sección 3.3.4.2). Como puede observarse, la distancia entre isopiezas de nivel piezométrico es mayor cuanto mayor es la distancia a la laguna, debido (entre otros factores) a que las velocidades de flujo de agua subterránea son menores por ser el acuífero menos difusivo. En cambio, en la franja paralela más cercana a la laguna, donde tiene lugar la descarga, la velocidad de flujo es mayor. La Figura 37 muestra un zoom de la piezometría correspondiente a año seco en la zona de CCRRAS. La Figura 38 y Figura 39 muestran la piezometría calculada en condiciones de año medio, mientras que la Figura 40 y Figura 41 muestran la correspondiente a año húmedo.

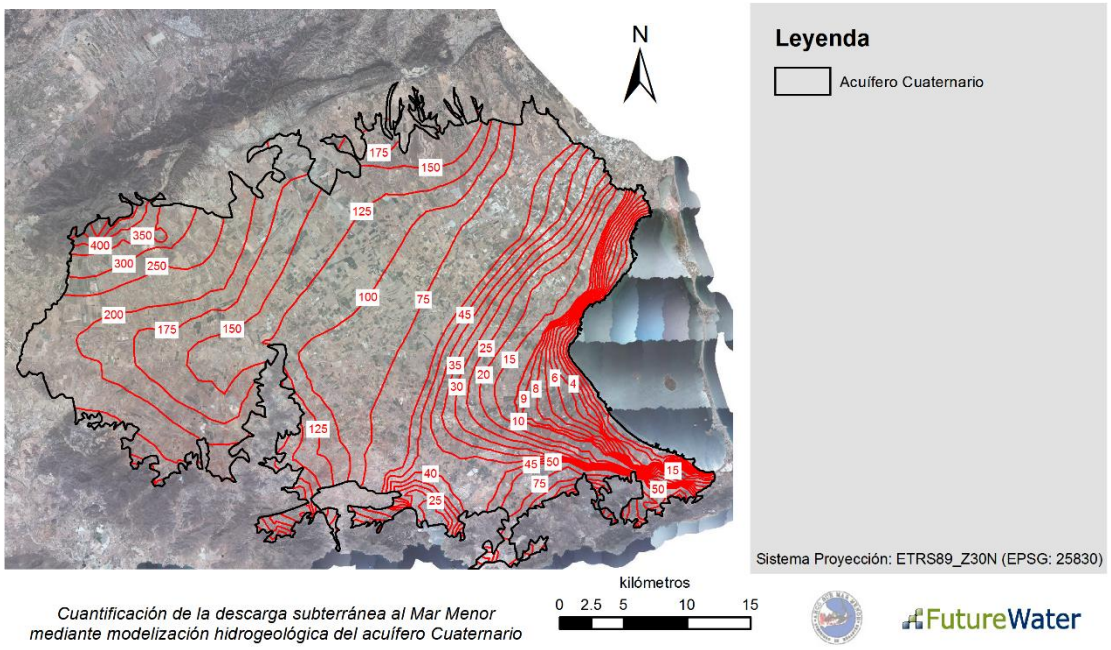


Figura 36. Piezometría calculada para condiciones de año seco (fecha representada 15/09/2015).

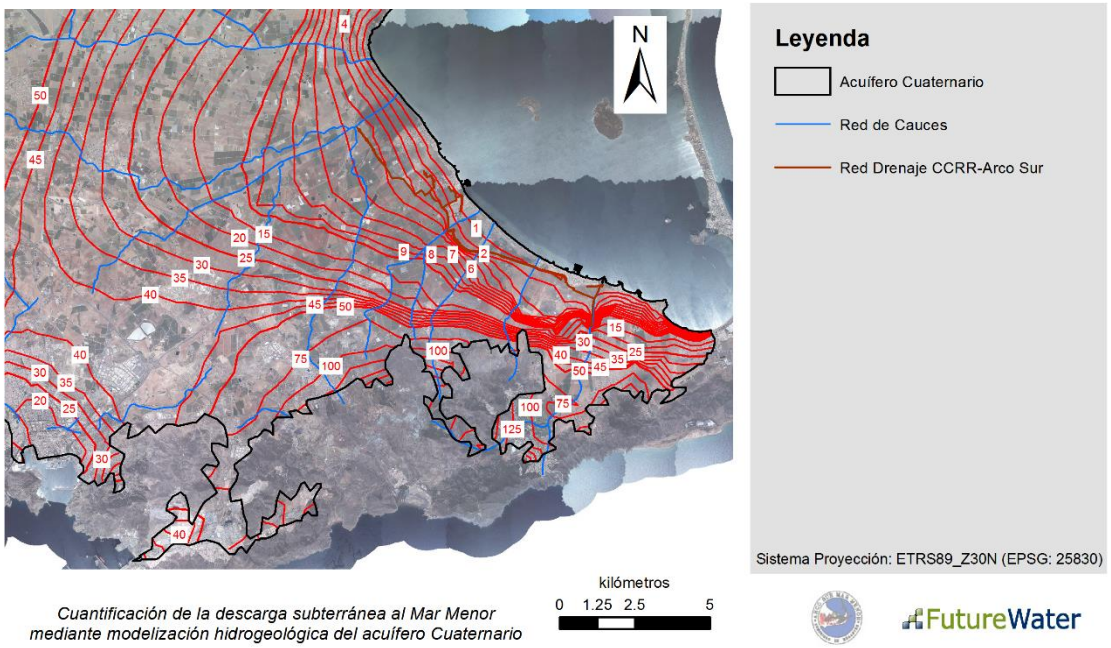


Figura 37. Piezometría calculada para condiciones de año seco (fecha representada 15/09/2015). Zoom a la zona de estudio CCRRAS.

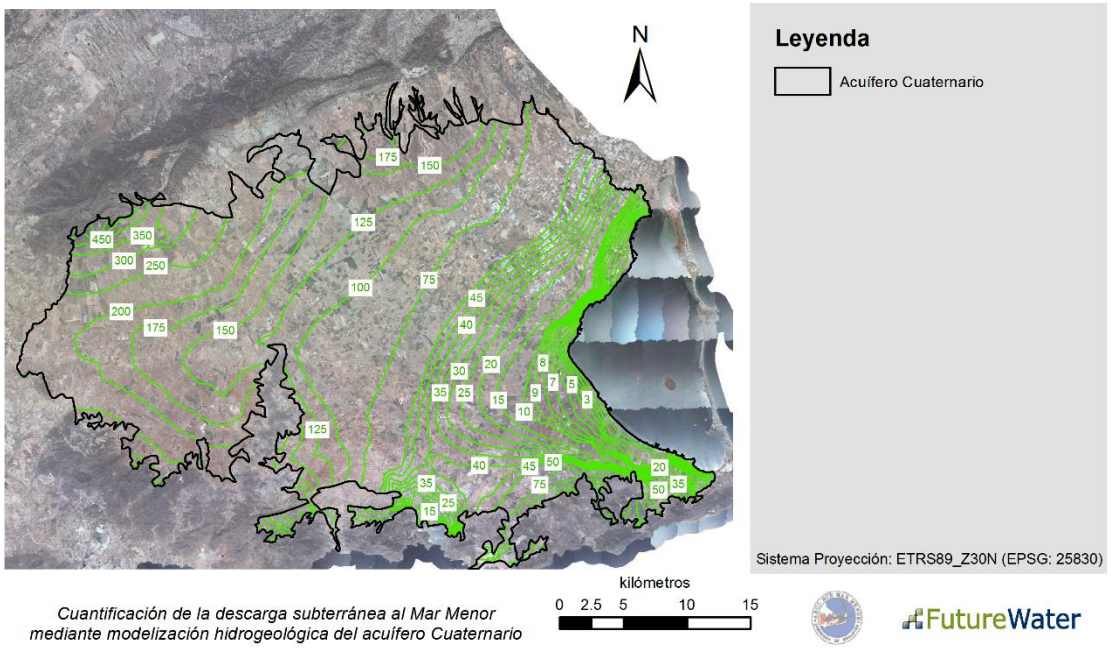


Figura 38. Piezometría calculada para condiciones de año medio (fecha representada 15/03/2004).

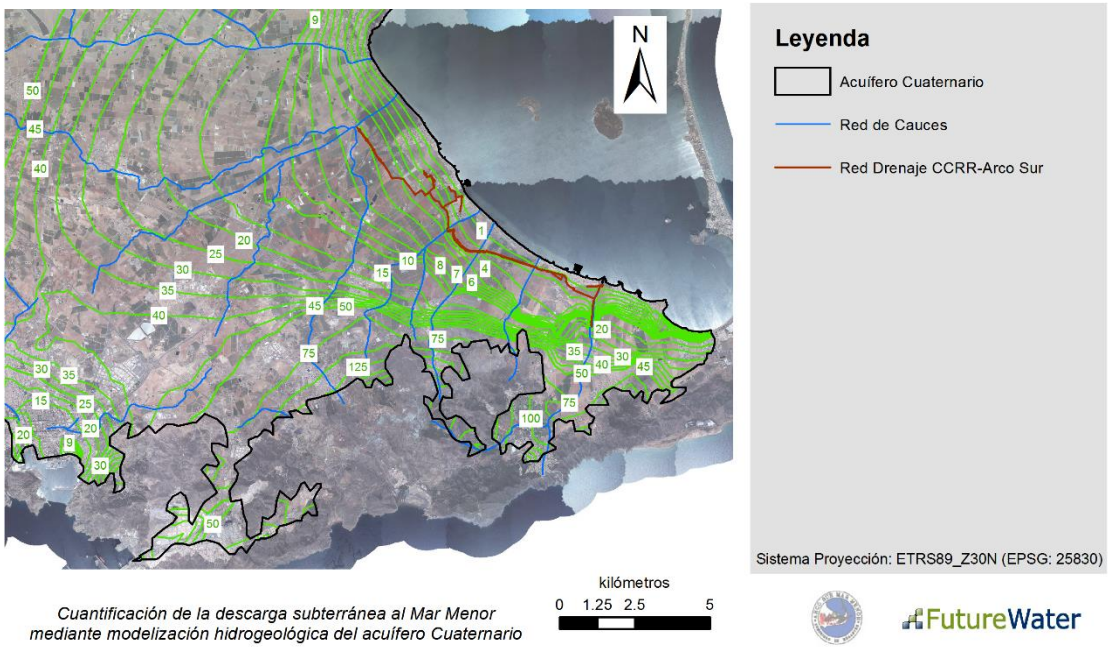


Figura 39. Piezometría calculada para condiciones de año medio (fecha representada 15/03/2004). Zoom a la zona de estudio CCRRAS.

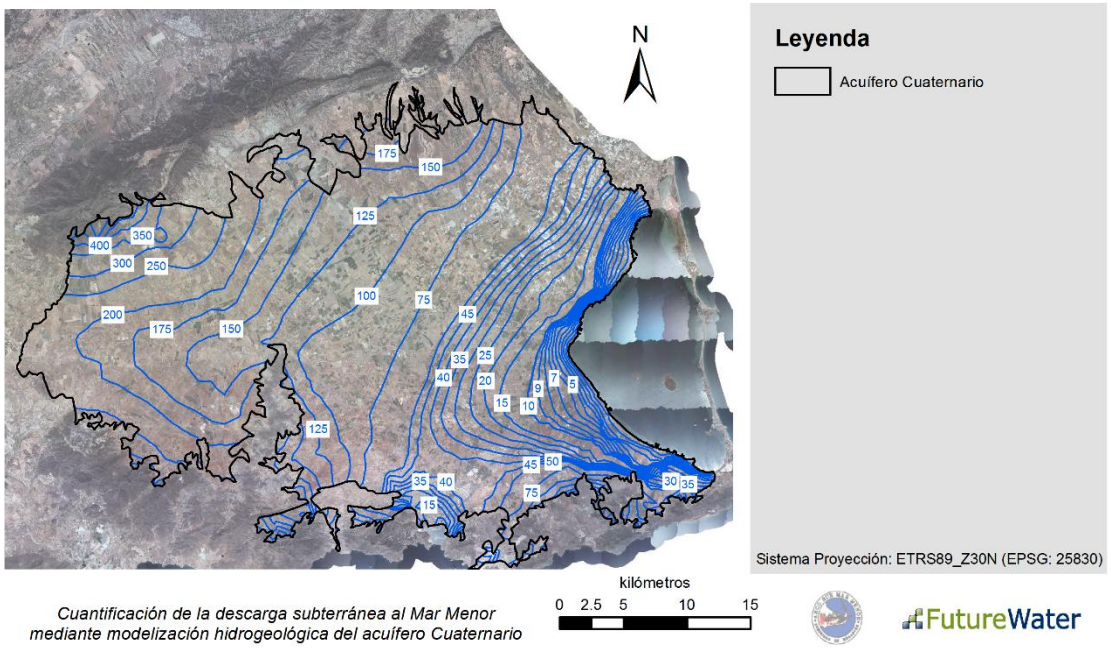


Figura 40. Piezometría calculada para condiciones de año húmedo (fecha representada 15/09/2010).

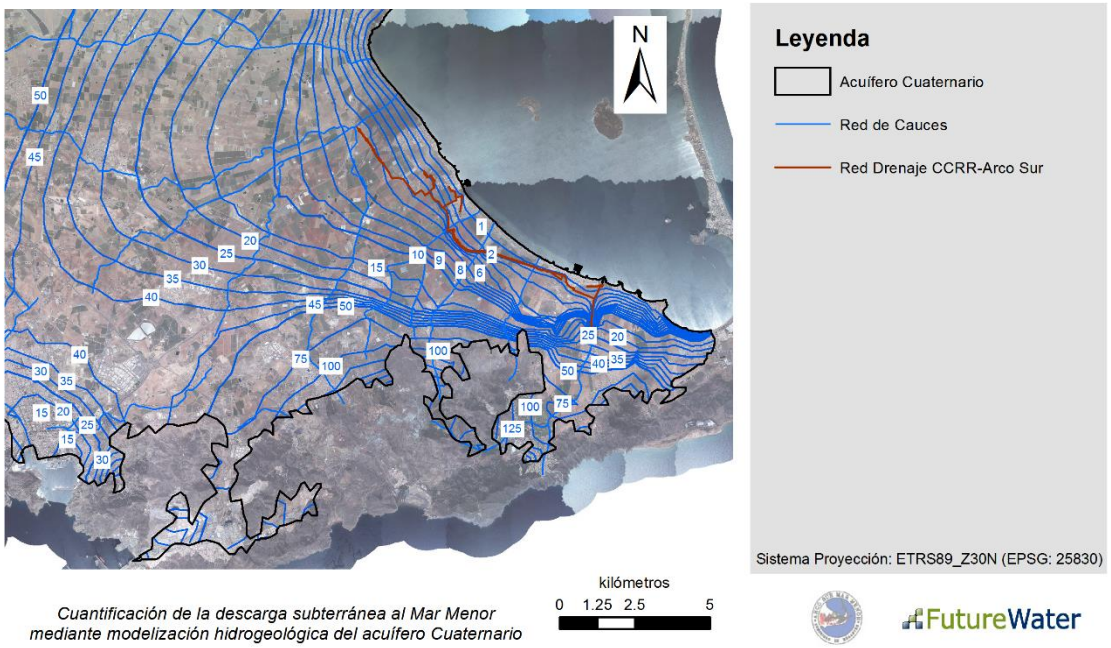


Figura 41. Piezometría calculada para condiciones de año húmedo (fecha representada 15/09/2010). Zoom a la zona de estudio CCRRAS.

Las Figura 42 y Figura 43 muestran una comparación entre las piezometrías a cota 10, 25 y 50 m s.n.m. correspondientes a condiciones extremas de clima seco y húmedo. Como puede observarse, los niveles piezométricos son muy sensibles a la recarga debida a precipitación. En la zona de CCRR-Arco Sur se observan niveles piezométricos entre 0.5 y 2 m más altos bajo condiciones de año húmedo.

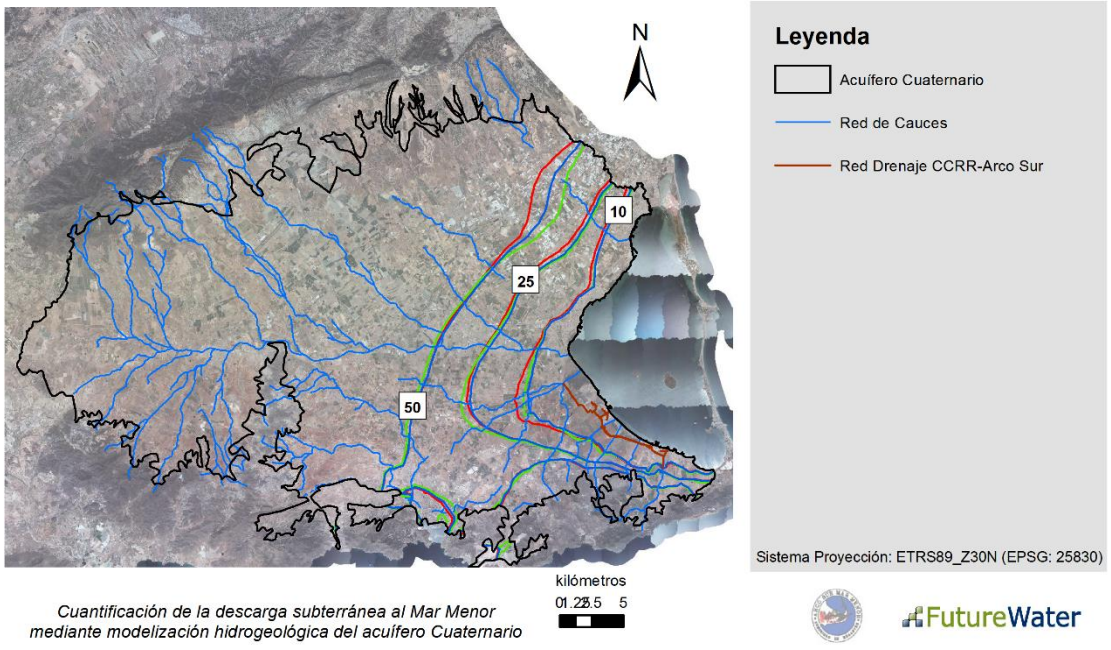


Figura 42. Comparación entre isopiezas (10, 25 y 50 m s.n.m) bajo condiciones de año seco, promedio y húmedo.

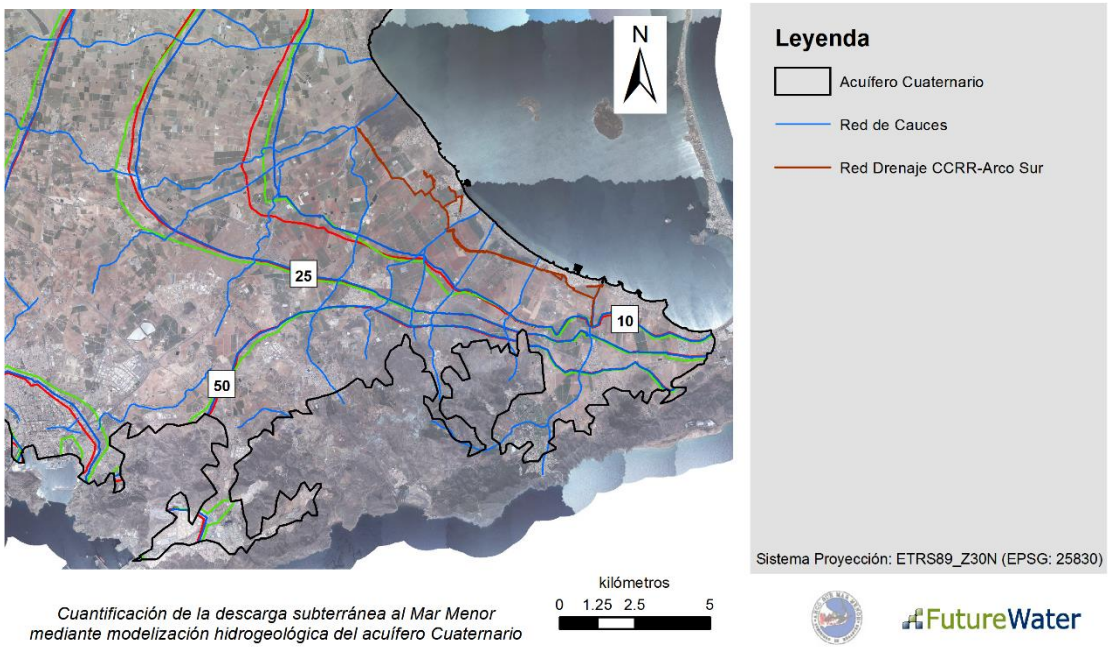


Figura 43. Comparación entre isopiezas (10, 25 y 50 m s.n.m) bajo condiciones de año seco, promedio y húmedo (detalle para ámbito de la CCRR-Arco Sur).

Finalmente, la Figura 44 muestra el impacto de los drenes en la piezometría local. Como se puede apreciar, las isopiezas de nivel piezométrico discurren paralelas a los drenes o coinciden con ellos. Este efecto es debido a la relativamente alta difusividad de algunos drenes (Tabla 7), que actúan como zanjas de nivel piezométrico constante. No obstante, el nivel piezométrico varía en distintos tramos de los drenes. Esto se debe a (1) pequeñas diferencias en las geometrías y profundidades de los drenes y (2) a discontinuidades entre tramos de dren, las cuales también se manifiestan por las diferentes tendencias en las series de medidas de nivel piezométrico (y caudal bombeado) tomadas en las arquetas (Anejo II).

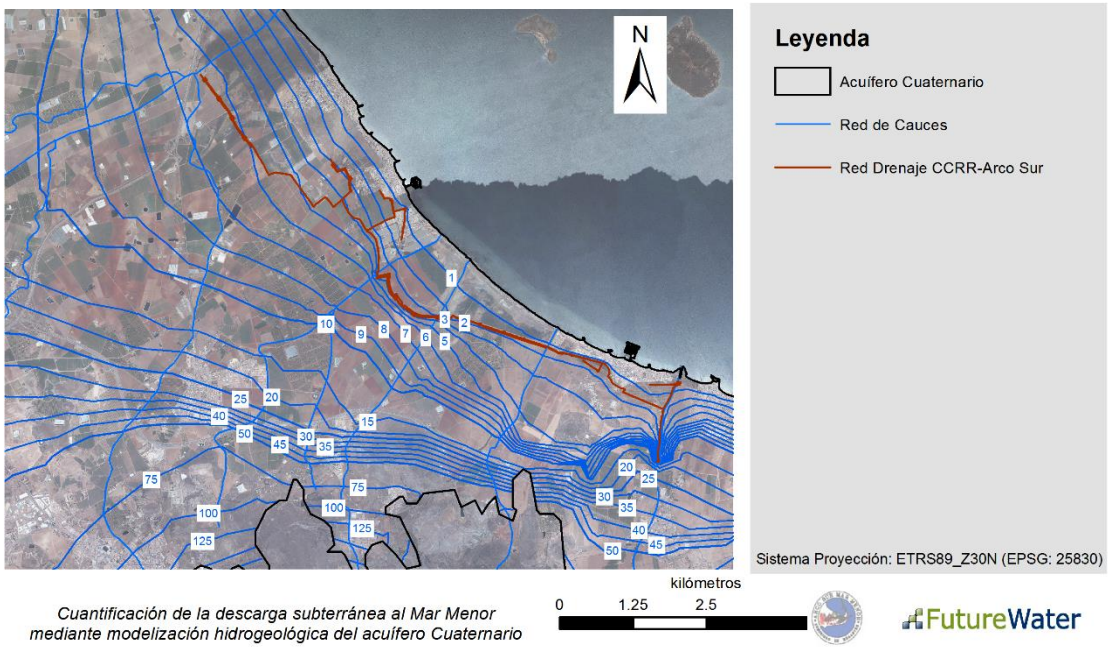


Figura 44. Piezometría calculada para condiciones de año húmedo (fecha representada 15/09/2010) en la zona de drenes de CCRR Arco Sur.

4.3 Análisis general de las descargas subterráneas al Mar Menor y dinámica de la cuña salina

4.3.1 Agregación espacio-temporal

A título de presentación de resultados y discusión, los valores de recarga y descarga se agregan a nivel mensual, y espacialmente según las “zonas de captura” definidas por el modelo de flujo subterráneo. Se define una “zona de captura” como la superficie que recarga y drena a una sección/frente de descarga subterránea. A lo largo del frente de descarga del acuífero cuaternario al Mar Menor (esto es, el límite terrestre de la laguna) se han establecido 15 secciones de aproximadamente 2 kilómetros de longitud, las cuales se han codificado según su lejanía a la desembocadura de la Rambla del Albujón (Tabla 8, Figura 45, Figura 46).

Tabla 8. Zonas de captura del acuífero Cuaternario en el Campo de Cartagena (área de recarga y perímetro del frente de descarga).

Zona Captura	Área (km^2)	Frente descarga (km)
S1	586.80	2.46
S2	68.75	2.41
S3	13.38	2.21
S4	11.87	2.20
S5	13.78	2.40
S6	3.83	1.66
S7	3.65	2.06
S8	1.68	0.74
N1	131.41	1.83
N2	42.44	2.24
N3	16.14	2.07
N4	12.35	2.12
N5	21.54	2.30
N6	49.42	2.44
N7	32.95	1.13
Total Sector Sur	703.74	16.13
Total Sector Norte	306.25	14.13
Total Arco Sur	116.94	13.67
Total	1009.98	30.27

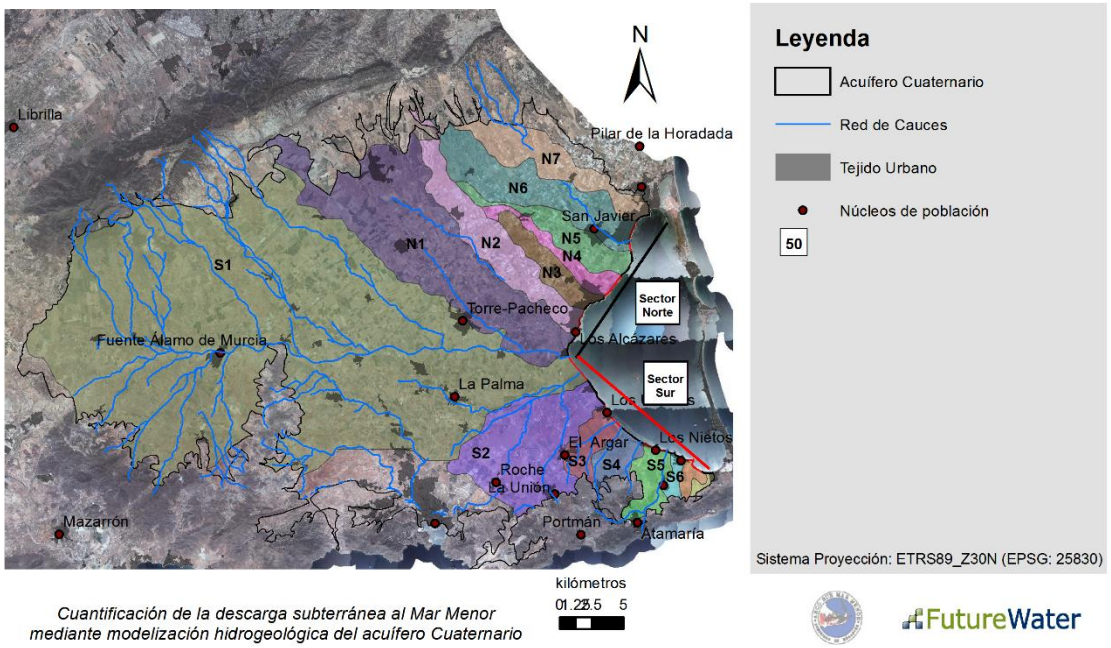


Figura 45. Distribución de las "zonas de captura" del acuífero Cuaternario en el Campo de Cartagena y frentes de descarga.

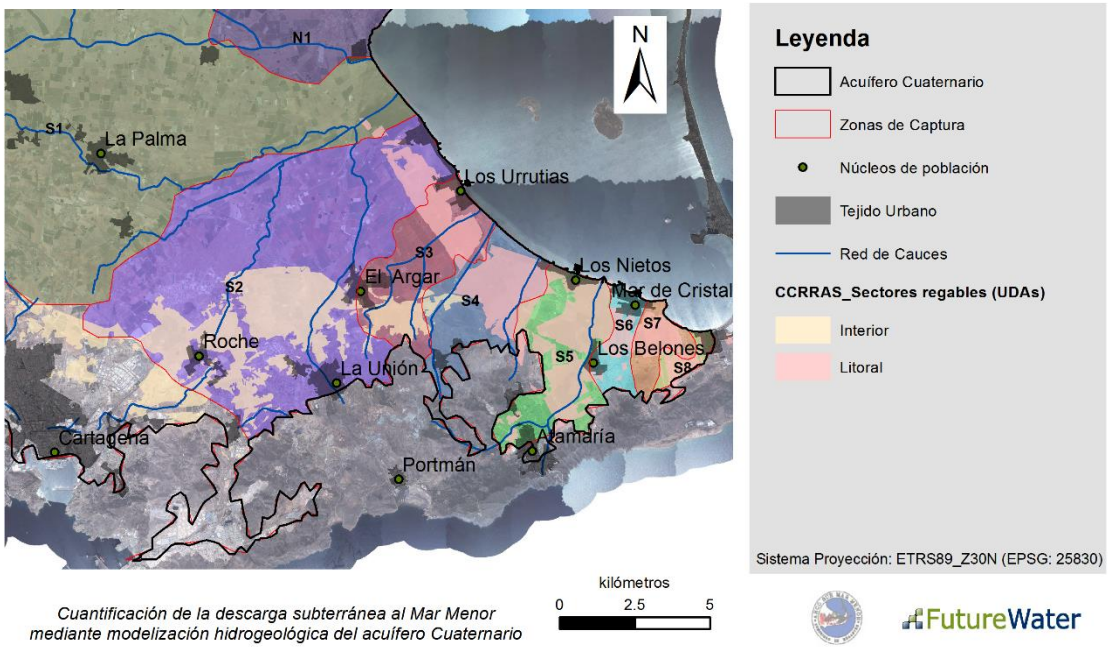


Figura 46. Zonas de captura en el ámbito de actuación de la CCRR-Arco Sur.

Igualmente se identificaron tres periodos característicos de precipitación (periodos "promedio", "húmedo" y "seco") para analizar el efecto de la alternancia entre ciclos secos y húmedos en la generación de recarga y descarga al Mar Menor. La identificación de cada periodo -de 24 meses de duración- se estableció a partir de la curva de precipitación mensual acumulada en ventanas móviles de dos años de duración desde el inicio del periodo de estudio (octubre de 2000). A partir de dicha curva se identificaron los valores máximo y mínimo de precipitación y el

valor promedio de toda la serie, y por tanto los periodos más seco y húmedo de la serie, y un tercer periodo próximo a los valores de precipitación promedio (Tabla 9, Figura 47).

Tabla 9. Periodos de precipitación "tipo"

Periodo de precipitación "tipo"	Inicio del periodo	Final del periodo	Precipitación acumulada (2 años)
Promedio	Abr/2002	Mar/2004	590 mm
Húmedo	Sep/2008	Ago/2010	922 mm
Seco	Sep/2013	Ago/2015	313 mm

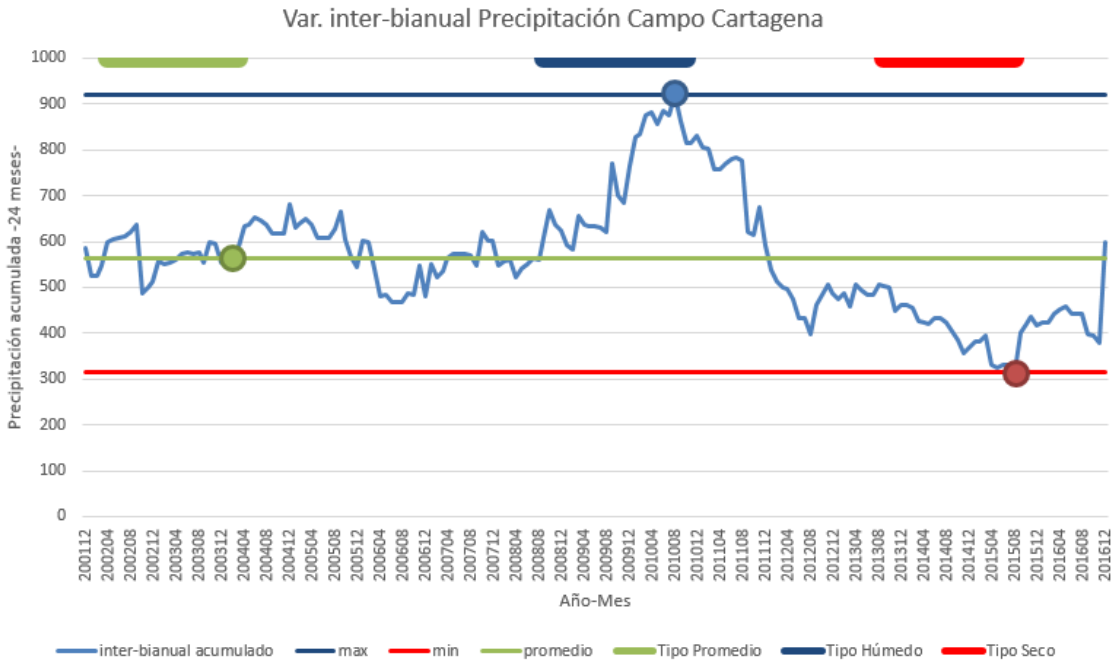


Figura 47. Precipitación inter-bianual acumulada en el Campo de Cartagena e identificación de periodos de precipitación característicos. El final y la duración de cada periodo se representa por los puntos y las líneas gruesas de la parte superior, respectivamente.

4.3.2 Recarga y descarga subterránea al Mar Menor

Como se puntualizó en los capítulos 3.3.2 y 3.3.4.3, la descarga estimada por el modelo de hidrología subterránea hace referencia a valores calculados sin considerar los bombeos y la transferencia de agua del acuífero Cuaternario hacia los acuíferos inferiores (a través de pozos mal ejecutados). Así pues, el valor de descarga del modelo representa la descarga potencial esperable.

En la Figura 48 se representa la variación mensual (obtenida por agregación de valores diarios) de la recarga en el Campo de Cartagena y el volumen máximo descargado al Mar Menor a través de los sectores definidos al sur y norte de la Rambla del Albujón. La recarga media anual se ha estimado en 73.7 hm^3/año para el periodo Ene/2001 - Dic/2016, si bien se han detectado eventos de recarga mensual superiores a 125 hm^3 (Figura 48).

El valor de descarga potencial (DES_{pot} en Ec.4) se ha estimado en 70,9 hm^3/año (Tabla 10, Figura 50). Estos valores oscilan según el régimen de precipitaciones considerado entre 63.6 hm^3/año en el periodo más seco de la serie y los 83.1 hm^3/año del más húmedo (Tabla 10). La descarga potencial en un año húmedo es en torno a 20 hm^3 superior al valor correspondiente en un año seco.

El 80% de la descarga se concentra en los sectores S1-S2, N1-N2 y N6-N7 (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

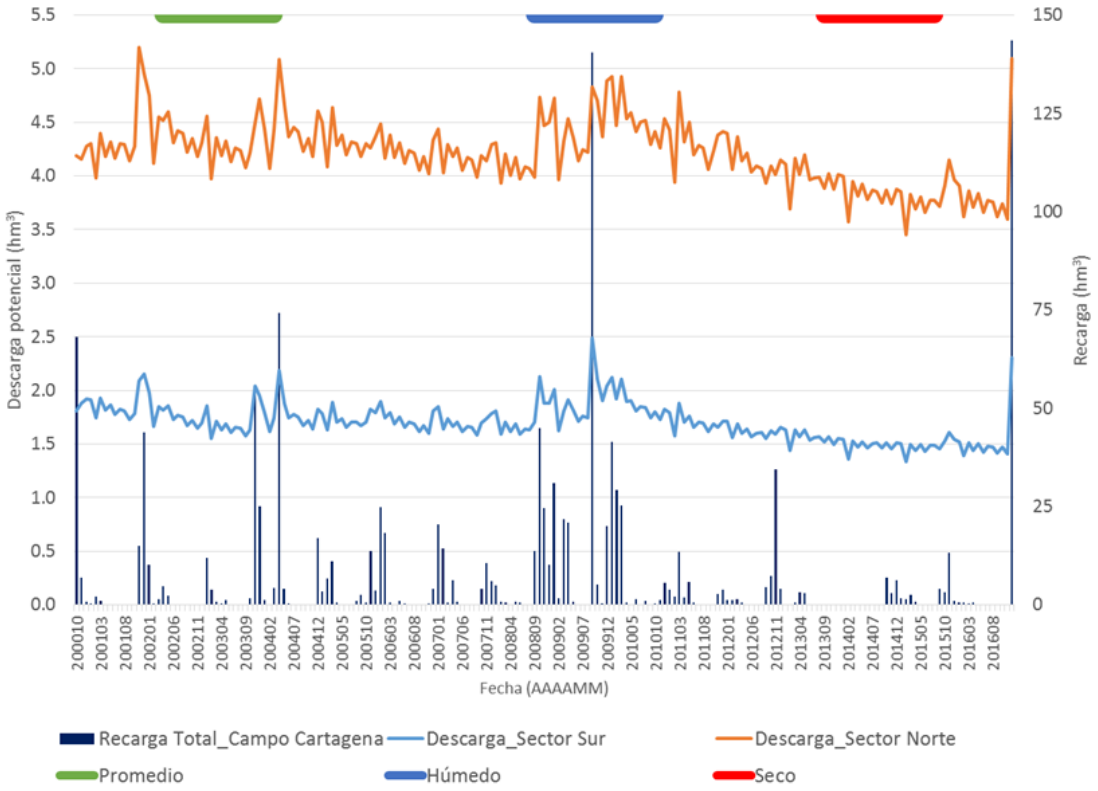


Figura 48. Variación mensual de los valores de recarga en el Campo de Cartagena y de descarga potencial subterránea al Mar Menor en las secciones Sur y Norte en el periodo de estudio (octubre/2000 – diciembre/2016).

Tabla 10. Promedios anuales de recarga total (PER, hm^3/año) en el acuífero Cuaternario, y descarga potencial (DES_{pot}, hm^3/año) por frente de descarga para diferentes periodos de simulación.

Volumen (hm^3/año)	Promedio (Ene/2001-Dic/2016)	Promedio (Abr/2002 - Mar/2004)	Húmedo (Sep/2008 - Ago/2010)	Seco (Sep/2003 - Ago/2005)
PER	73.7	56.7	201.4	11.7
DES_{pot}_S1	13.3	13.5	15.4	12.2
DES_{pot}_S2	3.9	3.9	4.8	3.4
DES_{pot}_S3	1.6	1.6	2.1	1.2
DES_{pot}_S4	1.2	1.2	1.6	0.8
DES_{pot}_S5	0.4	0.4	0.6	0.2
DES_{pot}_S6	0.0	0.0	0.1	0.0
DES_{pot}_S7	0.1	0.1	0.2	0.0
DES_{pot}_S8	0.0	0.0	0.0	0.0
DES_{pot}_N1	19.7	19.8	22.5	18.6
DES_{pot}_N2	9.2	9.3	10.5	8.6
DES_{pot}_N3	2.7	2.7	3.2	2.3
DES_{pot}_N4	1.8	1.8	2.2	1.5
DES_{pot}_N5	2.6	2.6	3.2	2.2
DES_{pot}_N6	7.7	8.2	8.9	6.6
DES_{pot}_N7	6.9	7.5	7.8	6.0
Total DES_{pot} Sector Sur	20.4	20.7	24.8	17.8
Total DES_{pot} Sector Norte	50.5	51.9	58.3	45.8
Total DES_{pot} Arco Sur (S2-S8)	7.1	7.2	9.3	5.6
Total DES_{pot}	70.9	72.6	83.1	63.6

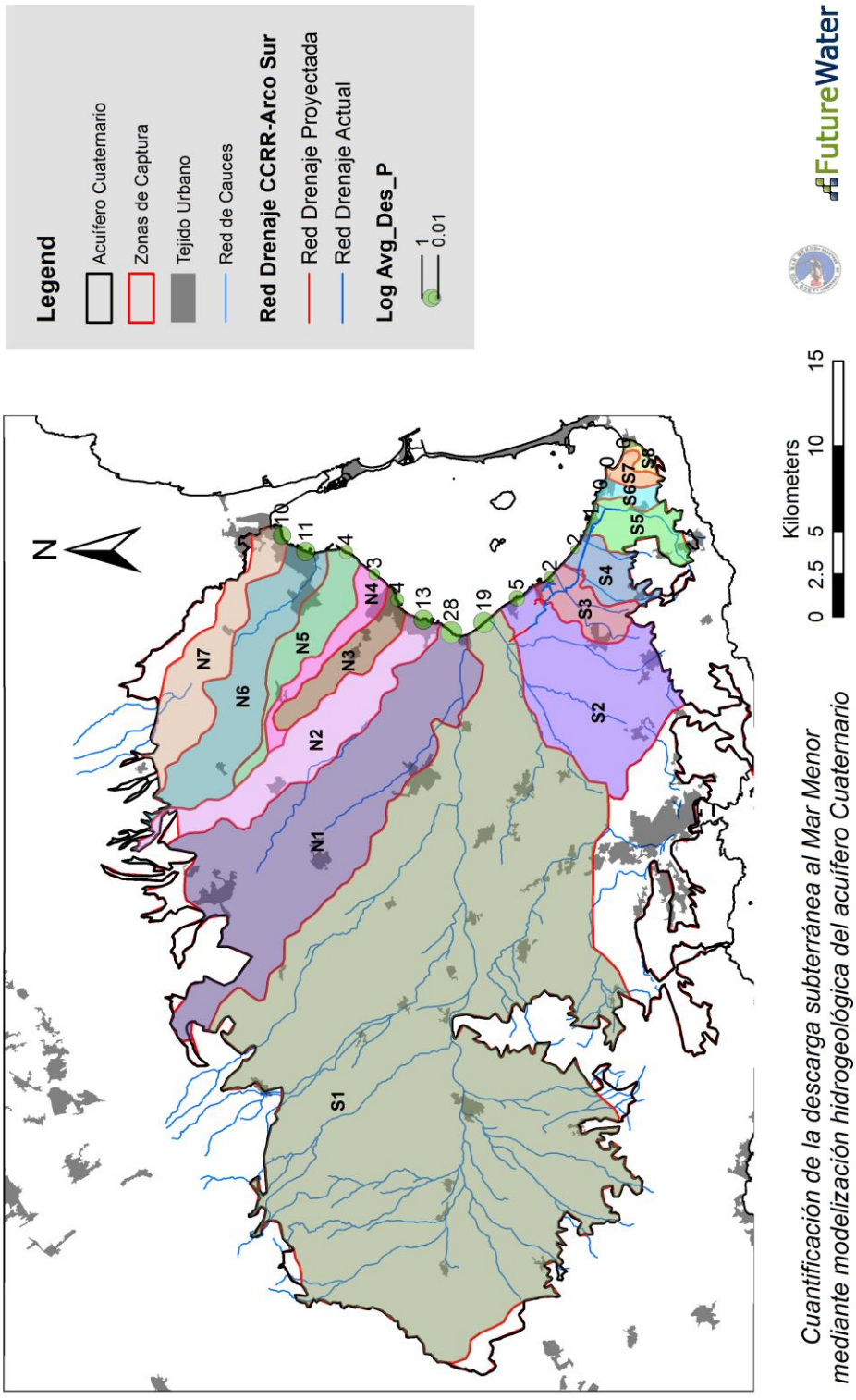


Figura 49. Porcentaje de descarga subterránea por sector en un periodo característico de precipitación promedio.

En la Figura 50 se representa el diagrama de balance del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena para el periodo de simulación Ene/2001 – Dic/2016. Los volúmenes de descarga al Mar Menor, y los correspondientes a extracción a través de sistemas de drenaje, o las pérdidas debido a bombeo o hacia acuíferos inferiores se han estimado según la ecuación Ec. (4) (sección 3.3.4.3). Las salidas de agua del acuífero por bombeos y transferencia hacia acuíferos inferiores (V_b+T) se ha estimado a partir de la recarga entrante al acuífero (PER) asumiendo un factor de goteo de 0.3-0.4 (Jiménez-Martínez et al., 2016, 2011).

En base a lo anterior, la descarga subterránea al Mar Menor oscila, en términos promedio, entre 38 y 46 hm3/año. La distribución espacial de esta descarga seguiría un patrón similar al definido en la Figura 49, siendo los sectores S1-S2, N1-N2 y N6-N7 los que más contribuirían a la descarga al Mar Menor (80% en términos relativos).

Teniendo en cuenta una variación de +/- 10 hm^3/año entre año húmedo y seco, se puede concluir que la descarga real al Mar Menor oscilaría entre 28 y 48 hm^3/año asumiendo la misma intensidad de bombeo del acuífero Cuaternario y de explotación de volúmenes de drenaje.

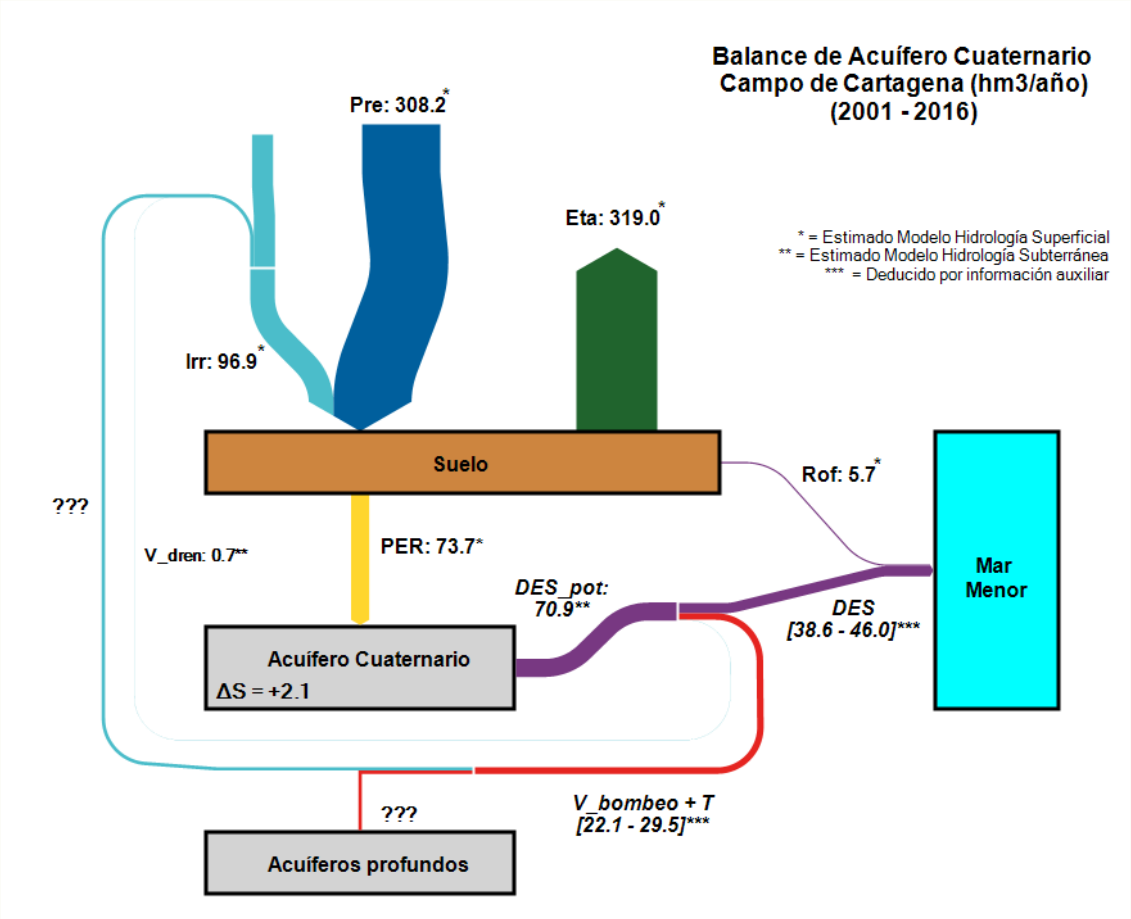


Figura 50. Balance del Acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena. Volúmenes totales promedio para el periodo entre Ene-2001 y Dic-2016.

En el ámbito de la CCRR-Arco Sur, la descarga potencial promedio se ha estimado en 7.1 hm^3/año. Este valor incluye la descarga del sector S2 que no está completamente captado por

el actual sistema de drenaje de la CCRR Arco-Sur, aunque existe una propuesta para su extensión. La contribución relativa a la descarga en esta zona sería incluso menor si tomamos en consideración el actual régimen de explotación de los drenes de la CCRR-Arco Sur (aprox. 0.7 hm^3/año en valor promedio). Además, tomando en consideración que los sectores S2 y S3 están compartidos con zonas regables no gestionadas por la CCRR Arco Sur, se estima que la contribución relativa de la zona regable Arco Sur se reduciría a una cifra próxima al 5%.

4.3.3 Análisis del estado actual de la cuña de intrusión marina

La Figura 51 muestra la máxima penetración de la cuña de intrusión salina (en el fondo del acuífero) bajo condiciones de año seco y año húmedo. Se ha omitido en la figura la penetración bajo condiciones de año promedio por su similitud con la simulada bajo condiciones húmedas. Durante el periodo húmedo, la penetración es algo menor (sólo una decena de metros) debido al exceso de agua dulce que “empuja” la masa de agua salada hacia la laguna. Sin embargo, en la zona de drenes (Figura 52), las diferencias son algo mayores. Esto es lógico porque el impacto, en términos de descenso del nivel piezométrico, causado por los drenes bajo condiciones de año seco es mucho mayor que el causado bajo condiciones de año húmedo.

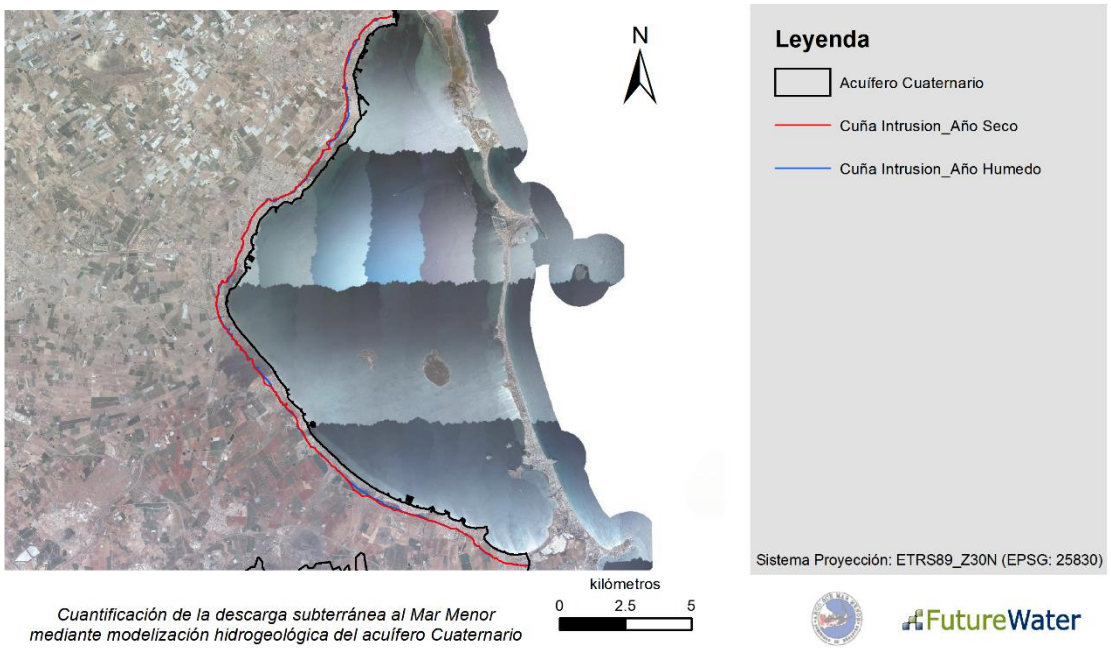


Figura 51. Penetración máxima de la cuña de intrusión bajo condiciones de año seco (línea roja, representación en fecha 15/09/2015) y húmedo (línea azul, representación en fecha 15/09/2010).

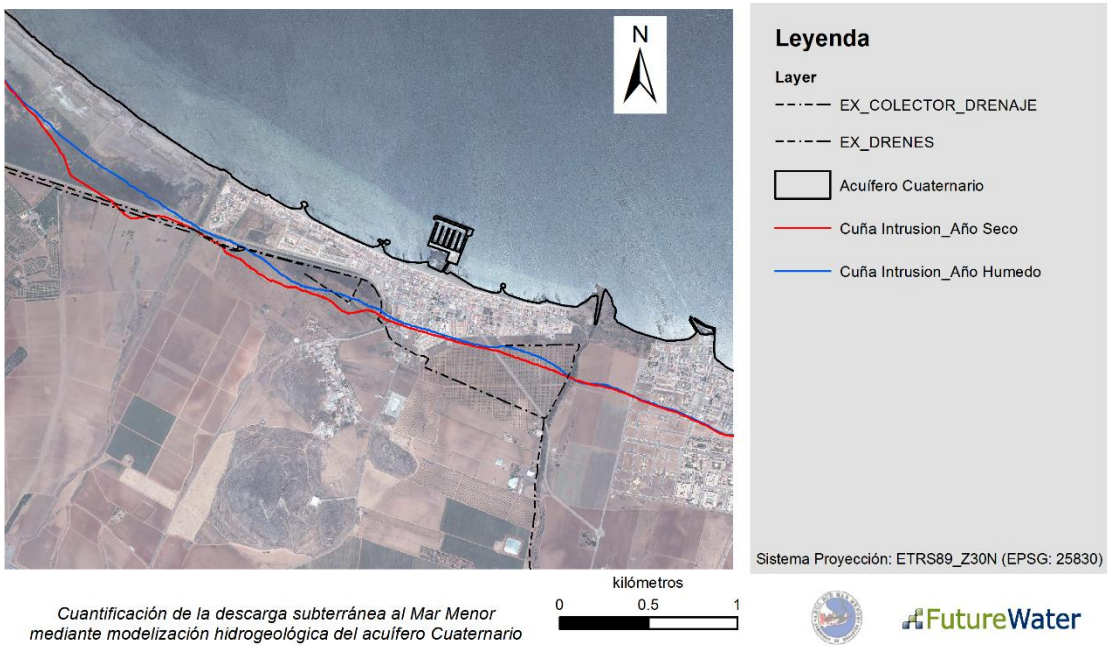


Figura 52. Penetración máxima de la cuña de intrusión bajo condiciones de año seco (línea roja, representación en fecha 15/09/2015) y húmedo (línea azul, representación en fecha 15/09/2010). Zoom en la zona de drenes (líneas verdes) de CCRRAS.

En promedio, la cuña de intrusión marina penetra unos 330 m tierra adentro. Estos valores son coherentes con los calculados mediante soluciones analíticas como las de Ghyben-Herzberg o Hubbert (Fetter, 1994).

5 Conclusiones

5.1 Principales resultados

Este trabajo cuantifica y regionaliza el volumen de la descarga de agua subterránea procedente del acuífero superficial Cuaternario, a lo largo de todo el contorno del Mar Menor y con especial énfasis en el ámbito de actuación de la CCRR Arco Sur. Para su ejecución se realizó un proceso de recopilación de datos e información sin precedentes y de modelación hidrológica e hidrogeológica, que ha resultado en mapas de detalle sobre los procesos de balance de agua en el acuífero y de descarga subterránea a la laguna del Mar Menor a lo largo de un periodo de simulación representativo de más de 15 años.

Se resumen aquí los principales resultados y conclusiones:

1. Gracias al uso de imágenes satelitales y modelización diaria se ha podido captar la variabilidad de los volúmenes de agua utilizados para riego, pérdidas por evapotranspiración y percolación o recarga.
2. Los modelos utilizados fueron calibrados y validados para un periodo largo representativo que incluye diferentes condiciones climáticas. La plausibilidad de los parámetros estimados y la bondad de ajuste del modelo lo convierten en una herramienta óptima para la simulación de escenarios futuros.
3. Se ha cuantificado la recarga anual del acuífero superficial Cuaternario entre 12 y 200 hm^3/año en el periodo más seco y húmedo de la serie, respectivamente. El valor de recarga promedio es de 74 hm^3/año.
4. La descarga potencial al Mar Menor, sin contar las extracciones por bombeo en pozos y drenes, y transferencias de agua hacia acuíferos inferiores, oscila entre 63 y 83 hm^3/año, siendo el valor medio 71 hm^3/año.
5. La descarga real promedio al Mar Menor durante el periodo de simulación se ha estimado entre 38 hm^3/año y 46 hm^3/año. Estos valores oscilan entre ±10 hm^3/año, según se consideren años húmedos o secos.
6. La mayor parte de la descarga se concentra en los sectores próximos a la Rambla del Albujón y al norte del Campo de Cartagena. La descarga en el ámbito de actuación de CCRR-Arco Sur se estima en aproximadamente un 5% del volumen total descargado.
7. Debido a alta capacidad reguladora del acuífero, no existe una relación sencilla entre los valores de precipitación-recarga y descarga al Mar Menor: tras picos intensos de lluvia se generan picos casi instantáneos de recarga, si bien los niveles piezométricos, y por tanto la descarga resultante, tardan mucho en reaccionar a dichos eventos debido a la alta capacidad disipativa del acuífero.

Por último, se resalta la importancia que el acuífero Cuaternario tiene a la hora de amortiguar la extremada variabilidad climática en superficie y eventos de recarga, así como su capacidad para regular la disponibilidad del recurso hídrico. Resulta por tanto clave incluir la dinámica de la recarga y descarga del acuífero y su comportamiento en los planes de gestión integral del Campo de Cartagena y en las estrategias para la mitigación de la contaminación del Mar Menor.

5.2 Recomendaciones

El presente estudio se limita a cuantificar los patrones de comportamiento actuales de la cuenca del Campo de Cartagena. El modelo validado se puede utilizar para dos propósitos bien diferenciados:

1. Implementación de un Sistema de Monitoreo y Vigilancia del Acuífero Cuaternario y su impacto en el Mar Menor:
    a. el sistema se alimentaría en tiempo (cuasi-) real de datos meteorológicos y datos de explotación de drenes y bombeos para calcular en tiempo real la dinámica del acuífero y la descarga al Mar Menor,
    b. el sistema permitiría cuantificar los volúmenes extraíbles de la red de drenes en cada momento,
    c. el sistema podría implementarse a nivel del ámbito de actuación de CCRR Arco Sur o a nivel de toda la cuenca. Se podría plantear una primera implementación piloto del sistema para una zona de interés especial,
    d. el sistema se presentaría al usuario (ej. CCRR Arco Sur) por medio de una aplicación online accesible mediante autenticación.

2. Evaluación estratégica de escenarios de cambio climático y regímenes de explotación.
    a. análisis de escenarios de explotación e impactos relativos a una futura ampliación de la red de drenaje actual,
    b. análisis de impactos de nuevas captaciones o de intensificación del régimen de extracciones actual,
    c. análisis de impactos derivados de cambio climático o por cambios de usos del suelo,
    d. análisis de escenarios por reducción de aportaciones procedentes del trasvase,
    e. análisis detallado de la interacción entre el acuífero y el estado ecológico de los humedales costeros,
    f. análisis de calidad del agua subterránea en zonas vulnerables a la contaminación (por ejemplo, la Rambla del Albujón)



6 Referencias

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Rome.

Aragón, R., Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hornero, J., 2009. Hidrogeología y recursos hídricos subterráneos en el área Campo de Cartagena - Mar Menor, in: El Mar Menor. Estado Actual Del Conocimiento Científico. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia, pp. 84–108.

Carlson, T.N., Riziley, D.A., 1997. On the relation between NDVI , Fractional Vegetation Cover, and Leaf Area Index. Remote Sens. Environ. 62, 241–252. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00104-1

CARM, 2017. Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor. Murcia.

CCRR Arco Sur, 2006. Estudio geotécnico. Concesión de agua y diferenciación de acuífero (Los Nietos, Cartagena). Cartagena.

CCRR Arco Sur, 2007. Estudio de los efluentes de aguas salobres en el acuífero costero del Mar Menor. Cartagena.

Contreras, S., Hunink, J.E., Baille, A., 2014. Building a Watershed Information System for the Campo de Cartagena basin (Spain) integrating hydrological modeling and remote sensing.

Contreras, S., Jobbágy, E.G., Villagra, P.E., Nosetto, M.D., Puigdefábregas, J., 2011. Remote sensing estimates of supplementary water consumption by arid ecosystems of central Argentina. J. Hydrol. 397, 10–22. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.11.014

García-Aróstegui, J.L., Marín Arnaldos, F., Martínez Vicente, D., 2017. Informe integral sobre el estado ecológico del Mar Menor, 1. Hidrogeología. Murcia.

Glenn, E.P., Nagler, P.L., Huete, A.R., 2010. Vegetation Index Methods for Estimating Evapotranspiration by Remote Sensing. Surv. Geophys. 31, 531–555. doi:10.1007/s10712-010-9102-2

Glenn, E.P., Neale, C.M.U., Hunsaker, D.J., Nagler, P.L., 2011. Vegetation index-based crop coefficients to estimate evapotranspiration by remote sensing in agricultural and natural ecosystems. Hydrol. Process. 25, 4050–4062. doi:10.1002/hyp.8392

Groeneveld, D.P., Baugh, W.M., Sanderson, J.S., Cooper, D.J., 2007. Annual groundwater evapotranspiration mapped from single satellite scenes. J. Hydrol. 344, 146–156. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.07.002

ITGE, 1991. Estudio hidrogeológico del Campo de Cartagena (2ª fase).

ITGE, 1993. Las aguas subterráneas del Campo de Cartagena (Murcia). Madrid.

Jiménez-Martínez, J., Aravena, R., Candela, L., 2011. The role of leaky boreholes in the contamination of a regional confined aquifer. A case study: The Campo de Cartagena region, Spain. Water, Air, Soil Pollut. 215, 311–327. doi:10.1007/s11270-010-0480-3

Jiménez-Martínez, J., García-Aróstegui, J.L., Hunink, J.E., Contreras, S., Baudron, P., Candela, L., 2016. The role of groundwater in highly human-modified hydrosystems: a review of impacts and mitigation options in the Campo de Cartagena-Mar Menor coastal plain (SE Spain). Environ. Rev. 24, 377–392. doi:10.1139/er-2015-0089

Kamble, B., Irmak, A., Hubbard, K., 2013. Estimating Crop Coefficients Using Remote Sensing-Based Vegetation Index. Remote Sens. 5, 1588–1602. doi:10.3390/rs5041588

Mutiibwa, D., Irmak, S., 2013. AVHRR-NDVI-based crop coefficients for analyzing long-term trends in evapotranspiration in relation to changing climate in the U.S. High Plains. Water Resour. Res. 49, 231–244. doi:10.1029/2012WR012591

Naoum, S., Tsanis, I.K., 2003. Temporal and spatial variation of annual rainfall on the island of Crete, Greece. Hydrol. Process. 17, 1899–1922. doi:10.1002/hyp.1217

Pérez-Cutillas, P., 2013. Modelización de propiedades físicas del suelo a escala regional. Casos de estudio en el Sureste Ibérico. Universidad de Murcia.

Rodríguez Estrella, T., 1995. Funcionamiento hidrogeológico del Campo de Cartagena. Hidrogeología 11, 21–38.

Samper, F.J., 1997. Evaluación de la recarga a partir de modelos numéricos de flujo en acuíferos, in: Custodio, E., Llamas, M.R., Samper, J. (Eds.), La Evaluación de La Recarga a Los Acuíferos En La Planificación Hidrológica. Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE), Madrid, pp. 153–180.

Senent, M., Martínez Vicente, D., Cabezas, F., García-Aróstegui, J.L., Baudrón, P., 2009.

Aproximación mediante modelización matemática a la evaluación de las descargas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Murcia), in: El Mar Menor. Estado Actual Del Conocimiento Científico. Fundación Instituto Euromediterráneo del Agua, Murcia, pp. 109–130.
Singh, R., Irmak, A., 2009. Estimation of Crop Coefficients Using Satellite Remote Sensing. J. Irrig. Drain. Eng. 135, 597–608. doi:10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000052
Terink, W., Lutz, A.F., Simons, G.W.H., Immerzeel, W.W., Droogers, P., 2015. SPHY v2.0: Spatial Processes in HYdrology. Geosci. Model Dev. 8, 2009–2034. doi:10.5194/gmd-8-2009-2015
TRAGSATEC, 2008. Estudio hidrogeológico previo para el apoyo al estudio de viabilidad para la ejecución de zanjas drenantes en el Mar Menor. Cartagena.
TRAGSATEC, 2013. Informe hidrogeológico de la red de drenaje de aguas salobres del Campo de Cartagena. Cartagena.
Villalobos, F.J., Orgaz, F., Fereres, E., 2006. Estudio sobre las necesidades de agua de riego de los cultivos en la zona del trasvase Tajo-Segura. Murcia.
Wösten, J.H.M., Pachepsky, Y.., Rawls, W.J., 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. J. Hydrol. 251, 123–150. doi:10.1016/S0022-1694(01)00464-4
Yeh W.W.G. (1986). Review of parameter estimation procedures in groundwater hydrology: The inverse problem. Water Resour Res 22: 95-108.

7 Anejo I. Base de datos espacial

7.1 Características principales y versiones

Para la ejecución de este estudio se han recopilado y/o generado decenas de datos espaciales en formato raster o vectorial que se han integrado en una *geodatabase* o base de datos espacial. Toda las capas disponibles y generadas durante el transcurso del proyecto se han georreferenciado bajo un sistema de proyección único ETRS89 – UTM Zona 30 (EPSG: 25830) (http://spatialreference.org/ref/epsg/etrs89-utm-zone-30n/).

La base de datos espacial es una estructura de archivos o "entidades" en formato raster (archivos con extensión *.tif*) o vectorial (extensión *.shp*) que está en continua evolución en respuesta a las necesidades de información espacial o a la generación de nuevos resultados. La base de datos geoespacial se gestiona utilizando la plataforma de acceso libre y código abierto QGIS (http://www.qgis.org/es/site/). Una primera versión de la base de datos geoespacial fue entregada al cliente a finales de junio. Una versión definitiva incluyendo los resultados del proyecto se entrega como parte integrante de la Memoria final (Tabla 11).

Tabla 11. Versiones de la geodatabase y plazos de entrega.

Versión	Entrega
V0.1	Junio 2017
V1.0	Octubre 2017

7.2 Estructura interna

Las entidades que integran la base de datos geoespacial se han agrupado según grupos y subgrupos dependiendo del carácter y naturaleza de la información espacial que contienen (Figura 53). La geodatabase se acompaña de una tabla de información en formato Excel donde se listan y describen todas las entidades (Figura 54). En la Figura 55 se muestra un ejemplo del visor QGIS.

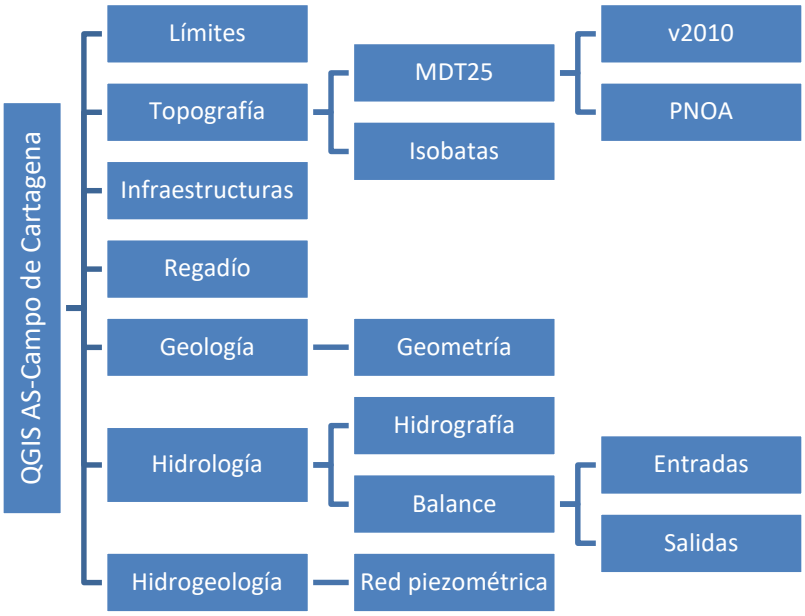


Figura 53. Estructura de la geodatabase (organización de entidades espaciales por grupos).

	A	B	C	D	E
1	Tipo	Grupo/Subgrupo	Entidad QGIS	Descripción	Ubicación
2	Geodatabase	Límites	Limite_Cuenca_Hidrologica	Límites cuenca hidrológica Campo Cartagena	\GIS\Limites\ctg_hidrol_area.shp
3	Geodatabase	Límites	Limite_Modelo_Hidrologico	Ámbito de simulación modelo hidrológico	\GIS\Limites\pcr_base.shp
4	Geodatabase	Límites	Limite_Modelo_Hidrogeologico	Ámbito de simulación modelo hidrogeológico	\GIS\Limites\Limite_Modelo_Hidrogeologico_ETRS89.shp
5	Geodatabase	Límites	Limite_Terrestre	Ámbito de la superficie terrestre	\GIS\Limites\Limite_terrestre.shp
6	Geodatabase	Límites	Limite_Uni_Adm	Limite Unidades Administrativas	\GIS\Limites\Limite_Uni_Adm_ETRS89.shp
7	Geodatabase	Topografía	ISOBATAS500	Isobatas (isolíneas de profundidad del lecho) cada	\GIS\Topografia\ISOBATAS500_ETRS89.shp
8	Geodatabase	Topografía\MDT25_PNOA	MDT25_PNOA	Modelo Digital de Elevaciones (topografía superfi	\GIS\Topografía\MDT25_PNOA\MDT25_PNOA_ETRS89.tif
9	Geodatabase	Topografía\MDT25_PNOA	RELIEVE25_PNOA	Relieve	\GIS\Topografía\MDT25_PNOA\RELIEVE25_PNOA_ETRS89.tif
10	Geodatabase	Topografía\MDT25_PNOA	ISOHIPSAS25_PNOA_50m	Isohipsas (isolíneas de altitud) cada 50 m	\GIS\Topografía\MDT25_PNOA\ISOHIPSAS25_PNOA_50m_ETRS89.shp
11	Geodatabase	Topografía\MDT25_2010	MDT25_2010	Modelo Digital de Elevaciones (topografía superfi	\GIS\Topografía\MDT25_2010\MDT25_2010_ETRS89.tif
12	Geodatabase	Regadío	CHS_UDAs	Unidades de Demanda Agraria del Plan Hidrológic	\GIS\Regadio\CHS_UDAS_ETRS89.shp
13	Geodatabase	Regadío	CCRRCC_Sectores Riego	Sectores de Riego de la CCRR Campo de Cartagen	\GIS\Regadio\CCRRCC_Sectores_ETRS89.shp
14	Geodatabase	Regadío	CCRRAS_Parcelario	Parcelario de la CCRR de Arco Sur	\GIS\Regadio\CCRRAS_Parcelario_ETRS89.shp
15	Geodatabase	Infraestructuras	Canal_ATS	Canal del Trasvase Tajo-Segura	\GIS\Infraestructuras\CHS_Canal_ATS_ETRS89.shp
16	Geodatabase	Infraestructuras	Canal_MCT	Canal de la Mancomunidad de los Canales del Tail	\GIS\Infraestructuras\CHS_Canal_Taibilla_ETRS89.shp
17	Geodatabase	Infraestructuras	CCRRAS_Red_Drenaje	Principales elementos red de drenaje de la CCRR (	\GIS\Infraestructuras\CCRRAS_Redrenaje_ETRS89.shp
18	Geodatabase	Geología	Litologia_IGME_1:200000	Mapa litológico Escala 1:200000	\GIS\Geologia\MapaGeol_1_200000_ED50N_30N_23030.0.tif
19	Geodatabase	Geología	Contorno Cuaternario	Limite de acuífero cuaternario	\GIS\Geologia\CC_Cuaternario_ETRS89.shp
20	Geodatabase	Imágenes	Ortofoto_2013_RM (WMS)	Ortofoto para la Región de Murcia (fecha: 2013, s	http://iderm.imida.es/arcgis/services/Raster/Orto_2013_UTM_ETRS89/
21	Geodatabase	Hidrogeología	CHS Red Piezométrica	Red de control piezométrico de la Cuenca del Seg	\GIS\Hidrogeologia\CHS_Red_Piezo_ETRS89.shp
22	Geodatabase	Hidrogeología	TRAGSA2013	Pozos en tables informe TRAGSATEC 2013	\GIS\Hidrogeologia\TRAGSA2013_ETRS89.shp
23	Geodatabase	Hidrogeología	CCRRAS Carmoli Pozos	Pozos piezometría Carmoli	\GIS\Hidrogeologia\CCRRAS_Carmoli_Pozos_ETRS89.shp
24	Geodatabase	Hidrogeología	IGME y Joaquín Jiménez	Parte de los pozos facilitados por José Luis Aroste	\GIS\Hidrogeologia\Pozos_JLA_OrigED50_Proy_ETRS89.shp
25	Geodatabase	Hidrogeología	IEA y Carmoli	Pozos facilitados por José Luis Arostegui en proye	\GIS\Hidrogeologia\Pozos_JLA_OrigETRS89.shp
26	Geodatabase	Hidrología\Meteo	Red_Meteo	Estaciones Meteorologicas del Campo de Cartage	\GIS\Hidrologia\Meteo\Red_Meteo_CC_ETRS89.shp
27	Geodatabase	Hidrología\Meteo	preYYYYMM	Mapas mensuales precipitación (oct-2000 - dic-2(	\GIS\Hidrologia\Meteo\preYYYYMM.tif
28	Geodatabase	Hidrología\Meteo	petYYYYMM	Mapas mensuales evapotranspiración potencial ((	\GIS\Hidrologia\Meteo\petYYYYMM.tif
29	Geodatabase	Hidrología\NDVI	ndvYYYYMM	Mapas mensuales de verdor máximo de la superfi	\GIS\Hidrologia\NDVI\ndvYYYYMM.tif
30	Geodatabase	Hidrología\Suelos	soil_ksat	Soil saturated hydraulic conductivity (250m)	\GIS\Hidrología\Suelos\soil_ksat.tif
31	Geodatabase	Hidrología\Suelos	soil_sat	Saturación (250m)	\GIS\Hidrología\Suelos\soil_sat.tif
32	Geodatabase	Hidrología\Suelos	soil_fc	Capacidad de campo (250m)	\GIS\Hidrología\Suelos\soil_fc.tif
33	Geodatabase	Hidrología\Suelos	soil_wp	Punto marchitez (250m)	\GIS\Hidrologia\Suelos\soil_wp.tif
34	Geodatabase	Hidrología\Hidrografía	Ramblas	Red ramblas	\GIS\Hidrologia\Hidrografía\Ramblas_ETRS89.shp

Figura 54. Tabla de información asociada a la *geodatabase*.

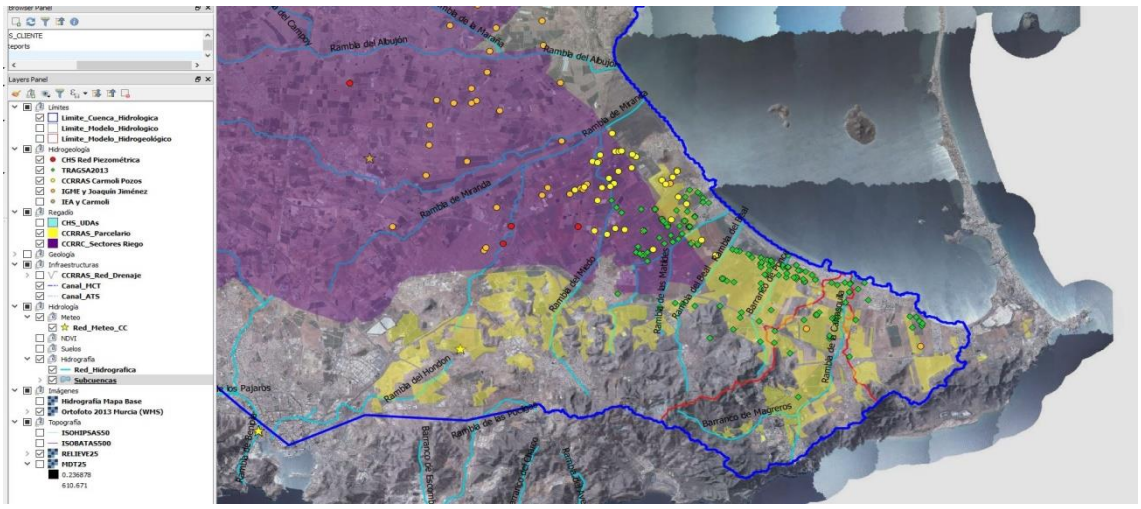
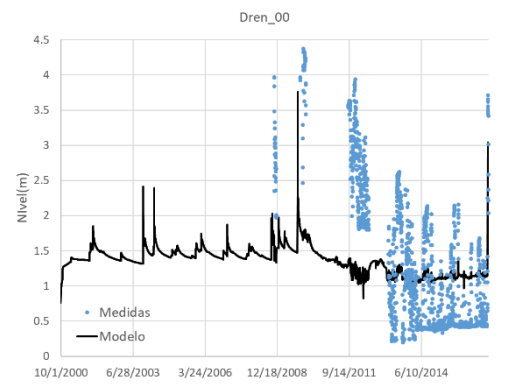
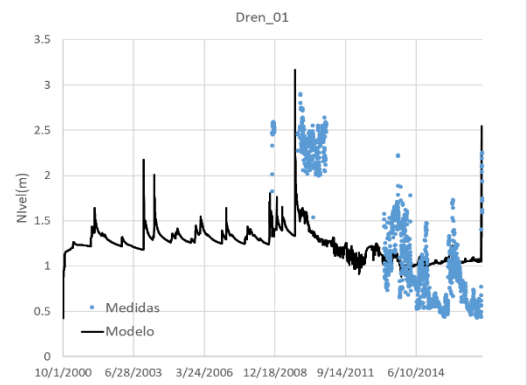


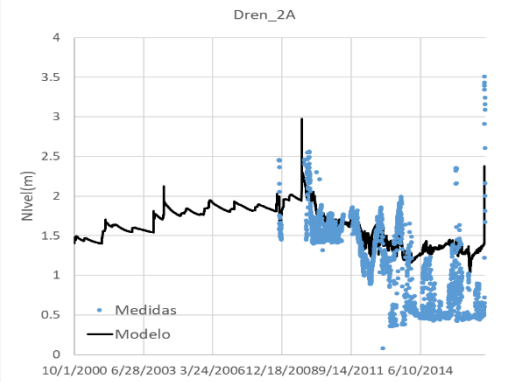
Figura 55. Visor QGIS con la geodatabase Arco Sur-Campo de Cartagena.

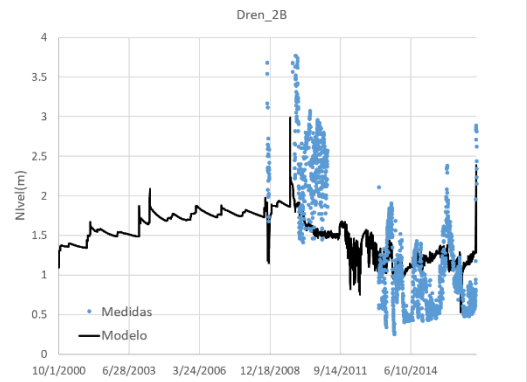
8 Anejo II. Niveles piezométricos calculados y medidos

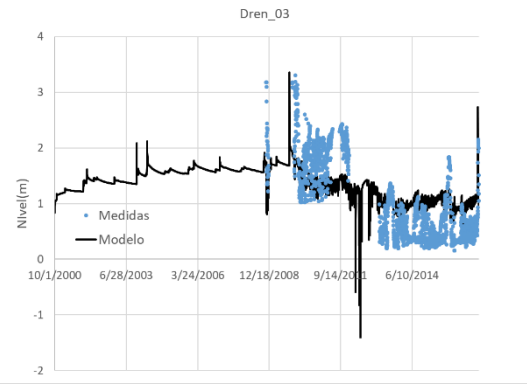
Las gráficas siguientes presentan la comparación entre niveles calculados (línea negra) y medidos (círculos azules) en los pozos con serie larga de medidas utilizados para la calibración del modelo hidrogeológico. De las medidas presentadas en adelante, se han descartado para la calibración aquellas medidas en las que se detecta el impacto de un bombeo cercano, dado que las únicas extracciones consideradas en el modelo son las de los drenes en el ámbito de actuación de CCRR Arco Sur.

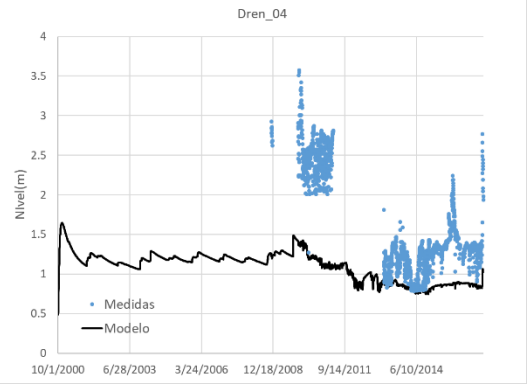


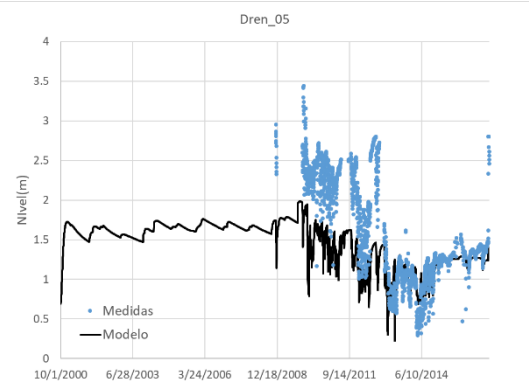


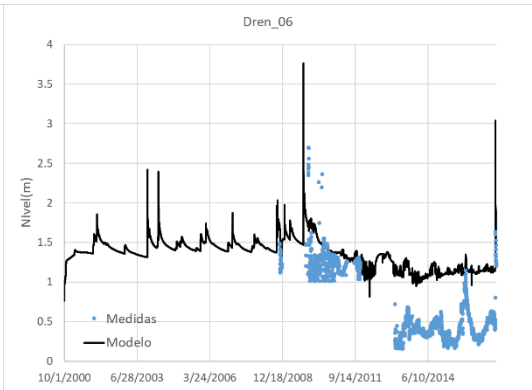


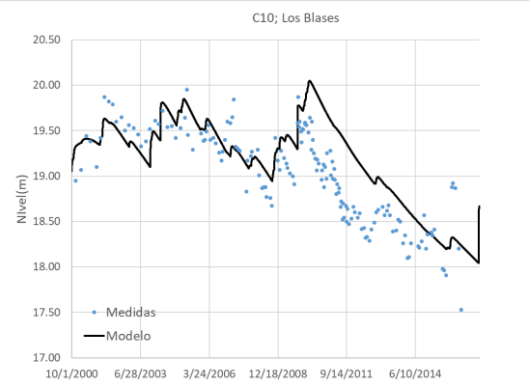


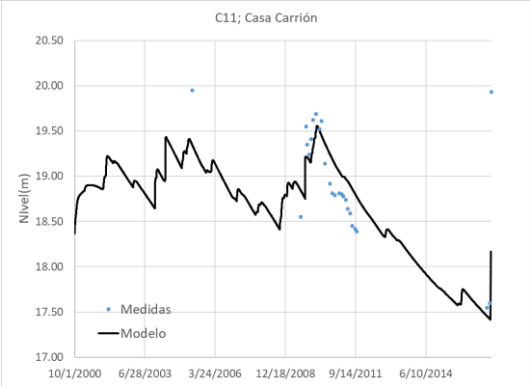


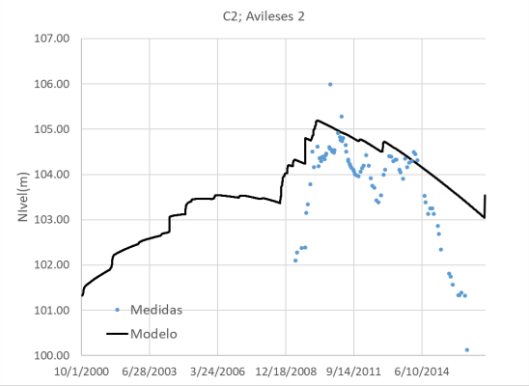


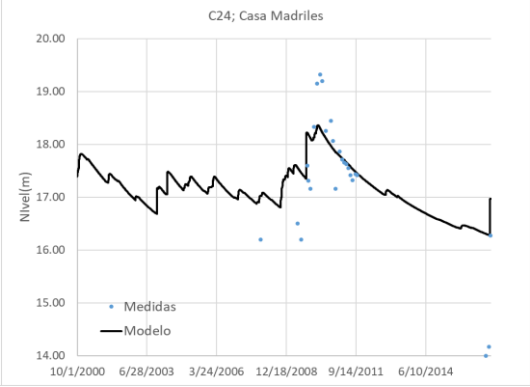

Dren_05
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

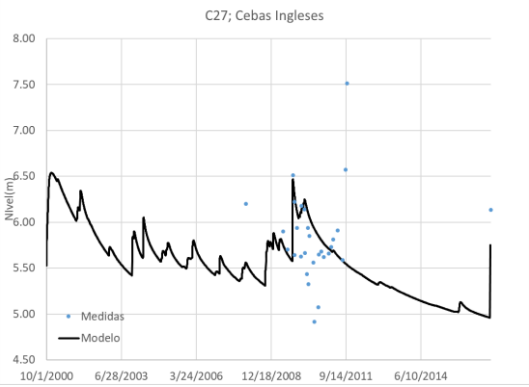

Dren_06
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014


C10; Los Blases
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

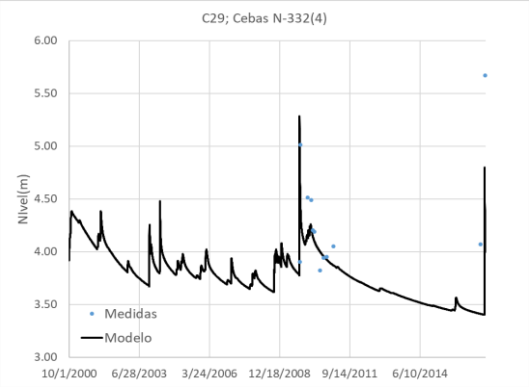

C11; Casa Carrión
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

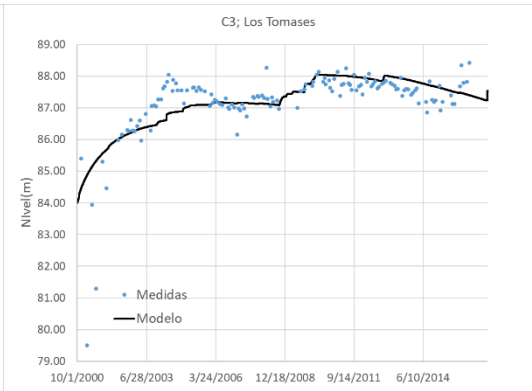

C2; Avileses 2
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

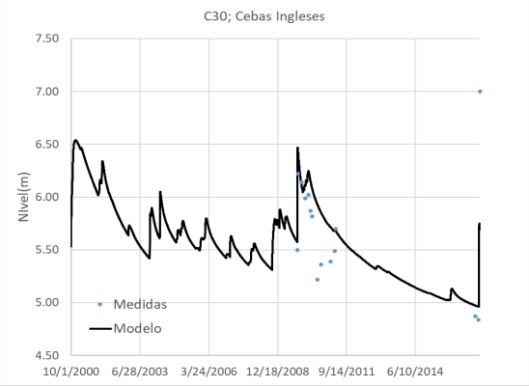

C24; Casa Madriles
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

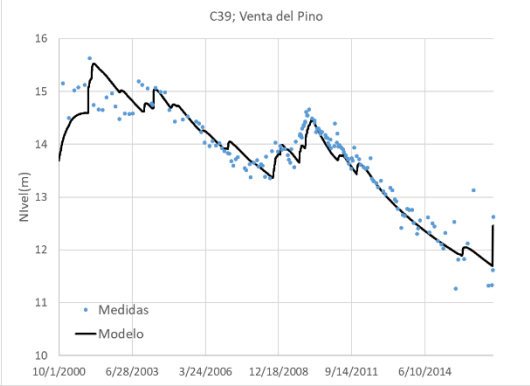

C27; Cebas Ingleses
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

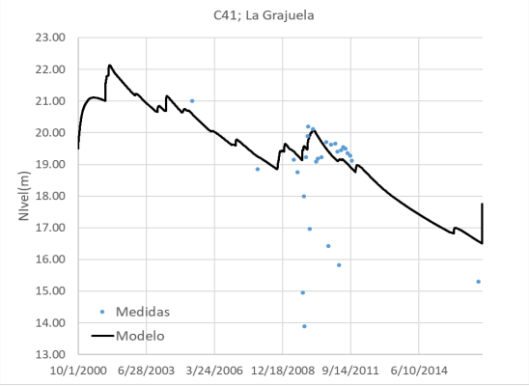

C28; Cebas Golf 2
Nivel(m)
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

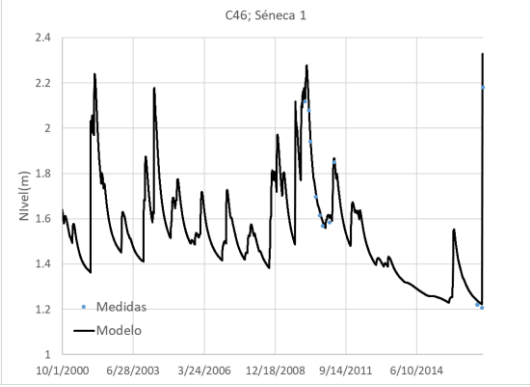

C29; Cebas N-332(4)
Nivel(m)
6.00
5.50
5.00
4.50
4.00
3.50
3.00
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

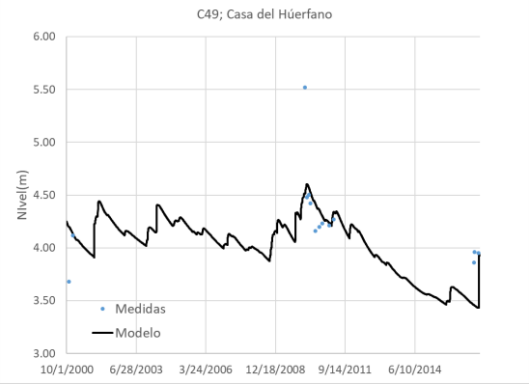

C3; Los Tomases
Nivel(m)
89.00
88.00
87.00
86.00
85.00
84.00
83.00
82.00
81.00
80.00
79.00
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

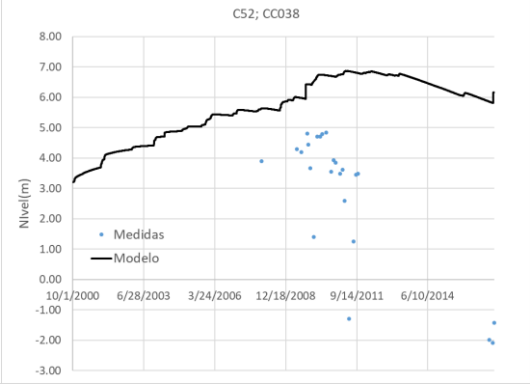

C30; Cebas Ingleses
Nivel(m)
7.50
7.00
6.50
6.00
5.50
5.00
4.50
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014

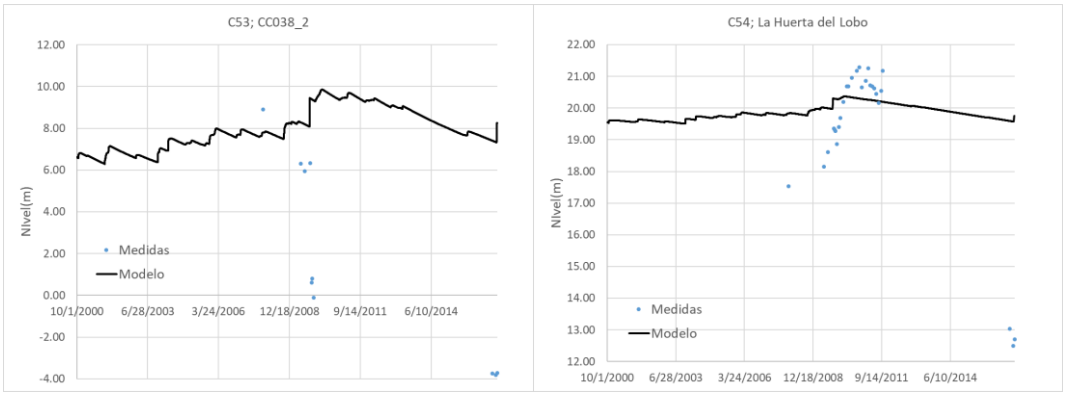

C39; Venta del Pino
Nivel(m)
16
15
14
13
12
11
10
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014


C41; La Grajuela
Nivel(m)
23.00
22.00
21.00
20.00
19.00
18.00
17.00
16.00
15.00
14.00
13.00
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014


C46; Séneca 1
Nivel(m)
2.4
2.2
2
1.8
1.6
1.4
1.2
1
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014


C49; Casa del Húerfano
Nivel(m)
6.00
5.50
5.00
4.50
4.00
3.50
3.00
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014


C52; CC038
Nivel(m)
8.00
7.00
6.00
5.00
4.00
3.00
2.00
1.00
0.00
-1.00
-2.00
-3.00
Medidas
Modelo
10/1/2000
6/28/2003
3/24/2006
12/18/2008
9/14/2011
6/10/2014



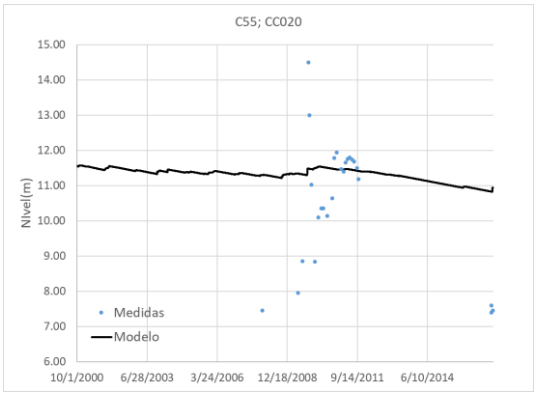


Figura 56. Niveles calculados (línea negra) y medidos (símbolos azules) en los pozos con serie larga de medidas utilizados para la calibración del modelo.

9 Anejo III. Bases matemáticas de la simulación numérica

9.1 Anejo III.1. Modelización hidrológica superficial: conceptualización de procesos y métodos de cálculo

9.1.1 Entradas por precipitación y aportes de riego.

La precipitación (pre) y los aportes de riego (irr) representan las principales entradas de agua al suelo:

$$I = pre + irr \qquad \textbf{Ec. (5)}$$

La precipitación es una variable externa conocida y cuantificada a partir de datos meteorológicos y técnicas de interpolación. En cambio, los aportes por riego son una variable desconocida que se estima indirectamente en SPHY-CC a partir de la simulación del agua en el suelo y la evapotranspiración potencial.

Las pérdidas por: 1) evaporación debido a la intercepción de la lluvia por la vegetación (*int*), 2) escorrentía superficial por saturación (*rof*), 3) evapotranspiración (*eta*), y 4) percolación profunda (*per*) constituyen las principales salidas de agua del sistema:

$$O = in + rof + eta + per \qquad \textbf{Ec. (6)}$$

9.1.2 Pérdidas por intercepción y escorrentía superficial

Antes de que la lluvia alcance el suelo, las pérdidas por intercepción se cuantifican de acuerdo con un coeficiente *α* definido por el usuario y la fracción del suelo cubierto por la vegetación (FVC):

$$int = pre \cdot \alpha \cdot FVC \qquad \textbf{Ec. (7)}$$

FVC simula el área cubierta por la vegetación por unidad de suelo, y se estima a partir del valor observado del índice de verdor de la superficie (NDVI o Indice Verde Normalizado) y los valores representativos de un suelo completamente cubierto por vegetación y un suelo desnudo (Carlson and Riziley, 1997):

$$FVC = \left(\frac{NDVI - NDVI_{\min}}{p \cdot NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \right)^{\gamma} \qquad \textbf{Ec. (8)}$$

El parámetro *γ* controla la forma de la función y comúnmente adopta valores entre 1 y 2. El parametro *p* es un parámetro de tolerancia, con valor entre 0 y 1, que reduce el umbral máximo

de NDVI que se asume para una superficie completamente cubierta por vegetación. Para SPHY-CC se ha asumido valores de 1 para ambos parámetros.

Una vez descontadas las pérdidas por intercepción, el volumen de precipitación restante ingresa en el sistema añadiéndose al agua previamente almacenada en el suelo. Si el volumen total de agua sobrepasa la capacidad de saturación del suelo (Ssat), entonces se genera escorrentía por saturación (rof):

$$rof = \max\left[0,\left(S_{t-1} + pre - int\right) - S_{sat}\right] \qquad \textbf{Ec. (9)}$$

9.1.3 Cálculo de la evapotranspiración y aportes de riego

En SPHY-CC, la demanda de agua de la vegetación puede suplirse por dos vías: a) a través del agua almacenada en el suelo en periodos precedentes, o b) a través de aportes de riego cuando el agua contenida en el suelo no resulta suficiente para cubrir la demanda del cultivo. Según esta aproximación, la evapotranspiración real se calcula como:

$$eta = eta^{sm} + eta^{irr} \qquad \textbf{Ec. (10)}$$

Para el cálculo de la fracción de evapotranspiración satisfecha por el agua almacenada en el suelo o eta^{sm} se utiliza la aproximación IV-CC o Índice de Vegetación-Coeficiente de Cultivo (Contreras et al., 2011; Glenn et al., 2011; Kamble et al., 2013) y un factor de estrés hídrico que regula la pérdida de agua. La aproximación IV-CC combina las medidas satelitales de un Índice de Vegetación (IV) con datos meteorológicos obtenidos en estaciones de observación terrestre para estimar la evapotranspiración potencial o *etp*, esto es la máxima tasa de evapotranspiración esperable bajo condiciones de no estrés hídrico. Los índices satelitales de vegetación se consideran buenos indicadores de la fracción de la vegetación que está fotosintéticamente activa y por tanto de los procesos fisiológicos de la planta (absorción de CO_2, generación de biomasa y evapotranspiración). El uso de los índices de vegetación para la estimación de los coeficientes de cultivo y la evapotranspiración es una práctica ampliamente contrastada (ver revisiones de Groenveld (2007) y Glenn et al. (2010)).

El cálculo de eta^{sm}, se estima según:

$$eta^{sm} = \begin{cases} etr * k_c * \zeta, & S - S_{wp} > etr * k_c * \zeta \\ S - S_{wp}, & S - S_{wp} < etr * k_c * \zeta \end{cases} \qquad \textbf{Ec. (11)}$$

Donde, *etr* es la evapotranspiración de referencia calculada según la ecuación de Penman-Monteith (Allen et al., 1998), k_c es el coeficiente de evapotranspiración de la vegetación/cultivo, ς es un coeficiente de estrés dependiente del contenido de agua del suelo, y $S\text{-}S_{wp}$ es el volumen de agua disponible para evapotranspiración en la zona radicular.

Para el cálculo del coeficiente de evapotranspiración, SPHY usa el índice de vegetación NDVI como subrogado-predictor. La definición de la función NDVI-kc resulta un paso crítico en la implementación de SPHY y el cálculo de las pérdidas por evapotranspiración. En algunos estudios, la adopción de una función lineal “general” se ha demostrado suficiente para la

estimación de la evapotranspiración a escala local o de paisaje (Kamble et al., 2013; Mutiibwa and Irmak, 2013; Singh and Irmak, 2009). Sin embargo, el ajuste puede mejorarse cuando se adoptan funciones específicas según el tipo de vegetación y cultivo, ya que de esta manera se estarían reconociendo las diferencias fenológicas entre diferentes grupos funcionales de vegetación (por ejemplo, sistemas leñosos vs arbustivos vs herbáceos, cítricos vs hortícolas, etc.) [Glenn et al., 2011]. El modelo SPHY permite adoptar ambas aproximaciones: 1) función lineal general o, 2) una función combinada que resulta de la combinación de dos funciones específicas que representan dos tipos de sistema vegetativo.

En el modelo SPHY-Campo de Cartagena se ha optado por una aproximación de función lineal única para la zona no regable – para la cual se asume la dominancia de un sistema herbáceo-arbustivo con elementos arbustivos no superiores a 1 m de altura -, y una aproximación dual que diferencia entre dos funciones tipo: a) la primera, para caracterizar un sistema dominado por cítricos, y b) la segunda, para caracterizar un sistema dominado por hortícolas.
Para el cálculo de K_c, SPHY-CC usa fracción de cobertura vegetal -FVC (Ec. 12) para escalar linealmente entre un valor tipo de un coeficiente de evaporación de un suelo desnudo (FVC=0), y un valor tipo del coeficiente de evapotranspiración de la vegetación/cultivo cuando alcanza su máxima cobertura o verdor (FVC=1):

$$k_c = \min\left[1,\, k_{\mathrm{c,max}},\, k_{\mathrm{c,min}} + \left(k_{\mathrm{c,max}} - k_{\mathrm{c,min}}\right)\cdot FVC\right] \qquad \textbf{Ec. (12)}$$

El coeficiente de estrés impuesto por el contenido de agua disponible en la zona activa del suelo se estima de acuerdo con:

$$\zeta\left[s(t),t\right] = \min\left[1,\, \frac{s - s_{wp}}{s_{fc} - s_{wp}}\right] \qquad \textbf{Ec. (13)}$$

siendo *s* el contenido de humedad del suelo simulado en el tiempo t, y s_{wp} and s_{fc} los valores relativos de humedad del suelo para el punto de marchitez y capacidad de campo, respectivamente.

En SPHY-CC, se asume que el agua de riego solo se aporta en las zonas regables solo y cuando la demanda potencial (*etp=etr*kc*) no es satisfecha al 100% por el agua efectiva contenida en el suelo. Así,

$$eta^{irr} = \begin{cases} etp - eta^{sm}, & en\ \ zonas\ regables \\ 0, & en\ \ zonas\ \ no\ regables \end{cases} \qquad \textbf{Ec. (14)}$$

Una vez calculada la cantidad de agua de riego estimada para suplir la demanda del cultivo a nivel de celda, se calcula el volumen de riego aplicado teniendo en cuenta el coeficiente de pérdidas (o eficiencia de riego) característico a nivel de parcela

$$irr = eta^{irr} / \varepsilon_{irr} = eta^{irr} \Big/ 1 - CP_{irr}/100 \qquad \textbf{Ec. (15)}$$

Donde, ε_{irr} es la eficiencia de riego entre 0 y 1 (0.9 representa una eficiencia de riego del 90%), y CP_{irr} es el coeficiente de pérdidas en % (una eficiencia de 0.9 equivale a un coeficiente de



pérdidas del 10%). Las pérdidas de agua por riego incrementarían el volumen de agua contenida en la zona activa del suelo.

9.1.4 Pérdidas por percolación profunda (recarga en tránsito)

SPHY-CC considera dos mecanismos de generación de percolación (Figura 14); a) un flujo preferencial o "rápido" (per_{pref}) hacia la zona no saturada, y b) un flujo difuso o "lento" (per_{diff}). Para el cálculo del primero se asume una pérdida porcentual de la precipitación una vez descontadas las pérdidas por intercepción (Ec. 17). La componente de flujo preferencial se ha considerado nula en SPHY-CC. La generación de percolación difusa tiene lugar cuando la humedad del suelo supera el valor de capacidad de campo (agua drenable) (Ec. 18).

$$per = per_{pref} + per_{diff} \qquad \textbf{Ec. (16)}$$

$$per_{pref} = (pre - int) \cdot \varepsilon_{inf} \qquad \textbf{Ec. (17)}$$

$$per_{diff} = \min\left[(S - S_{fc}), (S - S_{fc}) \cdot \left(\frac{S - S_{fc}}{S_{sat} - S_{fc}} \right)^{\beta} \right] \qquad \textbf{Ec. (18)}$$

siendo S-Sfc el volumen de agua drenable contenido en el suelo y β un coeficiente calibrado que regula la velocidad con que el agua del suelo se drena en función del agua total drenable disponible en el suelo (β =5 en este estudio). En la Figura 57 se muestra la sensibilidad de la función de generación de percolación difusa a los valores del coeficiente β.

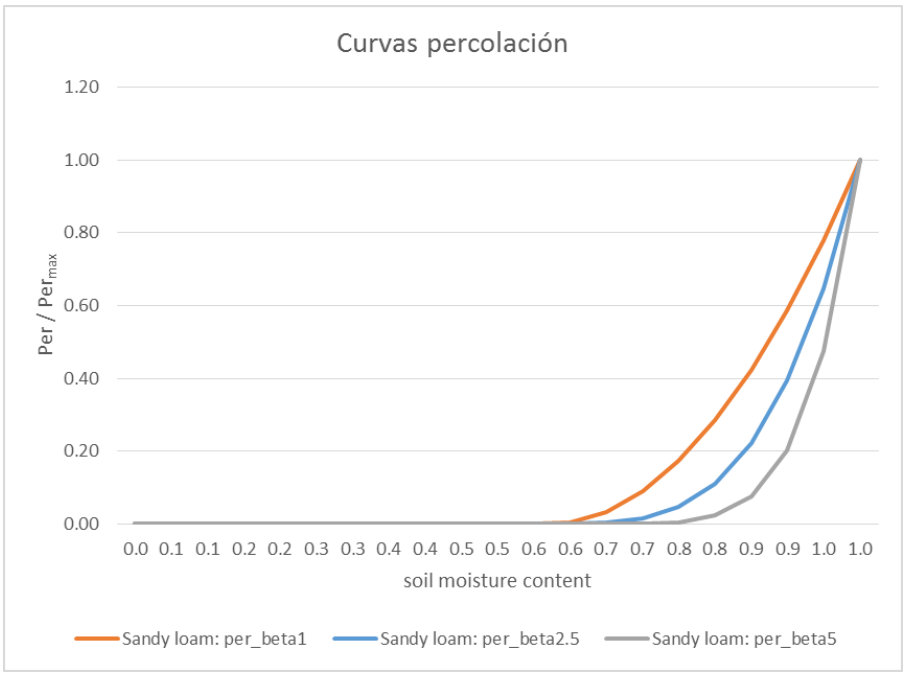


Figura 57. Sensibilidad de la función de generación de percolación difusa (per_{diff}) en función del parámetro β para un suelo franco arenoso.

9.2 Modelización hidrológica subterránea: la ecuación de flujo con densidad variable

Si bien todos los resultados del modelo se presentan en términos de nivel piezométrico equivalente de agua dulce, la variable primaria que resuelve el software SUTRA es presión de agua, p [Pa=kg/(ms^2)]. La relación entre nivel piezométrico y presión se establece a través del trinomio de Bernouilli, el cual, despreciando el término de velocidad del agua subterránea por su pequeña magnitud, establece que:

$$h = z + p / (\rho g) \qquad \text{Ec. (19)}$$

donde h[m] es el nivel piezométrico, ρ [kg/m^3] es la densidad del fluido y g [m/s^2] es la aceleración de la gravedad.

La variable primaria para la resolución de la ecuación de transporte de solutos es la concentración o fracción másica de soluto $C=M_s/M$, expresada como el cociente entre masa de soluto M_s [kg] y masa de agua M [kg]. La densidad y la viscosidad del fluido dependen de la presión y de la concentración de soluto. De hecho, si se define la concentración volumétrica del fluido como c [kg/m^3] = ρC, entonces la densidad se define como $\rho=\rho_w+c$, siendo ρ_w la densidad del agua pura. SUTRA simula la densidad en función de la fracción másica mediante una expansión de Taylor de primer orden:

$$\rho(C) = \rho_0 + \frac{\partial \rho}{\partial C}(C - C_0) \qquad \text{Ec. (20)}$$

donde ρ_0 es la densidad de referencia de un fluido con concentración C_0. La viscosidad dinámica del fluido suele tomarse constante, con valor $\mu=10^{-3}$ kg/(ms).

Las propiedades del fluido también dependen del espacio. El volumen total de medio poroso se compone de una matriz de granos sólidos y del espacio de poros entre ellos. El volumen de poros puede estar completa o parcialmente saturado por el fluido (o por gas). Se define la porosidad ε [-] del medio como la relación entre el volumen de poros y el volumen total (matriz+poros). La fracción del volumen total ocupada por el fluido es εS_w, siendo S_w [-] el grado de saturación del medio, definido como el cociente entre el volumen de fluido y el volumen de poros. Cuando S_w =1 se habla de medio saturado. Si S_w <1, se trata de un medio parcialmente saturado, en el que el fluido se adhiere a los granos sólidos por efecto de tensiones capilares (efecto de succión). En este caso, la presión de fluido es menor que la atmosférica (de hecho, negativa, pues se suele trabajar con presiones relativas a la atmosférica, considerada como cero absoluto), y se habla de presión capilar.

En este trabajo se ha considerado dicha posibilidad, que tiene especial relevancia en las primeras capas de suelo, por encima del nivel piezométrico (o freático en un acuífero libre). Tradicionalmente, se suele presentar el medio de forma simplificada, asumiéndose que, por encima de la superficie piezométrica, el suelo está seco (S_w=0). Esto no es así en la práctica, dado que la saturación del suelo es mayor cuanto más cerca se encuentra la superficie piezométrica. De hecho, puede ocurrir que la primera capa (edáfica) esté casi totalmente saturada, pero la capa inmediatamente inferior no lo esté, o viceversa. La saturación del suelo



se ha modelado mediante la función de van Genuchten (1980), que relaciona saturación con presión capilar:

$$S_w = S_{w,res} + (1 - S_{w,res}) \left[\frac{1}{1 + (ap_c)^n} \right]^{\frac{n-1}{n}} \quad \text{Ec. (21)}$$

donde $S_{w,res}$ es una saturación mínima o residual por debajo de la cual el fluido no puede moverse, y *a* y *n* son parámetros.

La masa total de fluido contenida en el volumen total, VOL (volumen de matriz + volumen de poros) es ($\varepsilon S_w \rho$)VOL. Como se observa, dicha masa depende sólo de la concentración de soluto y de la presión, a través de la saturación del medio y de la densidad del fluido. El cambio en la masa total de agua en un volumen VOL, que se asume constante (es decir, el medio no se deforma), se expresa como:

$$VOL \cdot d(\varepsilon S_w \rho) = VOL \cdot \left[\frac{\partial(\varepsilon S_w \rho)}{\partial p} dp + \frac{\partial(\varepsilon S_w \rho)}{\partial C} dC \right] \quad \text{Ec. (22)}$$

Nótese que la saturación S_w sólo depende de la presión de fluido, que la porosidad ε no depende de la fracción másica y que el factor $\frac{\partial(S_w)}{\partial p}$ se deriva directamente de la Ec. 21:

$$\frac{\partial(S_w)}{\partial p} = \left[\frac{a(n-1)(1 - S_{w,res})(ap_c)^{n-1}}{(1 + (ap_c)^n)^{\frac{2n-1}{n}}} \right] \quad \text{Ec. (23)}$$

Además, el factor $\frac{\partial \rho}{\partial C}$ es un valor constante y dado, (1040 kg/m3/kg/kg en este trabajo).
La capacidad de almacenamiento del acuífero bajo condiciones de saturación total está, por definición, relacionada con el factor $\frac{\partial(\varepsilon \rho)}{\partial p}$ (Bear, 1972):

$$\frac{\partial(\varepsilon \rho)}{\partial p} = \rho S_{op} \quad \text{Ec. (24)}$$

siendo S_{op} [ms2/kg] el almacenamiento específico en términos de presión (volumen de agua liberado por un medio poroso saturado, por unidad de volumen total, al variar la presión en una unidad):

$$S_{op} = \frac{1}{VOL} \frac{\partial VOL}{\partial p} \quad \text{Ec. (25)}$$

Nótese que el almacenamiento específico S_0, que multiplicado por el espesor saturado define el bien conocido coeficiente de almacenamiento (S), está relacionado con S_{op} mediante la relación:

$$S_o = \rho |g| S_{op} \quad \text{Ec. (26)}$$

El movimiento del fluido en un medio poroso está condicionado por (1) diferencias de presión y (2) diferencias de densidad de fluido entre dos puntos del medio. Los mecanismos que condicionan el flujo se modelan en SUTRA mediante la forma general de la ley de Darcy:

$$\boldsymbol{v} = -\left(\frac{\boldsymbol{k}k_r}{\varepsilon S_w \mu}\right)(\boldsymbol{\nabla p} - \rho \boldsymbol{g}) \qquad \text{Ec. (27)}$$

donde $\boldsymbol{v}$ [m/s] es la velocidad del fluido con respecto a la matriz inmóvil, **k** [m2] es el tensor de permeabilidad, k_r es la permeabilidad relativa y **g** [m/s2] es el vector de aceleración de la gravedad. Como se observa, la movilidad del fluido depende de las propiedades del medio (permeabilidades y porosidad), pero también del fluido (a través de la viscosidad) y de la interacción entre ambos (a través del grado de saturación). Si se asume que el flujo (o la velocidad) no depende de la densidad ni de la saturación, la ecuación 23 puede escribirse como la tradicional ley de Darcy para suelos saturados, en términos de nivel piezométrico y conductividad hidráulica:

$$\boldsymbol{v} = -\left(\frac{\boldsymbol{K}}{\varepsilon}\right)\boldsymbol{\nabla h} \qquad \text{Ec. (28)}$$

Las ecuaciones anteriores se integran en la ecuación de balance de masas de agua en el medio, que expresa como varía la masa de agua en el mismo en función del tiempo, por ejemplo, debido a extracciones por bombeos o por descargas. La ecuación de balance (Ec. 3) se expresa de forma matemática como la suma de balances de agua pura y de soluto para un volumen de matriz que se asume indeformable e inmóvil:

$$\frac{\partial(\varepsilon S_w \rho)}{\partial t} = -\boldsymbol{\nabla}(\varepsilon S_w \rho \boldsymbol{v}) + Q_p + \beta \qquad \text{Ec. (29)}$$

donde Q_p [kg/m3s] son términos fuente (aportes >0) o sumidero (extracciones <0) de fluido y β [[kg/m3s] son los análogos de soluto (por ejemplos, por disolución o precipitación de minerales). El término de la izquierda representa el cambio total de masa de fluido contenido en los poros con el tiempo. El término gradiente engloba las contribuciones locales al cambio de masa debidos a flujos laterales. Desarrollando la ecuación 29 y despreciando los efectos de mineralización β se obtiene la expresión general de la ecuación de flujo con transporte de soluto y densidad variable:

$$\frac{\partial(\varepsilon S_w \rho)}{\partial t} = \left(S_w \rho S_{op} + \varepsilon \rho \frac{\partial S_w}{\partial p}\right)\frac{\partial p}{\partial t} + \left(\varepsilon S_w \frac{\partial \rho}{\partial C}\right)\frac{\partial C}{\partial t} \qquad \text{Ec. (30)}$$

$$\left(S_w \rho S_{op} + \varepsilon \rho \frac{\partial S_w}{\partial p}\right)\frac{\partial p}{\partial t} + \left(\varepsilon S_w \frac{\partial \rho}{\partial C}\right)\frac{\partial C}{\partial t} = -\boldsymbol{\nabla}(\varepsilon S_w \rho \boldsymbol{v}) + Q_p \qquad \text{Ec. (31)}$$



9.3 Anejo III.2 Calibración del modelo. El método de problema inverso

La calibración de un modelo, también conocida como problema inverso, problema de optimización, estimación de parámetros, tomografía inversa o "history matching" entre otras, consiste en estimar los parámetros del modelo (por ejemplo, transmisividad y coeficiente de almacenamiento, mostrados en este trabajo a través del cociente entre ellos, la difusividad hidráulica) a partir de medidas de la respuesta del acuífero (niveles piezométricos en este trabajo) y de información previa, apropiadamente ponderada, sobre los propios parámetros (Carrera et al. 2005). La objetivo ideal de la calibración sería el de encontrar el conjunto de parámetros (que varían en el espacio) que hace que la respuesta del modelo sea igual a los niveles piezométricos reales en el acuífero. No obstante, esto es utópico, puesto que el error "cero" no puede obtenerse nunca. Por diversos motivos:

1. Las ecuaciones del modelo resultan de simplificar el sistema físico.
2. La resolución de dichas ecuaciones no es exacta ni tampoco en todos los puntos del espacio, dado que sólo se resuelve en los nudos de la malla o en los centroides de sus elementos y en el resto de puntos se interpola. Además, deben tenerse en cuenta los errores de redondeo inherentes a cualquier proceso computacional.

Las medidas de niveles disponibles siempre contienen errores, por ejemplo, siendo el más común de ellos el debido a la precisión del ojo humano, del orden de medio milímetro. Ninguno de los errores anteriores puede conocerse de forma individual. Sin embargo, la suma de todos ellos, esto es, la diferencia entre los niveles calculados y los niveles medidos, si se conoce.

En adelante, el vector $\boldsymbol{z}$ denota valores calculados y contiene los valores calculados de la variable de estado (nivel piezométrico) y los valores de los parámetros del modelo a lo largo del proceso iterativo o de calibración/optimización. De forma correspondiente, el vector $\boldsymbol{z}^*$ contiene los valores medidos y la información previa sobre los parámetros del modelo. Se utiliza la expresión "información previa" en lugar de "medidas de parámetros" porque raramente (como es el caso) se dispone de medidas directas de los parámetros del modelo, sino de estimaciones de sus valores interpretadas, por ejemplo, a partir de ensayos hidráulicos.
La forma usual para definir un buen ajuste entre valores calculados y medidos consiste en definir una función F de distancia entre z y z^*, también conocida como función objetivo. Así, el problema de calibración consiste en minimizar dicha función objetivo. En el contexto del problema inverso hidrogeológico se utilizan diversas funciones, y suelen dividirse en dos grupos, en función de si usan o no un contexto estadístico en su definición (Yeh, 1986):

1. Mínimos cuadrados:

$$F = (\boldsymbol{z} - \boldsymbol{z}^*)^t(\boldsymbol{z} - \boldsymbol{z}^*) \qquad \text{Ec. (32)}$$

2. Mínimos cuadrados generalizados: muy similar al anterior, pero permite asignar distintos pesos a cada medida (en el espacio y en el tiempo) en función de su fiabilidad

$$F = (\boldsymbol{z} - \boldsymbol{z}^*)^t\boldsymbol{W}(\boldsymbol{z} - \boldsymbol{z}^*) \qquad \text{Ec. (33)}$$

donde $\boldsymbol{W}$ es una matriz simétrica y definida positiva que contiene los pesos asociados a las medidas y las correlaciones entre los residuos de calibración asociados a las mismas.

3. El método de máxima verosimilitud (ML). Este método maximiza la probabilidad de calcular con el modelo los datos medidos, dado un conjunto de parámetros del modelo. En este caso debe seleccionarse un modelo estadístico, definiendo la verosimilitud de

los parámetros como proporcional a la probabilidad de calcular de forma correcta los valores medidos.

4. El método de máxima verosimilitud a posteriori (MAP), que maximiza la verosimilitud de los parámetros dadas las medidas. También requiere un modelo estadístico de correlación y la formulación y los resultados son muy similares a los de ML.

El hecho de que ML o MAP requieren un modelo estadístico para la calibración de los parámetros del modelo puede parecer un hándicap con respecto a formulaciones más simples como mínimos cuadrados. Sin embargo, es precisamente este modelo estadístico el que permite introducir la información previa sobre los parámetros del modelo. Además, permite evaluar la plausibilidad de los valores de parámetros calculados.

En este trabajo, se ha utilizado la formulación del método de máxima verosimilitud (Edwards 1972). La base del método es el axioma de verosimilitud, según el cual toda la información que un conjunto de datos aporta sobre los méritos relativos de dos hipótesis está contenida en el cociente de verosimilitudes de ambas hipótesis. Sea *R* un conjunto de datos medidos y *H* una hipótesis del sistema físico (el modelo conceptual y, consecuentemente, su representación en el modelo numérico). Sea $f(R|H)$ la función de densidad de probabilidad de observar los resultados *R* dada la hipótesis *H* de acuerdo con el modelo estadístico establecido. La verosimilitud de *H* dado *R* es, de acuerdo con el axioma de máxima verosimilitud, $L(H|R) = kf(R|H)$, donde *k* es una constante arbitraria. Nótese que *k* toma un único valor para todas las hipótesis *H* dado un conjunto de datos R y un modelo estadístico. El método de máxima verosimilitud consiste pues en encontrar los parámetros que maximizan el valor de $L(H|R)$. La definición del modelo estadístico requiere hipótesis adicionales sobre la función de densidad de probabilidad, dado que ésta tampoco se conoce. Los criterios de estimación, o de bondad de ajuste del modelo, se establecen en términos de residuos (esto es, la diferencia entre los valores calculados y medidos). La estructura de dicha diferencia o error es también desconocida. Las fuentes de error que contribuyen a los residuos de calibración se dividen en tres grupos: conceptuales, de cálculo o de medida. Los errores conceptuales proceden de simplificaciones erróneas del modelo físico (por ejemplo, despreciar la densidad variable cuando ésta juega un papel importante). Los errores de cálculo son los de redondeo, inherentes a cualquier cálculo computacional y a cualquier método de interpolación y son generalmente pequeños si la discretización espacio-temporal del modelo, como es el caso, es adecuada. Los errores de medida sobrevienen por interpretaciones incorrectas de los datos (por ejemplo, pozos mal nivelados o georreferenciados) o por toma incorrecta de las medidas (por ejemplo, sensores mal calibrados o nivelados). En resumen, el gran número posible de fuentes de error justifica el uso del teorema del límite central. Esto es, se asume que los errores se distribuyen estadísticamente según una distribución gaussiana.

Bajo esta hipótesis estadística, la función de verosimilitud de los parámetros dados los datos se puede escribir como:

$$L = (2\pi)^{-n/2}\,(|\boldsymbol{C_z}|)^{-1/2}\exp\left[-\frac{1}{2}(\boldsymbol{z}-\boldsymbol{z}^*)^t\boldsymbol{C_z^{-1}}(\boldsymbol{z}-\boldsymbol{z}^*)\right] \qquad \text{Ec. (34)}$$

donde *n* es el número total de medidas (la dimensión de $\boldsymbol{z}$ o $\boldsymbol{z}^*$) y $\boldsymbol{C_z}$ es la matriz de covarianza estadística (análoga a $\boldsymbol{W}$ en la ecuación 33). Nótese que el vector $\boldsymbol{z}^*$ puede acomodar distintos tipos de medidas. Por ejemplo, si se consideran niveles piezométricos *h* y concentraciones volumétricas de sólidos disueltos *c*, y se asume que la matriz de covarianzas es por bloques



(es decir, no hay correlación entre los errores en las medidas de niveles y concentraciones, la ecuación 34 puede reescribirse como:

$$L = (2\pi)^{-n/2}\left(|\boldsymbol{C_h}||\boldsymbol{C_c}||\boldsymbol{C_p}|\right)^{-1/2}\exp\left[-\frac{1}{2}\Big((\boldsymbol{h}-\boldsymbol{h}^*)^t\boldsymbol{C_h^{-1}}(\boldsymbol{h}-\boldsymbol{h}^*) + (\boldsymbol{c}-\boldsymbol{c}^*)^t\boldsymbol{C_c^{-1}}(\boldsymbol{c}-\boldsymbol{c}^*) + (\boldsymbol{p}-\boldsymbol{p}^*)^t\boldsymbol{C_p^{-1}}(\boldsymbol{p}-\boldsymbol{p}^*)\Big)\right] \quad \text{Ec. (35)}$$

Usualmente, resulta más sencillo conocer un valor relativo de las covarianzas que sus valores absolutos. Es decir, dar un valor cualitativo a la fiabilidad de una medida es más sencillo que dar un valor absoluto. Por ello, y siguiendo la formulación de Neuman and Yakowitz (1979), se asume que existen escalares desconocidos τ_h, τ_c, τ_i, i = 1: n_t (número de tipos de medidas) tales que

$$\boldsymbol{C_h} = \tau_h\boldsymbol{V_h} \qquad \boldsymbol{C_c} = \tau_c\boldsymbol{V_c} \qquad \boldsymbol{C_i} = \tau_i\boldsymbol{V_i} \quad \text{Ec. (36)}$$

donde V_h, V_c y V_i son matrices conocidas, simétricas y definidas positivas. De hecho, V_h, V_c y V_i representan el mejor conocimiento disponible para las matrices de covarianza C_h, C_c and C_i. Bajo esta hipótesis, el problema se reduce a obtener los parámetros p que maximizan la ecuación 35. Sin embargo, resulta mucho más sencillo minimizar la expresión derivada de tomar el logaritmo natural a ambos lados de la ecuación 35:

$$S = \ln(L) = nln(2\pi) + ln|\boldsymbol{V_h}| + ln|\boldsymbol{V_c}| + \sum_i ln|\boldsymbol{V_i}| + n_h ln\,\tau_h + n_c ln\,\tau_c + \sum_i ln\,\tau_i + \tau_h^{-1}F_h + \tau_c^{-1}F_c + \sum_i \tau_i F_i \quad \text{Ec. (37)}$$

donde F_h, F_c y F_i son las contribuciones parciales de niveles, concentraciones y parámetros a la función objetivo S y n_h, n_c y n_i son el número de medidas correspondientes. F_h, F_c y F_i se definen como:

$$F_h = (\boldsymbol{h}-\boldsymbol{h}^*)^t\boldsymbol{C_h^{-1}}(\boldsymbol{h}-\boldsymbol{h}^*)$$

$$F_c = (\boldsymbol{c}-\boldsymbol{c}^*)^t\boldsymbol{C_c^{-1}}(\boldsymbol{c}-\boldsymbol{c}^*) \quad \text{Ec. (38)}$$

$$F_i = (\boldsymbol{p_i}-\boldsymbol{p_i^*})^t\boldsymbol{C_i^{-1}}(\boldsymbol{p_i}-\boldsymbol{p_i^*})$$

Nótese que, además de los parámetros “físicos” del modelo $\boldsymbol{p}$, la formulación incluye la calibración de los parámetros puramente estadísticos que intervienen en la ecuación 37 (τ_h, τ_c, τ_i).

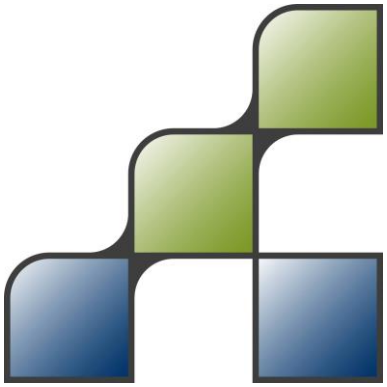
10 Anejo IV. Análisis de geolocalización de pozos

En este anejo se presentan las coordenadas espaciales de los pozos utilizados para la calibración del modelo (Anejo II). La Tabla 12 muestra el código del pozo en el modelo, la toponimia local, sus coordenadas X,Y en sistema de proyección ETRS89-Zona 30N, y la elevación del punto de referencia para las medidas (original y de acuerdo con el Modelo Digital del Terreno, valor este último considerado como válido).

Tabla 12. Coordenadas de los pozos utilizados para la calibración del modelo.

Modelo	Toponimia	X_ETRS89	Y_ETRS89	Z_orig	Z_MDT
C10	Los Blases	686549	4180639	21.8	17
C11	Casa Carrión	687133	4181393	20.6	20
C2	Avileses	681712	4191048	119.5	116
C24	Casa Madriles	683078	4175601	25.8	22
C27	Cebas Ingleses	688726	4174170	7.1	6.1
C28	Cebas Golf 2	687856	4177145	6.42	9
C29	Cebas N-332(4)	688437	4175535	5.84	6
C3	Los Tomases	677975	4186961	101.9	103
C30	Cebas Ingleses	688729	4174185	7	6
C39	Venta del Pino	691765	4187735	21.8	24
C41	La Grajuela	691430	4188691	27.6	30
C46	Séneca 1	691858	4181978	4.3	7
C49	Casa del Huérfano	691660	4183760	7	8
C52	CC038	695279	4168020	16.6	18.6
C53	CC038-2	695163	4167810	16.6	19
C54	La Huerta del Lobo	684605	4170393	31.2	33
C55	CC020	694026	4167542	48.3	47





FutureWater
Calle San Diego 17, 4ª
30202 Cartagena
España
+34 968 209 834

info@futurewater.es

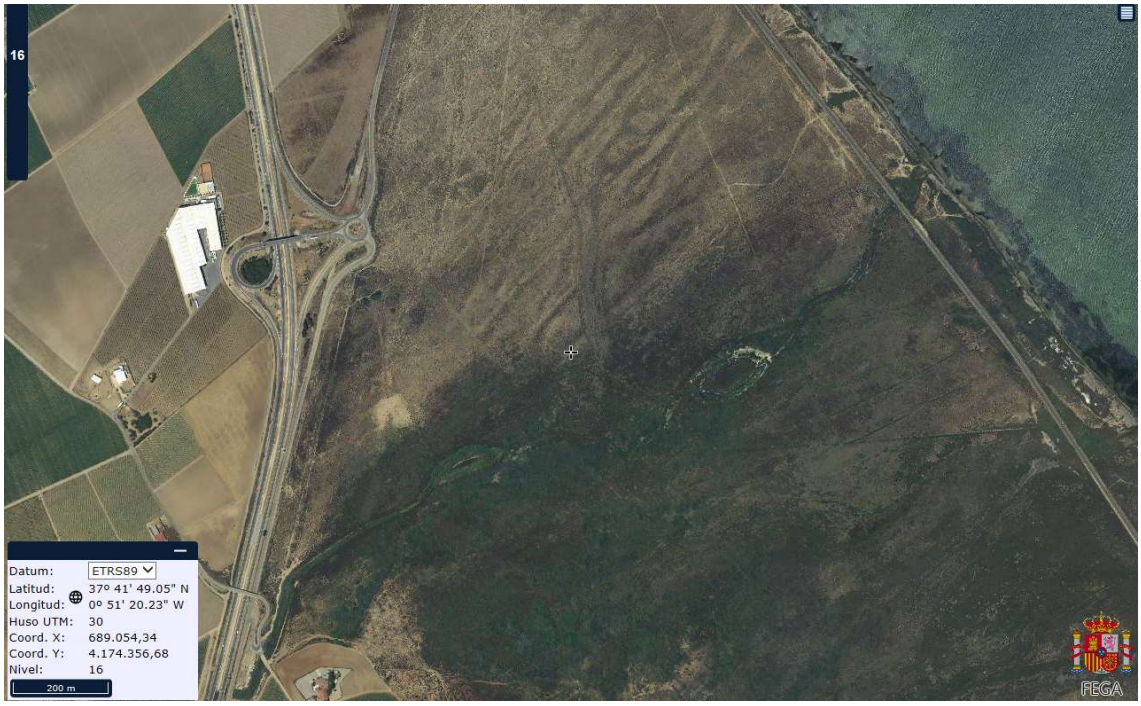
www.futurewater.es

APÉNDICE 13.

SITUACIÓN ACTUAL Y EVOLUCIÓN DE LOS HUMEDALES PERIFÉRICOS AL MAR MENOR MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE

Apéndice 13

SITUACIÓN ACTUAL Y EVOLUCIÓN DE LOS HUMEDALES PERIFÉRICOS AL MAR MENOR MEDIANTE IMÁGENES DE SATÉLITE



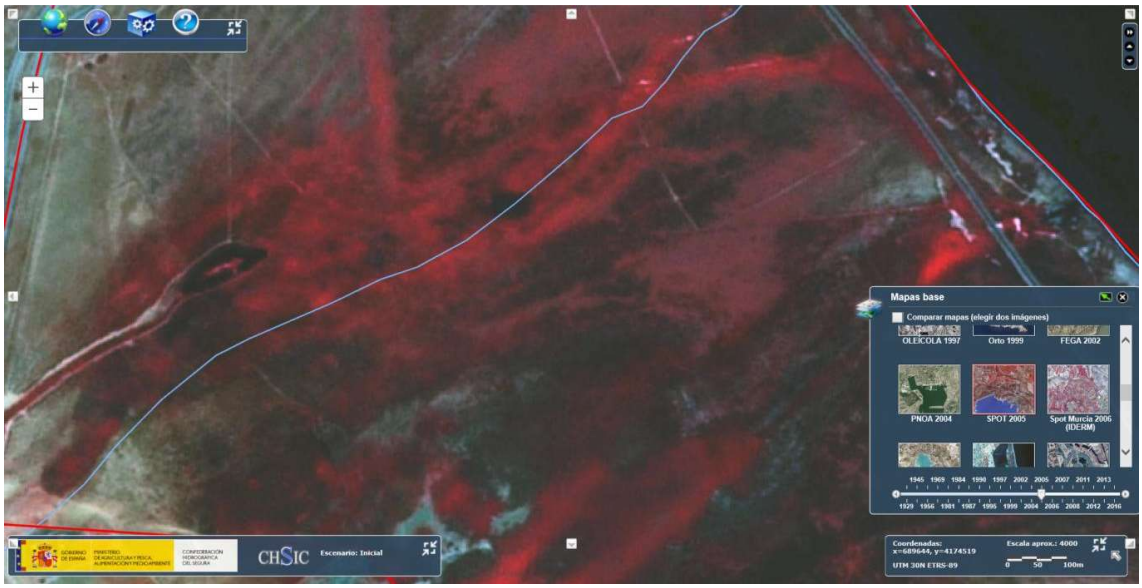
El Carmolí. Sigpac. Año de vuelo 2016. . Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



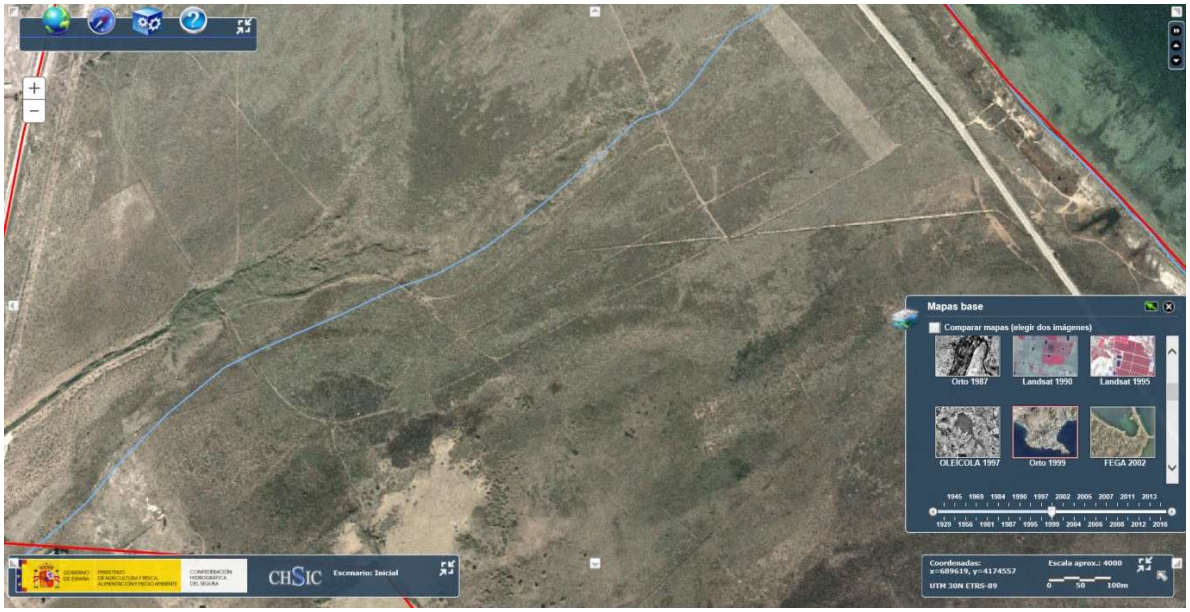
El Carmolí. En rojo zonas húmedas. SPOT 2012. Mucha vegetación. Sin caminos. Dos piscinas. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



El Carmolí. SPOT 2005. Más vegetación. Caminos casi desaparecen. Una piscina de agua. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

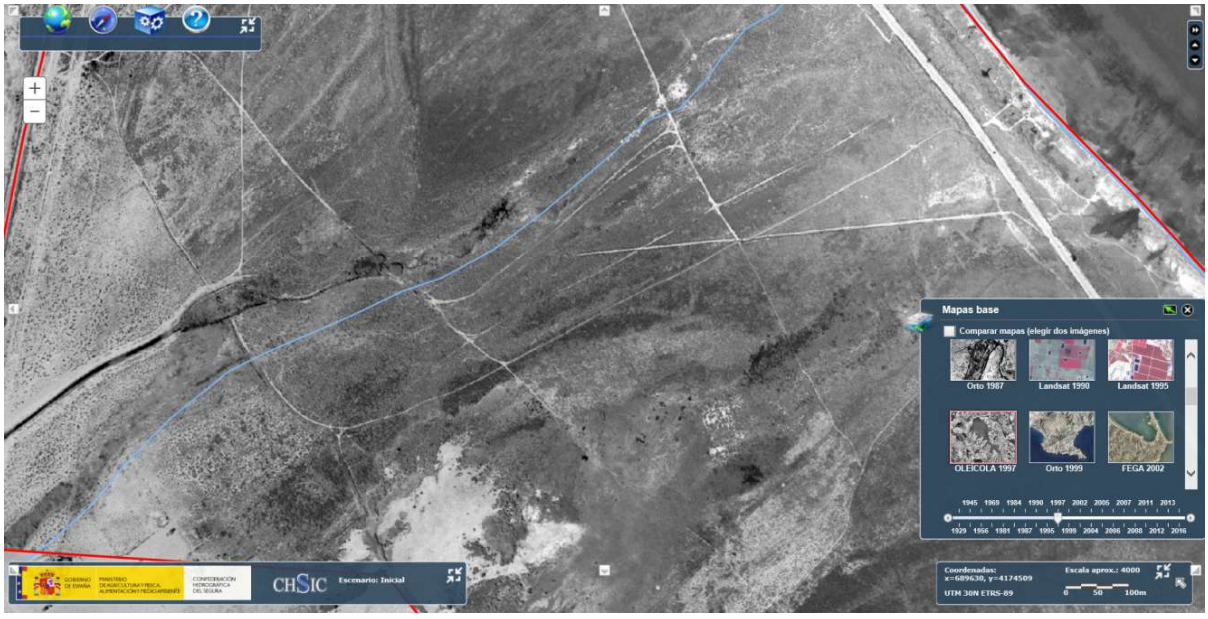


El Carmolí (detalle). No existe la segunda piscina. SPOT 2005. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

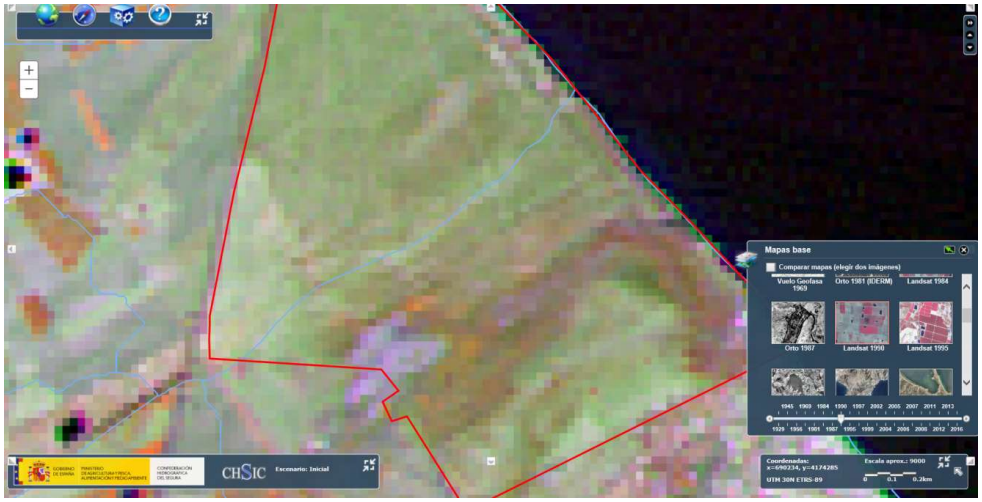


El Carmolí. ORTO 1999. Parecido al 1997. Poca vegetación aún. Los caminos se ven peor. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

Se siguen viendo caminos militares. Se ve rambla con agua. Encauzamiento continúa aguas abajo de la carretera. . No se ve mucha vegetación.

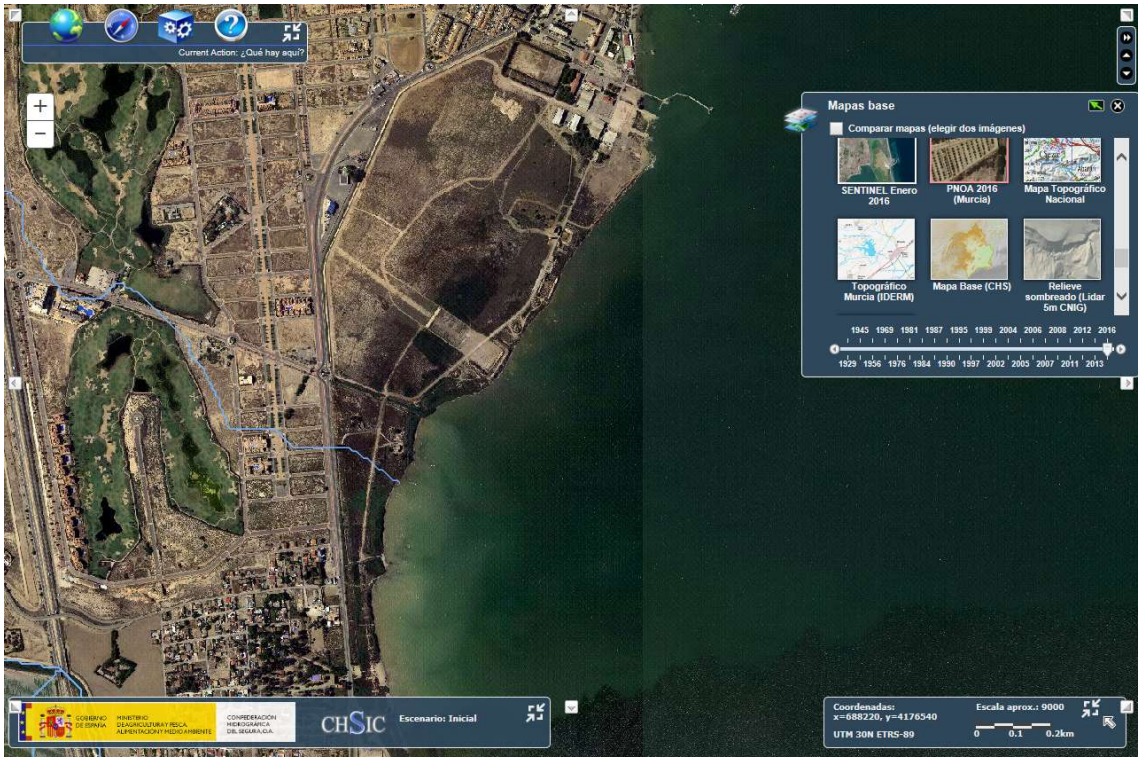


El Carmolí. Oleícola 1997. Se siguen viendo caminos militares. Se ve rambla con agua. Encauzamiento continúa aguas abajo de la carretera. . No se ve mucha vegetación. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



El Carmolí. LAND SAT 1990. Sin función clorofílica. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

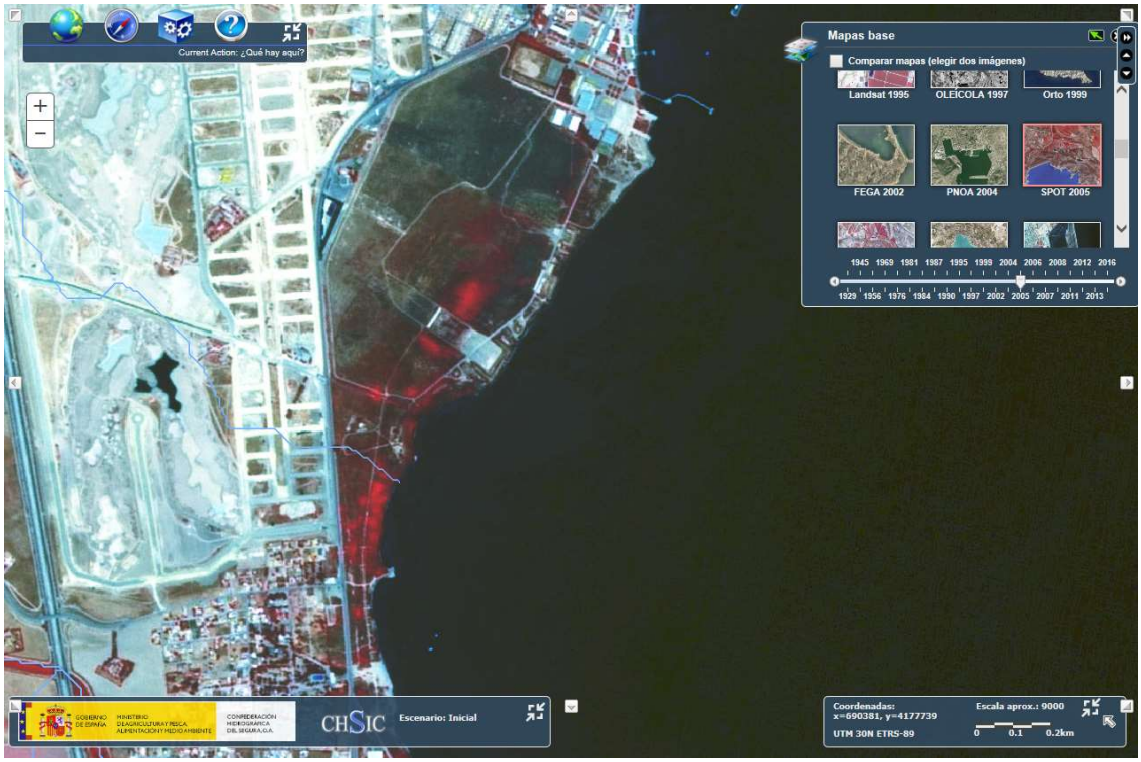
Al norte del Carmolí



Espacio al Norte de la Rambla del Albujón. PNOA 2016. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Espacio al Norte de la Rambla del Albujón. SPOT 2012. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Espacio al Norte de la Rambla del Albujón. SPOT 2005. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Espacio al Norte de la Rambla del Albujón. Orto 1999. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Espacio al Norte de la Rambla del Albujón. Oleícola 1997. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Espacio al Norte de la Rambla del Albujón. Landasat 1990. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

Humedal de La Hita



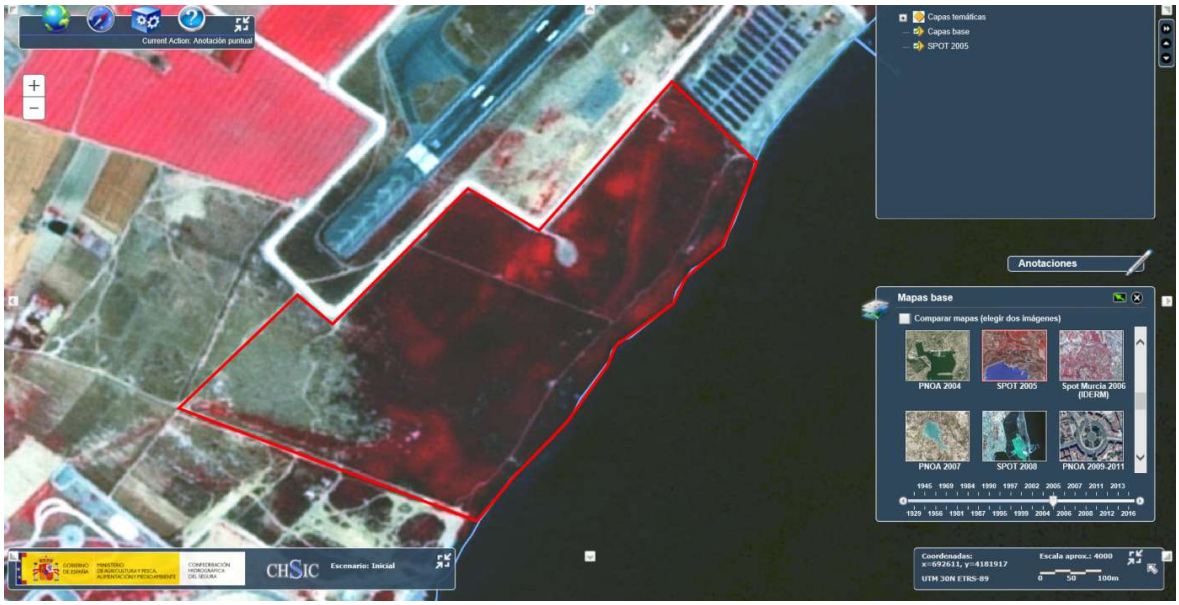
Humedal de La Hita. PNOA 2016. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Humedal de La Hita. PNOA 2012-2012. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Humedal de La Hita. SPOT 2012. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Humedal de La Hita. SPOT 2005. Gran actividad clorofílica. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



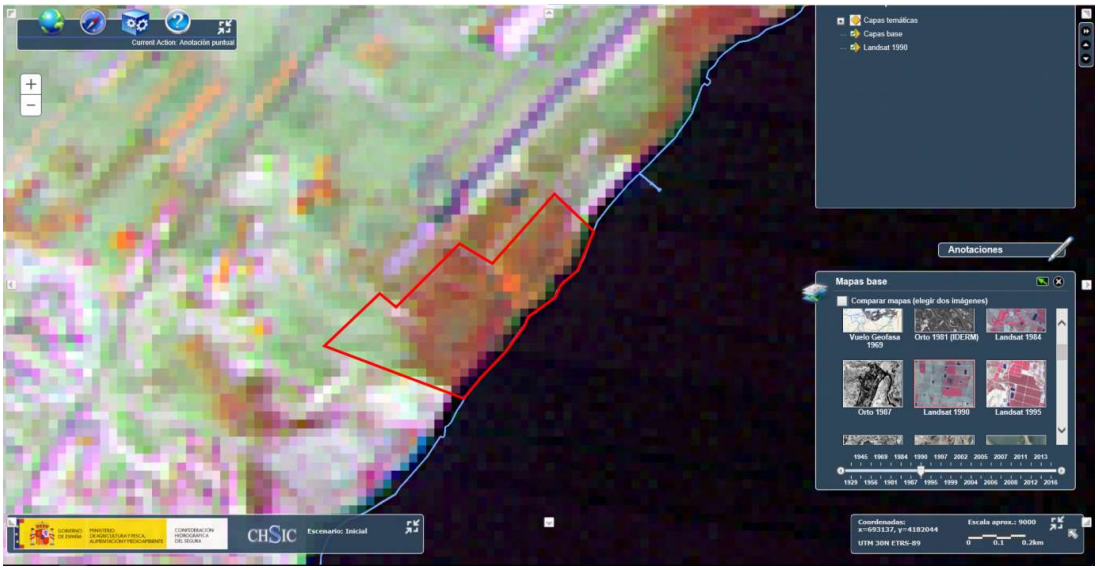
Humedal de La Hita. PNOA 2004. Mucha vegetación. Casi desaparece canal paralelo al mar. Se mantienen los caminos. Aparece canal en el lado sur. Aparece canal perpendicular al mar en el lado sur. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



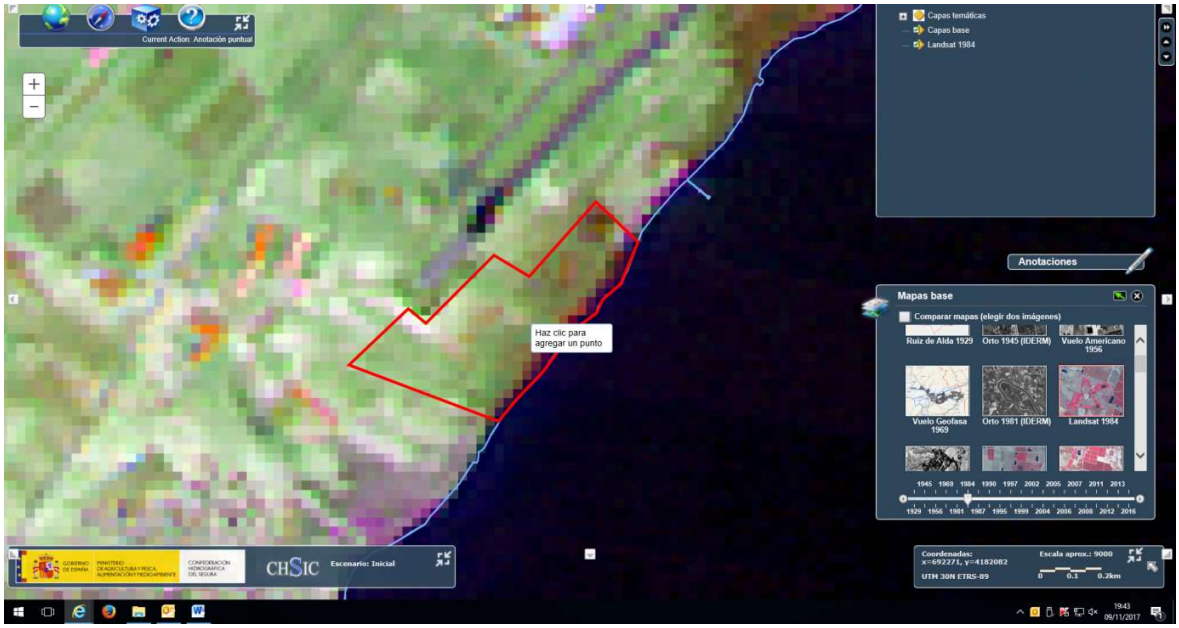
Humedal de La Hita. ORTO 1999. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Humedal de La Hita. Oleícola 1997. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

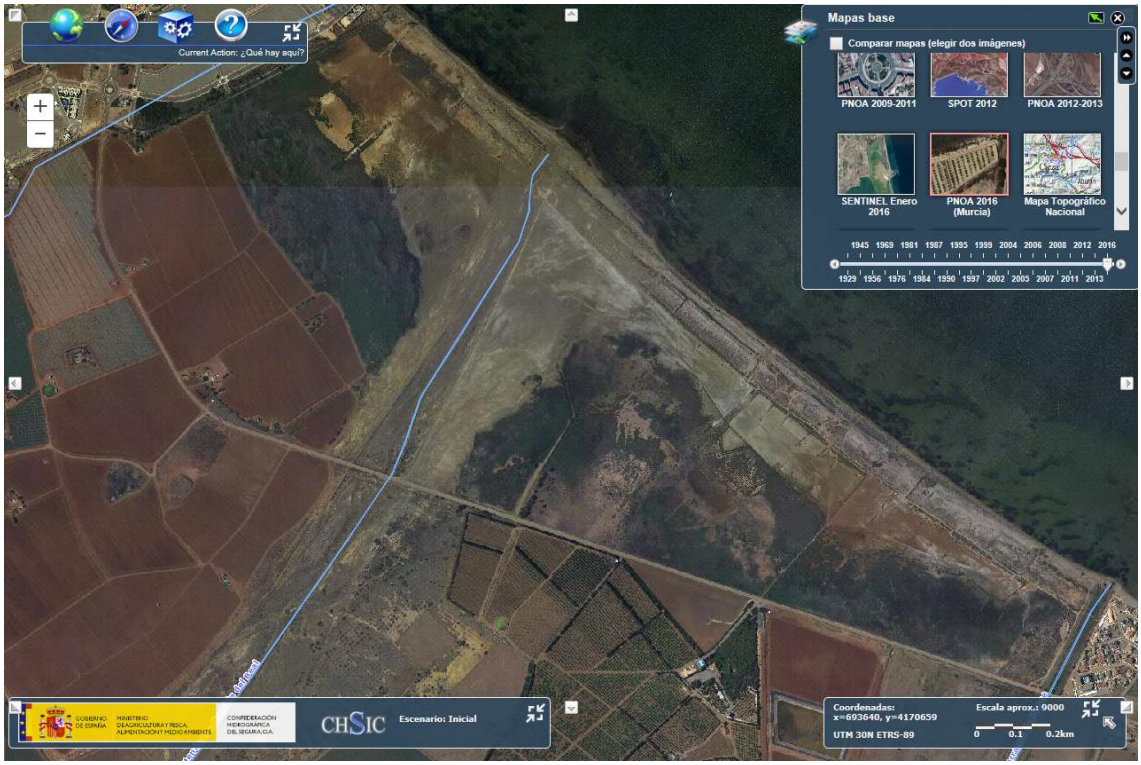


Humedal de La Hita. LAND SAT 1990. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

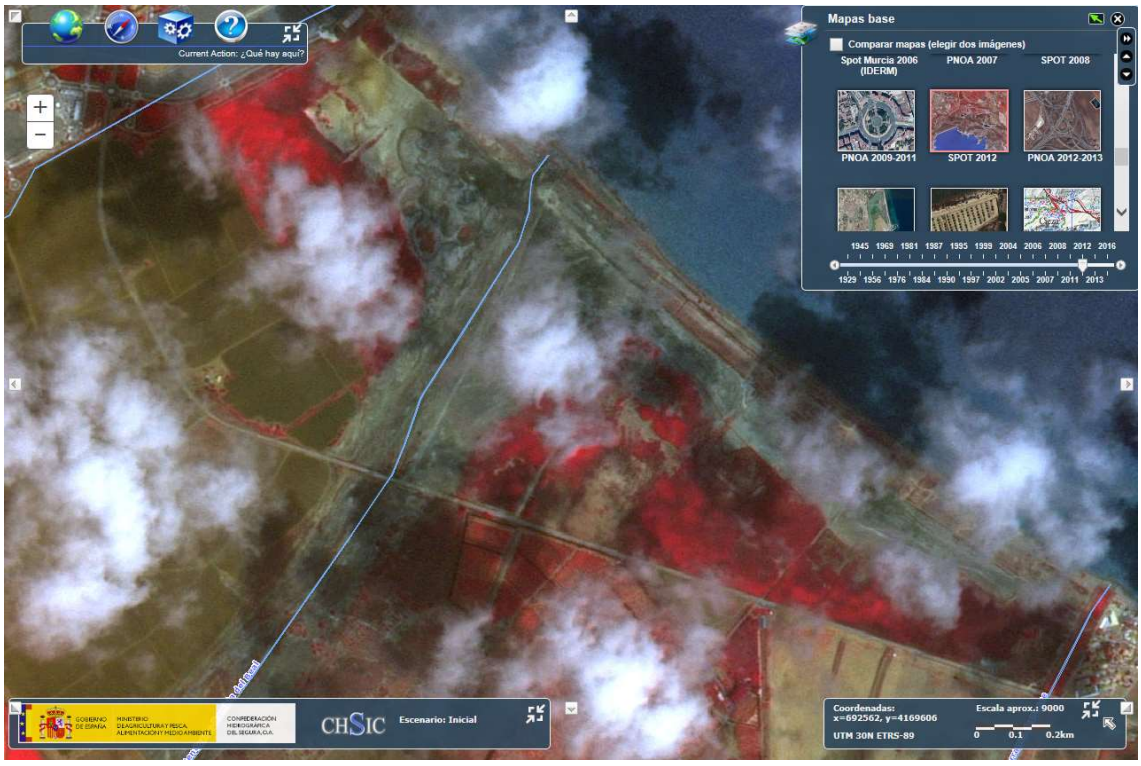


Humedal de La Hita. LAND SAT 1984. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/

Saladar de Lo Poyo



Saladar de Lo Poyo. PNOA 2016. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Saladar de Lo Poyo. SPOT 2012. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



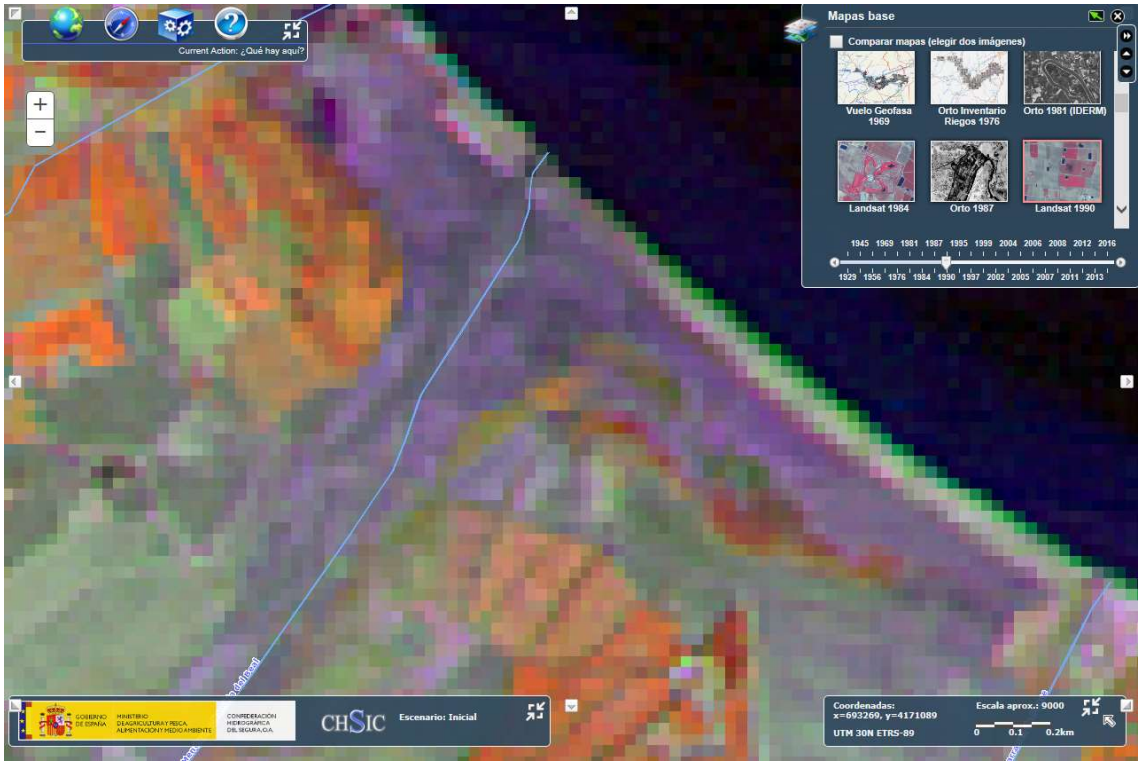
Saladar de Lo Poyo. SPOT 2005. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Saladar de Lo Poyo. ORT 1999. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Saladar de Lo Poyo. Oleícola 1997. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/



Saladar de Lo Poyo. Landsat 1990. Fuente: https://www.chsegura.es/chsic/