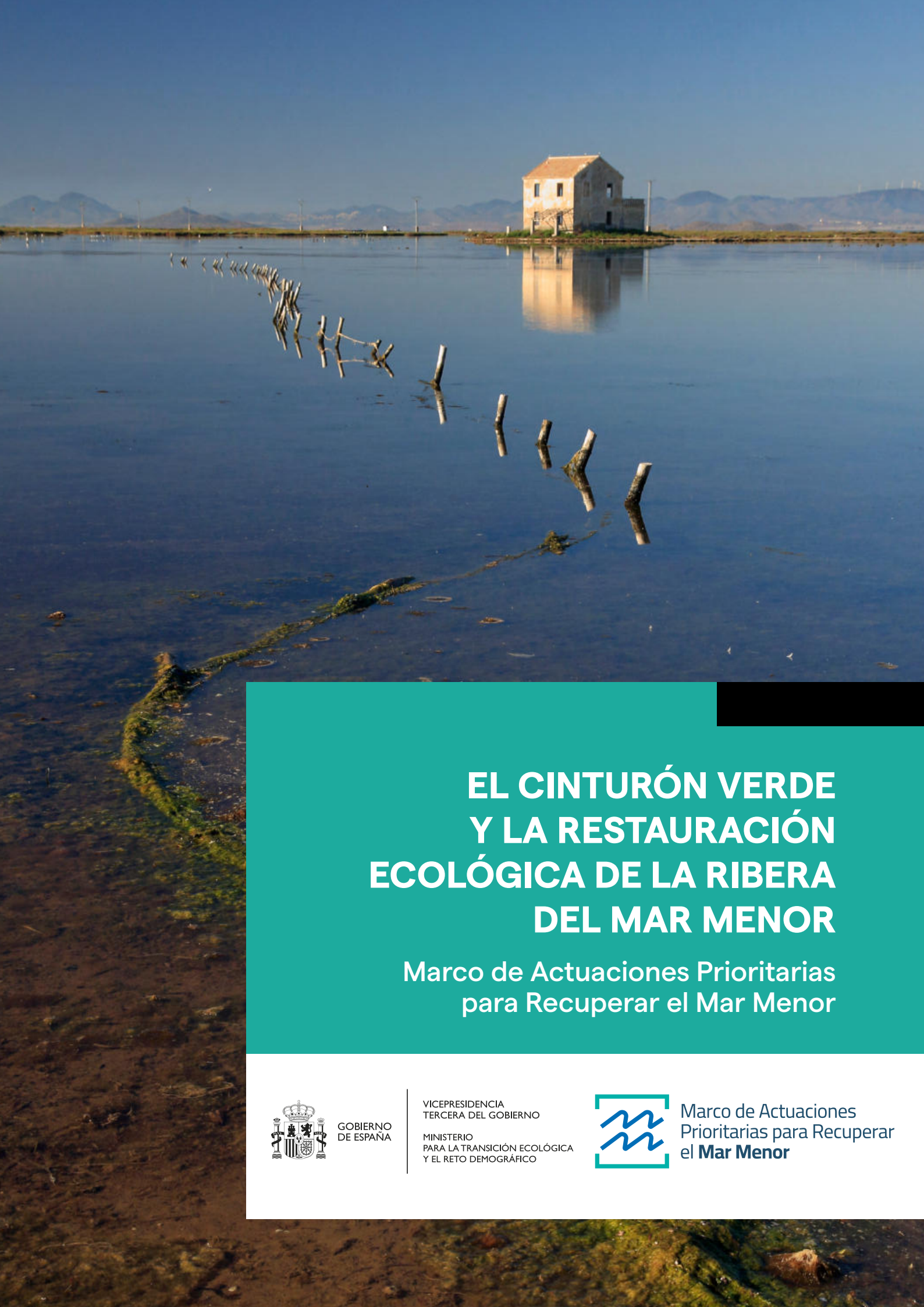




EL CINTURÓN VERDE Y LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA RIBERA DEL MAR MENOR

Marco de Actuaciones Prioritarias
para Recuperar el Mar Menor



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Marco de Actuaciones
Prioritarias para Recuperar
el **Mar Menor**

EL CINTURÓN VERDE Y LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE LA RIBERA DEL MAR MENOR.

Marco de Actuaciones Prioritarias
para Recuperar el Mar Menor



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Marco de Actuaciones
Prioritarias para Recuperar
el **Mar Menor**

Catálogo de publicaciones del Ministerio: <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/servicios/publicaciones/>
Catálogo general de publicaciones oficiales: <https://cpage.mpr.gob.es/Catálogo>



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Título:

El cinturón verde y la restauración ecológica de la ribera del Mar Menor.
Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor.

Coordinación y edición técnica:

Francisco Guil Celada, María Degania Medina Vidal, Francisco Javier Inogés García.
(Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación).

Edición General:

Centro de Publicaciones del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
Plaza de San Juan de la Cruz 10. Despacho C-101.3. 28071 Madrid, España.

Edición: 2024.

Fotografía de cubierta e interiores: Francisco Javier Giménez Martín (GRUPO TRAGSA).

A efectos bibliográficos, la obra debe citarse como sigue:

VV.AA. (2024). *El cinturón verde y la restauración ecológica de la ribera del Mar Menor. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.

Lengua/s: Español

NIPO: 665240803.

Índice

Prólogo	5
0.0. El cinturón verde y la restauración ecológica de la ribera del Mar Menor. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor	5
Bloque 1. Introducción	7
1.1. El Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor	8
1.1.1. El Mar Menor y su cuenca vertiente	8
1.1.2. Causas de su degradación	10
1.2.3. El Marco de Actuaciones Prioritarias para la recuperación del Mar Menor. Hoja de ruta del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico	13
1.1.4. Modelo de intervención. Medidas para la recuperación de la cuenca vertiente al Mar Menor	15
1.2. La Restauración ecológica en la línea 2.1. del MAPMM: soluciones basadas en la naturaleza, actuaciones de restauración de ecosistemas y creación del "Cinturón Verde"	18
1.2.1. El marco científico-técnico para la restauración ecológica: la SER, los diez principios básicos para la RE-Decenio de las Naciones Unidas 2021-2030 y la Guía Práctica para la Restauración Ecológica	19
1.2.2. Definición de objetivos, ecosistemas de referencia y enfoque holístico	21
1.2.3. Diseño preliminar del Cinturón Verde: las tres ramas de proyectos: filtros verdes, humedales seminaturales y áreas de renaturalización. Objetivo y justificación	22
Bloque 2. Características de la franja litoral del Mar Menor y su situación actual	26
2.1. Principales características de la cuenca vertiente del Mar Menor	27
2.1.2. Hidrología superficial	29
2.1.3. Hidrogeología	31
2.2. Evolución de la problemática de eutrofización del Mar Menor en relación con los aportes de agua superficial y subterránea: aporte de nutrientes, arrastre de sedimentos, pérdida de ecosistemas	39
Bloque 3. El Cinturón Verde como sistema integrado de Soluciones Basadas en la Naturaleza	41
3.1. Catálogo general de soluciones contempladas. Sistema integrado de tratamiento de aguas y restauración de ecosistemas	42
3.1.1. Sistema integrado de tratamiento de aguas: filtros orgánicos, filtros verdes y humedales	43
3.1.2. Áreas de renaturalización	45
3.2. Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario mediante sistemas de filtros orgánicos de astillas (biorreactores desnitrificadores): descripción y consideraciones para el diseño y dimensionamiento	47
3.2.1. Ciclo del nitrógeno en sistemas hídricos: la desnitrificación como mecanismo de depuración de agua	47
3.2.2. Descripción del funcionamiento de los filtros orgánicos de astillas (biorreactores desnitrificadores)	48
3.2.3. Casos de éxito y resultados obtenidos con biorreactores desnitrificadores	50
3.2.4. Aplicación en el Campo de Cartagena	52
3.2.5. Consideraciones generales para el diseño y dimensionamiento de los biorreactores	55
3.2.6. Precauciones en relación a los efluentes de los biorreactores	56
3.3. Tratamiento para la desnitrificación del agua del acuífero cuaternario mediante humedales artificiales y seminaturales: descripción y consideraciones para el diseño y dimensionamiento	63
3.3.1. Descripción del funcionamiento de los humedales artificiales y seminaturales como Soluciones Basadas en la Naturaleza para la eliminación de contaminantes/tratamiento de aguas	63
3.3.2. Casos de éxito y resultados obtenidos con humedales artificiales o seminaturales	72
3.3.3. Aplicación en el campo de Cartagena y consideraciones para su diseño y dimensionamiento	73

3.3.4.	Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario: propuesta para la utilización del sistema conjunto de biorreactores desnitrificadores + humedales artificiales.....	77
3.3.5.	Conclusiones	78
3.4.	Retención de sedimentos y restauración de ecosistemas mediante áreas de renaturalización: descripción y consideraciones para el diseño y dimensionamiento	82
3.4.1.	Objetivos y justificación del proyecto	82
3.4.2.	Ámbito de actuación y criterios para el dimensionamiento.....	83
3.4.3.	Criterios de diseño y soluciones adoptadas.....	84
3.5.	Sistema integrado de soluciones: Cinturón Verde. Descripción y ubicación de las actuaciones.....	88
3.5.1.	Justificación del dimensionamiento del sistema integrado.....	90
3.5.2.	Rendimientos esperados.....	91
3.5.3.	Justificación del dimensionamiento de los sistemas que cuentan únicamente con humedal seminatural.....	98
3.5.4.	Síntesis de resultados esperados.....	105
3.5.5.	Fichas resumen de proyectos.....	107
3.6.	Seguimiento y evaluación de la efectividad de las actuaciones del Cinturón Verde.....	121
3.6.1.	Introducción y objetivos	121
3.6.2.	Seguimiento de los Filtros Orgánicos.....	121
3.6.3.	Metodología de seguimiento de los Filtros Verdes.....	124
3.6.4.	Metodología de seguimiento de los Humedales seminaturales.....	126
3.6.5.	Metodología de seguimiento de actuaciones de mejora de los hábitats.....	128
3.6.6.	Otras medidas de seguimiento.....	129
3.6.7.	Medidas de seguimiento en espacios naturales colindantes.....	130
3.7.	Estudio y definición de la vegetación potencial en las zonas del proyecto Áreas de Renaturalización.....	132
3.7.1.	Definición de vegetación potencial.....	132
3.7.2.	Revisión de cartografías previas de vegetación potencial.....	132
3.7.3.	Análisis de la vegetación potencial en las Áreas de Renaturalización.....	134
3.7.4.	Conclusiones	140
3.8.	Evaluación socioeconómica de soluciones basadas en la naturaleza. El caso de las áreas de renaturalización del cinturón verde del Mar Menor	141
3.8.1.	Introducción.....	141
3.8.2.	Escenarios propuestos.....	141
3.8.3.	Metodología.....	143
3.8.4.	Resultados.....	144
3.8.5.	Conclusiones.....	146
3.9.	Análisis de los cambios previstos en la conectividad ecológica en el campo de Cartagena por actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor.....	148
3.9.1.	Antecedentes.....	148
3.9.2.	Objetivos.....	148
3.9.3.	Materiales y métodos.....	149
3.9.4.	Cálculo del Área Conectada Equivalente (ECA).....	152
3.9.5.	Resultados.....	152
3.9.6.	Conclusiones	154
3.10.	Potencial agroecológico en el campo de Cartagena y consideraciones para la transición agroecológica	156
3.10.1.	La práctica agroecológica como alternativa a la agroindustria en el entorno del Mar Menor....	156
3.10.2.	Transición agroecológica en la cuenca vertiente del Mar Menor.....	156
3.10.3.	Potencial Agroecológico de la cuenca del Mar Menor. Gobernanza y participación.....	158
3.10.4.	Consideraciones para la transición agroecológica.....	158
3.11.	Participación, información y toma de decisiones. Integración de las soluciones planteadas por distintos actores	163
3.11.1.	Desarrollo de los proyectos y obligaciones de información pública: desde el MAPMM a la línea 2.1. y su declaración de interés general.....	163
3.11.2.	Procesos participativos e integración de soluciones planteadas por diferentes actores.....	168

El cinturón verde y la restauración ecológica de la ribera del Mar Menor. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor

María Jesús Rodríguez de Sancho

Directora General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación
Secretaría de Estado de Medio Ambiente
Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

Los **sistemas naturales** comprenden un tejido de relaciones entre las especies y sus hábitats, que necesita de un equilibrio concreto para desarrollar sus procesos de manera funcional y efectiva. Cuando este equilibrio se interrumpe, los sistemas pierden su capacidad para proporcionar servicios y materiales que son básicos para la vida humana, y de los que se calcula que depende hasta un 50% del PIB mundial. Por lo tanto, la restauración de estos procesos es fundamental para los seres humanos.

La **restauración del medio ambiente** es un deber derivado de nuestro ordenamiento jurídico, recogido explícitamente en el artículo 45 de la Constitución Española, apoyado en el principio de solidaridad colectiva. Al extenso marco legislativo ya existente en la materia, tanto a nivel internacional, como europeo y nacional, se suma la reciente adopción del **Reglamento sobre Restauración de la Naturaleza en la Unión Europea**, que aumenta los compromisos estableciendo objetivos vinculantes de aquí a 2030. Las actuaciones emprendidas en el Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor contribuyen sin duda a estos objetivos, con una visión final de devolver el buen estado a la laguna, restableciendo ese necesario equilibrio para asegurar tanto su supervivencia como la dependencia socioeconómica de las poblaciones que habitan en su entorno.

La publicación ***El cinturón verde como herramienta de restauración ecológica de la ribera del Mar Menor***. Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor es una compilación del trabajo dirigido por la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación desde el inicio del Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor (MAPMM) en 2022.

El fruto de estos dos años de intenso trabajo colaborativo por parte de investigadores, técnicos, y representantes de organizaciones de la sociedad civil, entre otros, se ve reflejado en estos capítulos, en los que se resume la inmensa tarea asignada a la **Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación** como centro gestor de la línea 2.1. del Marco: *Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde*.

Emprender el trabajo de restauración ecológica en la franja litoral del Mar Menor empezaba por contar con el mejor conocimiento y técnicas disponibles, como herramienta clave para una restauración exitosa. En esto, ha sido esencial todo el conocimiento generado por los investigadores y colaboradores, a los que extiendo mi más sincera gratitud por su participación, esfuerzo y rigurosidad científica, reflejada a lo largo de los capítulos de esta publicación.

Desarrollar proyectos de restauración ecológica requiere un conocimiento profundo del territorio. El Campo de Cartagena, como parte esencial de la cuenca vertiente al Mar Menor, cuenta con una compleja dinámica socioeconómica con una gran concentración de actividades agropecuarias que son clave en el funcionamiento de la comarca. Aunque el camino hacia una agricultura cada vez más sostenible es largo, el potencial es enorme.

Las actuaciones de restauración deben contar siempre con la participación de los agentes locales, tanto a nivel de administraciones como de sociedad civil, cuyo papel ha sido fundamental en el desarrollo de los proyectos, recogiendo las aportaciones de todos y todas e incorporando a la sociedad en la toma de

decisiones. Otro punto importante es la valoración socioeconómica de los servicios de los ecosistemas (de provisión, en de regulación y culturales), cuestión clave en el análisis del coste-beneficio de las actuaciones de restauración.

Por otro lado, ha sido fundamental estudiar las características de los ecosistemas de referencia en la zona, así como el paisaje objetivo a alcanzar mediante los proyectos del cinturón verde, y el estudio del aumento de la conectividad ecológica que supondrá el desarrollo de estos proyectos.

Aunque queda un largo proceso por delante, no debemos obviar el camino recorrido hasta ahora y las relaciones y sinergias establecidas, fruto de un trabajo colaborativo en el que todos los sectores han aportado, y con el que esta Dirección General ha expresado su total compromiso.

Por tanto, es también una responsabilidad colectiva que todos los proyectos desarrollados y recogidos en esta publicación lleguen a materializarse por completo, y las generaciones futuras puedan disfrutar de un Mar Menor funcional y sano.



INTRODUCCIÓN

BLOQUE 1

1.1. El Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor¹

AUTORES: Francisca Baraza Martínez (Comisionada del Ciclo del Agua y Restauración de Ecosistemas, MITECO), Inmaculada Ramírez Santigosa, Melina Ros Sánchez (Oficina Técnica del Mar Menor, MITECO)

1.1.1. El Mar Menor y su cuenca vertiente

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina de 135 km cuadrados de superficie, la mayor de España y más grande de Europa, situada en el sudeste de la península Ibérica, en el litoral de la Región de Murcia.

Está separado del Mediterráneo por una estrecha franja de arena de 22 kilómetros de largo y entre 100 y 800 metros de ancho, denominada La Manga del Mar Menor.



Figura 1. Vista panorámica del Mar Menor y su cuenca vertiente desde la zona sur. Fuente: Google Maps.

Con una profundidad máxima que ronda los 7 metros, sus aguas albergan en su interior cinco islas de origen volcánico que le añaden unos valores ambientales y paisajísticos únicos.

Las características específicas de temperatura, salinidad y viento han generado unas condiciones óptimas para crear un ecosistema de gran valor. No obstante, su configuración no pudo desligarse del sistema hidrogeológico que configura su **cuenca vertiente de 1.316 Km² de superficie** que drena hasta la laguna a través de ramblas

o cauces temporales, y acuíferos, en un sistema interconectado en el que influyen múltiples factores interrelacionados y dinámicos en el tiempo.

Las características singulares del Mar Menor han propiciado la aparición de hábitats de gran valor y abundantes especies singulares y protegidas, como el caballito de mar y el fartet, la nacra y relevantes comunidades de aves acuáticas, lo que ha justificado a su vez, la declaración de diferentes figuras de protección, tanto para la laguna, como para espa-

¹ Este capítulo reproduce parte del texto y las orientaciones recogidas en el Capítulo *Introducción* del Marco de Actuaciones Prioritarias para la Recuperación del Mar Menor (MAPMM) actualizado a fecha abril 2024.

cios naturales presentes en su entorno, y que forman parte del sistema ecológico que aún configuran. Las principales figuras de protección son las siguientes:

Zonas Especiales de Conservación (ZEC):

- Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.
- Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor.
- Cabezo Gordo.
- Mar Menor.

Zonas de Especial Protección para las Aves

- Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar
- Mar Menor

Espacios Naturales Protegidos

- Parque Regional de Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar
- Paisaje Protegido de Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor

- Paisaje Protegido Cabezo Gordo

Áreas Protegidas por Instrumentos Internacionales

- Humedal de Importancia Internacional (RAMSAR) "Mar Menor"
- Zona Especialmente Protegida de Importancia para el mediterráneo (ZEPIM) "Mar Menor y Zona Oriental Mediterránea de la Costa de la Región de Murcia"

La gestión de estas figuras de protección se realiza a través del Plan de Gestión Integral de los Espacios Protegidos del Mar Menor y la Franja Litoral Mediterránea de la Región de Murcia, aprobado mediante el Decreto n.º 259/2019, de 10 de octubre, de declaración de Zonas Especiales de Conservación (ZEC), y de aprobación del Plan de gestión integral de los espacios protegidos del Mar Menor y la franja litoral mediterránea de la Región de Murcia (BORM núm. 7 de 19 de Octubre de 2019).

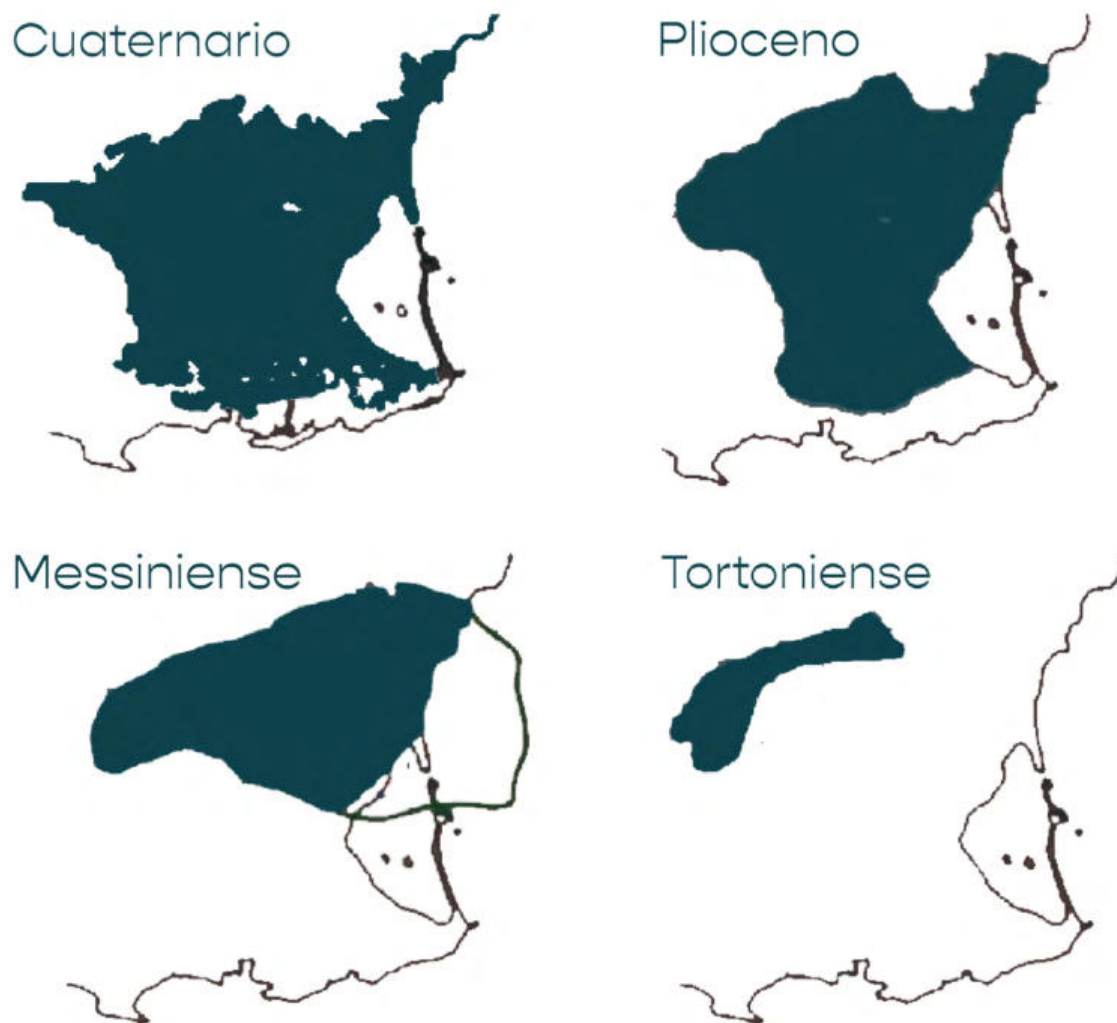


Figura 2. Esquema de la disposición de los acuíferos en el Campo de Cartagena (el acuífero Cuaternario es el que tiene contacto hidráulico con el Mar Menor). Elaboración: Celia Martínez Hidalgo a partir de García-Aróstegui, J. L., et al. (2012). Ed.: IGME.

1.1.2. Causas de su degradación

A pesar de las figuras de protección, la **falta de una adecuada ordenación del territorio** en la cuenca vertiente y la intensificación de las actividades socioeconómicas, fundamentalmente las agrícolas y ganaderas, han propiciado un el gran deterioro ambiental de la laguna y la pérdida de sus características, valores naturales y culturales. Han sido procesos

complejos, difíciles de revertir, que ponen en riesgo la continuidad del ecosistema del Mar Menor. Esta situación ha sido especialmente significativa en la pérdida de calidad de las masas de agua superficiales y subterráneas por la llegada de exceso de nutrientes y contaminantes y en la modificación de la estructura del drenaje y la calidad de los suelos.

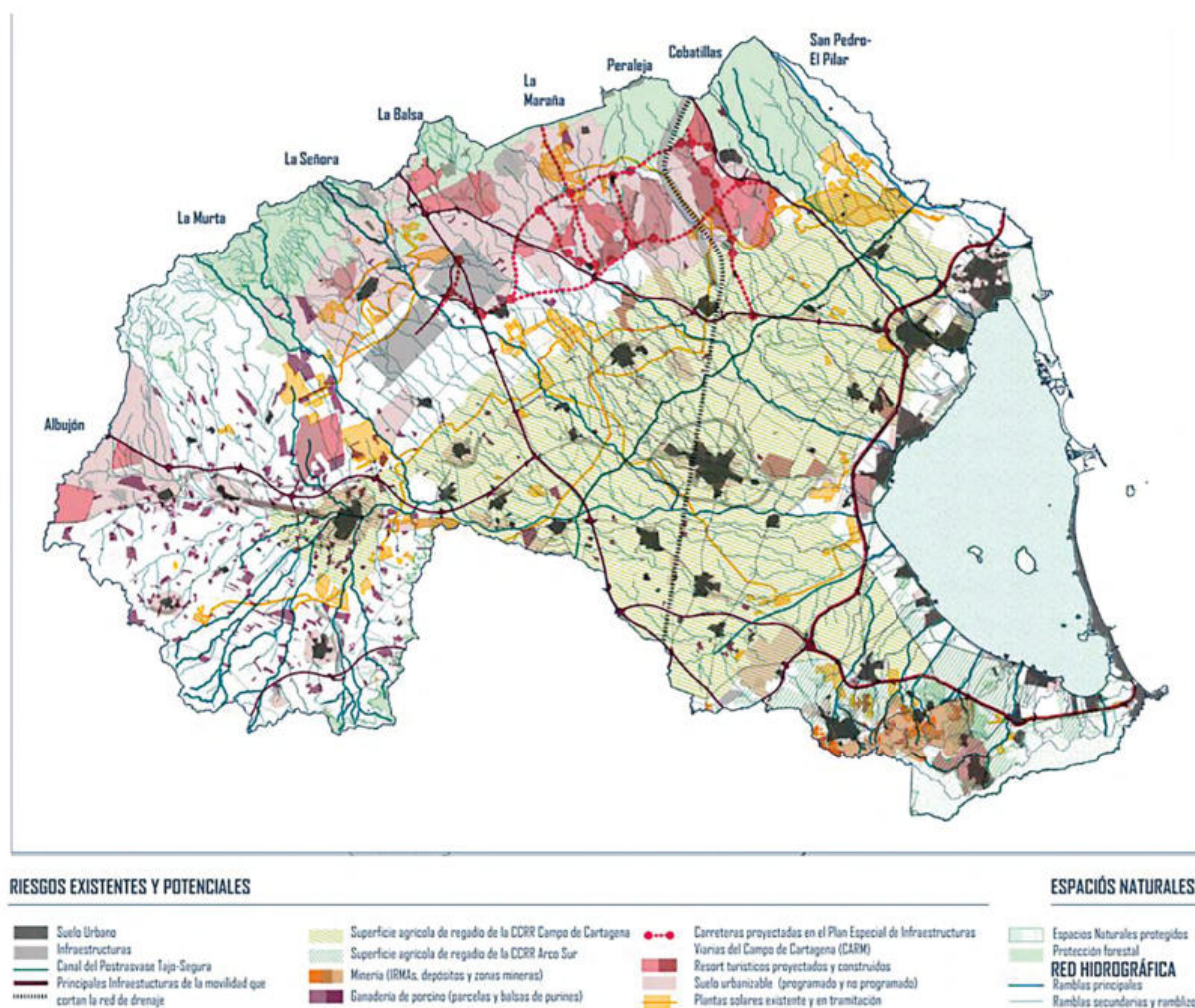


Figura 3. Usos del suelo y riesgos existentes y potenciales en la cuenca vertiente del Mar Menor. Fuente: Celia Martínez Hidalgo a partir de cartografía oficial de la CARM, el MITECO y digitalización sobre ortofotografía PNOA Campo de Cartagena 2022.

La **climatología semiárida** de la zona propicia lluvias torrenciales, que se ven acentuadas por el cambio climático, lo que ha contribuido a su vez al aumento de los arrastres de sedimentos contaminados hacia el Mar Menor y al riesgo de inundaciones en los municipios circundantes de la laguna.

El primero de los procesos que inicialmente afectaron en mayor medida al Mar Menor y a su cuenca vertiente fueron los derivados de los depósitos de estériles

mineros que se generaron con la reapertura de la **minería a cielo abierto en los años 50**, en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión. La actividad minera, abandonada, ha seguido provocando problemas debido a la escorrentía y el lixiviado, que llegan hasta la laguna desde la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, a través de los sistemas de drenaje y las ramblas.

Además, el **deterioro generalizado de los cauces y ramblas** en el resto de la cuenca, la de la Rambla del

Albujón y las denominadas como ramblas costeras, ha afectado al comportamiento hidrológico principalmente por la interrupción de la red de drenaje y su ocupación, lo que, junto a la degradación física y química del sustrato ha provocado arrastres de sedimentos, fertilizantes, fitosanitarios, plaguicidas

y metales pesados hacia la laguna, el aumento del riesgo de inundaciones. Los insumos químicos de las actividades agrarias intensivas han propiciado que **las tres masas de agua principales del sistema hidrogeológico, “Mar Menor”, “Rambla del Albujón” y “Campo de Cartagena”, estén contaminadas.**



Figura 4. Arrastres de sedimentos, desde la Sierra Minera, en la desembocadura de la Rambla del Beal al Mar Menor. Figuras más pequeñas: instalaciones mineras abandonadas y depósito de estériles mineros. Fuente: Celia Martínez Hidalgo a partir de fotografías de Joaquín Zamora y Javier Giménez.

Es por ello que el “Campo de Cartagena” está declarado **Zona Vulnerable a la contaminación por nitratos de origen agrario** (ZVN) por la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia por primera vez en el año 2001², y, en 2019 se declaró la laguna del Mar Menor como “masa de agua afectada, o en riesgo de estarlo, por la contaminación de nitratos de origen agrario”, dado su evidente estado eutrófico, y se amplió la zona vulnerable del campo de Cartagena a toda la superficie de la cuenca vertiente que afecta a las masas de agua costera del Mar Menor y subterránea³.

La contaminación procedente de la cuenca vertiente, responsable del progresivo deterioro del Mar Menor, propició su colapsó en el año **2016**, con el episodio conocido como **“sopa verde”** donde la proliferación de algas marcó un punto de inflexión en la dinámica del Mar Menor: el 80% de la vegetación desapareció, mientras que el fitoplancton y las macroalgas crecían de forma continua.

² En aplicación de la norma vigente en ese momento, el RD 261/1996, sobre la protección de aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias, y la Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.

³ Orden de 23 de diciembre de 2019 de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, por la que se acuerda la designación de nuevas zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario en la Región de Murcia, ampliación de las existentes y la determinación de la masa de agua costera del Mar Menor como masa de agua afectada, o en riesgo de estarlo, por la contaminación por nitratos de origen agrario.

Años 90

Intensificación agrícola y urbanística

- Proliferación creciente del alga *C. Prolifera* que retiene la concentración de Nitratos (<0,062 mg/l).
- Altos valores de fósforo en verano por descarga urbana.
- Mal estado del acuífero

Años 95 - 2000

Reactivación del urbanismo y crecimiento de la ganadería intensiva

- Más de 8000 Tn/año de residuos ganaderos y 500 balsas.

Años 2010 - 2012

Inicio del desequilibrio sistema

- Ocupación del 80 % del fondo marino de *Caulerpa prolifera*.
- Fuerte incremento de medusas.
- Niveles crecientes de nitratos y fosfatos.

Año 2015

Descenso de praderas de *C. Prolifera*

- Las praderas de *C. Prolifera* comienzan a descender de forma drástica.
- Se entra en un estado de "crisis eutrófica grave".

Año 2016

Temperatura del agua superior a 30°C • sopa verde

- Aumento de las concentraciones de nitratos (0,37 mg/L).
- Disminución de la concentración de medusas.
- Aumento del fitoplancton.
- Sombreado del fondo marino.
- Color verdoso de las aguas.



Figura 5. Eventos que han afectado al ecosistema del Mar Menor.

Fuente: Celia Martínez Hidalgo a partir de fotografías de:

1. Antonio Gil en <https://www.laverdad.es/murcia/investiga-legalidad-superficie-20191026010741-ntvo.html>
2. Agencias, <https://www.laopiniondemurcia.es/comunidad/2024/10/26/granjas-cerdos-mar-menor-reforma-ley-110423675.html>
3. Isabel Rubio, marmenormarmayor.es
4. MITECO, [chrome extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/prensa/0311_presentacionmm_tcm30-532529.pdf](https://chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclefindmkaj/https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/prensa/0311_presentacionmm_tcm30-532529.pdf)
5. Carlos García Pozo, en <https://www.elmundo.es/papel/historias/2022/12/24/63a59414e4d4d8bb578b45c4.html>



Figura 6. Imagen Satélite Copernicus Sentinel del 13 de septiembre de 2019 de la cuenca vertiente del Mar Menor, donde se aprecia el aporte de agua y materiales arrastrados hasta la laguna. Figuras más pequeñas: inundación de la zona urbana en Los Alcázares y aspecto del Mar Menor con materiales en suspensión en Estrella del Mar (Los Urrutias). Fuente: Celia Martínez Hidalgo a partir de Imagen Satélite Copernicus Sentinel del 13 de septiembre de 2019 de la cuenca vertiente del Mar Menor y fotografías de Marta Piqueras y del MITECO.

En septiembre de **2019**, después de una Depresión Aislada en Niveles Altos **"DANA"** y tras la entrada masiva de agua dulce y partículas en suspensión, se

produjo el primer episodio de muerte masiva de toneladas de peces y crustáceos.



Figura 7. Toneladas de peces y crustáceos aparecen muertos en las orillas del Mar Menor en agosto de 2021. Fuente: MITECO (<https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/planes-estrategias/mar-menor/problema-tica-actual.htm>).

En verano del **2021** se vuelve a producir un episodio de **mortandad de fauna en el Mar Menor**. Toneladas de peces y crustáceos se acumulan en la orilla de varias zonas del litoral del Mar Menor. Los factores desenca-

denantes fueron la elevada concentración de materia orgánica procedente de la cuenca vertiente y una ola de calor cuando los niveles de clorofila eran muy altos, provocando la anoxia de las zonas más profundas.

1.2.3. El Marco de Actuaciones Prioritarias para la recuperación del Mar Menor. Hoja de ruta del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

La necesidad de actuar para recuperar el Mar Menor y su cuenca vertiente impulsó al Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) a iniciar en octubre de 2019 una Hoja de Ruta con actuaciones que podría acometer la Administración General del Estado. que, en el segundo semestre del 2021 tras la crisis de hi-

poxia en la laguna, y segundo episodio de mortandad de peces, se inició la elaboración del Marco de Actuaciones Prioritarias para la Recuperación del Mar Menor (MAPMM), y se declararon de interés general determinadas actuaciones⁴. La trayectoria hasta el marco actual con una dotación de 675,05 M€, ha sido el siguiente:



Figura 8. Trayectoria de aprobación y actualización del MAPMM. Fuente: Celia Martínez Hidalgo.

⁴ Disposición Adicional 2ª del RDL 27/2021 de 23 de noviembre.

El MAPMM se ha diseñado para abordar e intervenir en las principales causas que han motivado la eutrofización y la crisis ecosistémica del Mar Menor, contribuyendo a la recuperación de su dinámica natural de la laguna, restauración y renaturalización de las zonas más afectadas y degradadas de la cuenca vertiente.

Se incluyó un esquema de proyectos e intervenciones, priorizando las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN) estructuradas en 10 líneas de actuaciones, a ejecutar a través de un total de 35 medidas, destinadas a recuperar la integridad biológica de la laguna y contribuir a reordenar los usos socioeconómicos de su entorno, haciéndolos más compatibles con la preservación del patrimonio natural.

Los principios que sustentan el MAPMM son siete:

- **PRIMERO:** debe priorizarse la restitución de la **legalidad** y las garantías de su cumplimiento en lo que respecta al agua y el Dominio Público Hidráulico y Dominio Público Marítimo Terrestre.
- **SEGUNDO:** deben incluirse actuaciones dirigidas a solucionar o revertir la problemática desde el **origen**.
- **TERCERO:** siempre que sea posible se debe considerar la aplicación de **Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN)**.
- **CUARTO:** las actuaciones deben responder al mejor **conocimiento científico** disponible.
- **QUINTO:** las actuaciones deben ser **complementarias** unas con otras, de modo que el desarrollo paralelo de las mismas multiplique la efectividad del conjunto.
- **SEXTO:** deben estar alineadas **con las normativas europeas, estatales y autonómicas**, como con la Ley de Restauración de la Naturaleza recientemente aprobada por el Parlamento Europeo.
- **SÉPTIMO:** la **participación social** es una prioridad en el proceso del diseño de las actuaciones, así como la **información y comunicación**.

Las 10 líneas y su dotación económica son las siguientes:

LÍNEAS MAPMM	ACTUALIZACIÓN MAPMM
	MIL €
1. Ordenación y vigilancia del dominio público hidráulico	27,650
2. Restauración y mejora ambiental en el ámbito de la cuenca del Mar Menor. Soluciones basadas en la naturaleza	449,500
3. Protección de la ribera del Mar Menor y la ribera mediterránea	37,00
4. Actuaciones complementarias de gestión de inundaciones y reducción de la carga contaminante. Saneamiento y depuración	91,700
5. Conservación de la biodiversidad	14,400
6. Apoyo a la transición de sectores productivos	37,000
7. Reformas normativas	—
8. Mejora del conocimiento y seguimiento	15,800
9. Planificación y visión a medio-largo plazo	0,200
10. Información pública y participación social	1,800
TOTAL	675,050

Tabla 1. Líneas del MAPMM.

Los órganos gestores responsables del MITECO y otros órganos competentes implicados en el desarrollo del MAPMM son: **Dirección General del Agua, Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación, Confederación Hidrográfica del Segura, Dirección General de la Costa y el Mar, la Fundación Biodiversidad y IEO-CSIC** (Ministerio de Ciencia e Innovación).

La labor de coordinación de las actuaciones del MAPMM y de los correspondientes centros gestores se

desarrolla por la **Oficina Técnica del Mar Menor (OTMM)**, unidad no orgánica, funcional, que depende de la Subsecretaría del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico y del Comisionado del Ciclo del Agua y Restauración de Ecosistemas.

En la siguiente dirección se encuentran los informes de avances del MAPMM que se actualizan periódicamente: <https://www.miteco.gob.es/es/ministerio/planes-es-trategias/mar-menor/novedades-avances.html>.

1.1.4. Modelo de intervención. Medidas para la recuperación de la cuenca vertiente al Mar Menor

Para diseñar y ejecutar el MAPMM, se ha tenido en cuenta la configuración de las subcuencas que integran la cuenca vertiente al Mar Menor, así como los acuíferos, la laguna y la conexión con el Mediterráneo, por ser sistemas que interactúan entre sí.

Para la **intervención física** en el territorio se han considerado tres tramos y ámbitos de la cuenca vertiente diferenciados según funcionalidad.

Por un lado, los **tres tramos** de la cuenca vertiente serían los siguientes:

- La **cuenca alta y media-alta**, con mayores pendientes y cotas superiores a 150 m. Supone el 66% de la superficie total de la cuenca y, mediante las SBN, podría convertirse en la

“esponja” para evitar las inundaciones de los núcleos costeros y la llegada de contaminantes al Mar Menor.

- La **cuenca media-baja**, que sería la franja idónea para detener y disminuir la velocidad de los caudales torrenciales y evitar así su acumulación.
- La **cuenca baja**, en el borde costero, en la que hay que fomentar la función de filtrado y donde se prevé la construcción de un cinturón verde (humedales, filtros verdes y áreas de renaturalización) como espacio multifuncional, que reduzca la carga contaminante y de sedimentos que llegan a la laguna, y potencie la mejora paisajística y de uso público complementario.



Figura 10. Caracterización de la cuenca vertiente del Mar Menor por ámbitos y tramos. Fuente. Celia Martínez Hidalgo.

Las actuaciones a diseñar, que se correspondería con cada uno de esos tres tramos tendrían las funciones principales de ACUMULAR, DETENER Y FILTRAR, en relación con el agua y la contaminación, dependiendo de que la intervención se hiciera en la cuenca alta-media, alta, media o baja.

Por otro lado, las actuaciones se organizan según **tres ámbitos**: las ramblas costeras, la Rambla del Albuñón y las Ramblas Mineras.

De las 10 líneas de actuación, la **Línea 2 “Restauración y mejora ambiental en el ámbito de la cuenca del Mar Menor. Soluciones Basadas en la Naturaleza”** es la que tiene un mayor peso específico y presupuestario, debido a que es donde se recogen las actuaciones

para la intervención física más importante en el territorio, hacia la recuperación de la funcionalidad ambiental de la cuenca vertiente, aplicando siempre que sea posible, Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN).

La importancia de las Soluciones Basadas en la Naturaleza y las razones que han determinado su elección en el modelo de intervención en el territorio, es que pueden actuar en diferentes dimensiones (cauces, barrios, equipamientos, viviendas, etc.), que son actuaciones transversales en cuanto a materias, usos del territorio y normativa, que inciden en el origen del problema y que presentan múltiples beneficios. Además, son intervenciones estructurantes, ya que presentan la capacidad de articular y servir de base de la ordenación territorial.



Figura 11. Estructura territorial de la cuenca vertiente. Fuente. Celia Martínez Hidalgo.

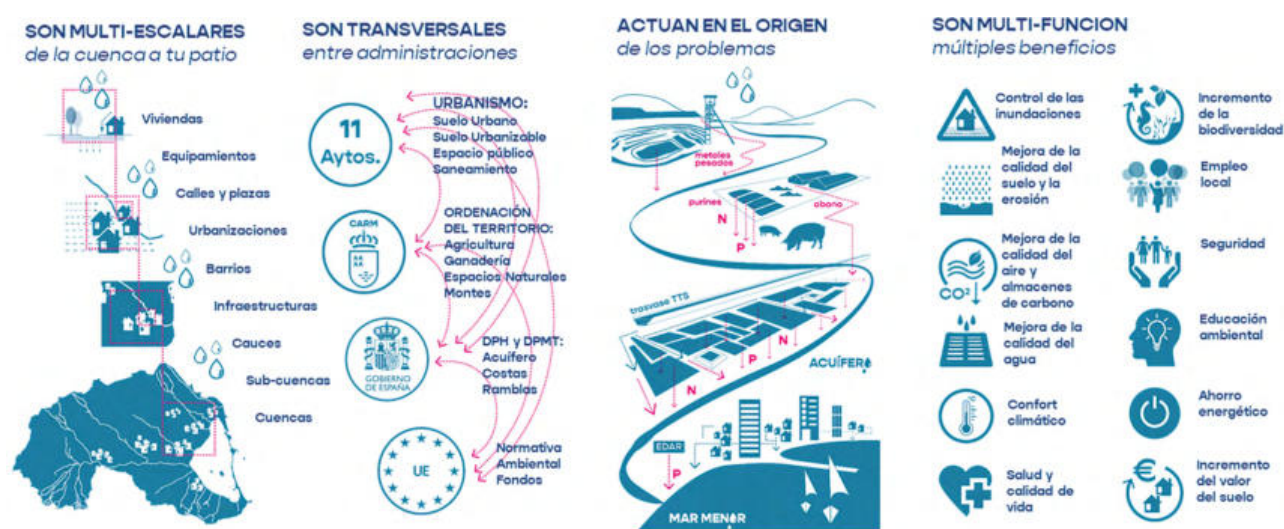


Figura 12. Características de las Soluciones Basadas en la Naturaleza. Fuente. Celia Martínez Hidalgo.

El **objetivo principal** de las medidas que incluye es el de “actuar en el origen para eliminar las afecciones directas y lograr un efecto tampón o amortiguador de impactos y de la carga contaminante de las aguas antes de llegar a la laguna, así como una naturalización de la cuenca vertiente en las zonas que pueden estar disponibles, abordando las causas del estado de eutrofización”.

Las **medidas** y el correspondiente **objetivo específico** que se pretende conseguir, son las siguientes:

- **Medida 2.1 Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde**, con el objetivo específico de “Recuperar la capacidad filtrante del entorno, a través de la natu-

ralización de la franja perimetral de la laguna. Para ello se emplearán Soluciones Basadas en la Naturaleza que permitan recuperar ecosistemas y funciones en el entorno inmediato de la laguna y en la cuenca vertiente considerando las funcionalidades propias de la conectividad entre dichas soluciones, el sistema hidrológico y los ecosistemas restaurados”. (presupuestada en 52 M€)

- **Medida 2.2 Renaturalización y mejora ambiental de las ramblas, gestión de inundaciones y creación de corredores verdes que doten de conectividad a toda la red de drenajes**, con el objetivo específico de “Recuperar la capacidad drenante propia del territorio y el paisaje tradicional mediterráneo,

para lo que es preciso recuperar humedales y conservar las ramblas vertientes al Mar Menor cuyos cauces y corrientes temporales se encuentran ocupados, alterados o en un deficiente estado de conservación que incrementa los riesgos de inundaciones y sus consecuencias. Se pretende crear un efecto tampón a los impactos, para lo que se plantea actuar preferentemente en las zonas más próximas a la laguna y en el sistema hidrológico superficial”.

(presupuestada en 256,70 M€)

- **Medida 2.3 Actuaciones de restauración de emplazamientos mineros peligrosos abandonados y restauración de zonas afectadas por la minería en la zona de influencia del Mar Menor**, con el objetivo específico de *“Recuperar la capacidad de retención de la cuenca en las zonas afectadas por la minería. Esto supone ejecutar actuaciones sobre los procesos de infiltración en el subsuelo de las explotaciones mineras antiguas no restauradas y balsas mineras abandonadas, y actuar sobre las ramblas que reciben las escorrentías contaminadas para evitar su llegada al Mar Menor”.*

(presupuestada en 110,80 M€)

- **Medida 2.4 Recuperación hidrológico forestal de la cuenca alta**, con el objetivo específico de *“Recuperar la capacidad hidrológico-forestal y de acumulación de la zona media alta de la cuenca vertiente, para laminar los efectos que las lluvias torrenciales tienen aguas abajo sobre las poblaciones de la costa”.*

(presupuestada en 30 M€)

Todas estas medidas, se están diseñando y ejecutando de manera que sean complementarias entre sí, y coherentes con los objetivos del resto de medidas del MAPMM. Entre ellas, tanto la **medida 2.1**, como la **medida 2.3**, suponen un reto de gran envergadura y novedoso, y requieren de la obtención de una importante superficie de terrenos para actuar, al no intervenir en Dominio Público.

Por un lado, con la creación del “cinturón verde” se pretende conseguir desarrollar una serie de infraestructuras seminaturales que conecten ecológicamente con los espacios protegidos del perímetro de la laguna, de manera que se asegure un espacio amplio que además de contribuir a la mejorar la capacidad de retención de la cuenca vertiente en su tramo final, contribuya a la mejora paisajística de los entornos urbanos, de la biodiversidad y de la resiliencia del territorio al cambio climático.

Por otro lado, la medida para la restauración de los emplazamientos mineros presentes en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, en su vertiente al Mar Menor, y la corrección hidrológico forestal prevista, supone la mayor intervención que se ha impulsado en España en restauración de espacios degradados y contaminados por minería metálica a cielo abierto, y supondrá la recuperación de la cubierta vegetal en el entorno de las cabeceras de las ramblas mineras con la plantación de especies vegetales que permitan minimizar la erosión y el aporte de sólidos a través de las ramblas y posibilitarán, a medio plazo, la conformación de superficies forestales de interés como hábitats naturales.

1.2. La Restauración ecológica en la línea 2.1. del MAPMM: soluciones basadas en la naturaleza, actuaciones de restauración de ecosistemas y creación del “Cinturón Verde”

AUTORES: Francisco Guil Celada, María Degania Medina Vidal. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (MITECO).

Tal y como señalaba el **Instituto Español de Oceanografía en su informe de 2019** sobre el estado de la laguna, la recuperación del Mar Menor será lenta y compleja, incluso con la eliminación de la entrada de todos los nutrientes procedentes de la cuenca. Entre las medidas que dicho informe proponía como **soluciones en origen**, están las Soluciones Basadas en la Naturaleza.

El concepto paraguas de las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SbN) hace referencia a un enfoque de gestión que utiliza los procesos y elementos de la naturaleza para abordar diversos desafíos sociales, ambientales y económicos de manera sostenible. Estas soluciones se basan en la protección, restauración o gestión sostenible de los ecosistemas naturales o modificados, buscando mejorar el bienestar humano y generar beneficios ambientales.

Características clave de las SbN:

- Enfoque ecológico: Aprovechan los procesos naturales para solucionar problemas como el cambio climático, la gestión del agua, la conservación de la biodiversidad, la seguridad alimentaria y la salud pública.
- Multifuncionalidad: Generan beneficios múltiples, no solo ambientales, sino también económicos y sociales. Por ejemplo, una restauración de humedales puede mitigar inundaciones, mejorar la calidad del agua y crear espacios recreativos.
- Adaptabilidad: Están diseñadas para ser flexibles y adaptarse a los cambios, lo que las hace particularmente efectivas para enfrentar desafíos dinámicos como el cambio climático.
- Coste-beneficio: Las SbN suelen ser soluciones más económicas y sostenibles a largo

plazo que las “infraestructuras grises” tradicionales, como presas o diques.

Concretamente, el informe del IEO **resaltaba las siguientes intervenciones como SbN válidas:**

- La recuperación ambiental y funcional de los cauces y del conjunto de la red hidrológica de la cuenca del Mar Menor;
- La reducción de los riesgos de erosión mediante un laboreo menos agresivo y una mejora de las propiedades de los suelos;
- La utilización de cubiertas vegetales y setos que contribuyan a reducir la energía de las escorrentías y a retener el suelo;
- La recuperación de las superficies naturales de humedales periféricos a la laguna y la construcción de humedales artificiales de localización estratégica, en combinación con otros sistemas capaces de retener y depurar las aguas de escorrentía y efluentes generados en la zona (por ejemplo, biorreactores de madera).

A su vez, señalaban que **los humedales son además los únicos sistemas capaces de retener y eliminar buena parte de los sedimentos y nutrientes transportados en caso de avenidas.**

Todas estas propuestas inspiraron el contenido de la línea 2.1. del MAPMM, que incluyó:

Actuaciones de restauración ecológica, de ecosistemas naturales, dentro de una franja perimetral de al menos 1.500 m alrededor del Mar Menor, con el objetivo de eliminar afecciones directas y buscar un efecto amortiguador de impactos, así como una naturalización del entorno.

Dentro del MAPMM, se incluye un **resumen de actuaciones** previstas entre las que resalta de nuevo la ejecución de infraestructuras verdes, el empleo de soluciones basadas en la naturaleza, el diseño de pasillos de vegetación entre espacios protegidos, la utilización de zonas inundables para crear humedales seminaturales, el diseño de zonas de amortiguación o filtro verde, restaurar los humedales preexistentes (saladares y tarayales).

Todo este contexto es el que enmarcó el diseño preliminar de los proyectos a dirigir por la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (DGBBD) como centro gestor de esta línea.

Es importante resaltar que en todo el proceso de diseño de soluciones por parte de la DGBBD se ha construido una visión que se considera adecuada y proporcionada en cuanto a coste-beneficio, y que además se fue contrastando y enriqueciendo de la colaboración con múltiples instituciones científicas, de numerosas administraciones públicas, y de los procesos de participación ciudadana, constituyendo por tanto una visión validada por la ciencia, razonada, participada, eficaz y justificada; pero no por ello constituye la única manera de afrontar la problemática del Mar Menor desde la perspectiva de las Soluciones basadas en la Naturaleza.

1.2.1. El marco científico-técnico para la restauración ecológica: la SER, los diez principios básicos para la RE-Decenio de las Naciones Unidas 2021-2030 y la Guía Práctica para la Restauración Ecológica

La **restauración ecológica** (RE) es una disciplina que ha evolucionado a lo largo de la historia, actualmente definida por la **Society for the Ecological Restoration** como “el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (SER, 2014).

La aprobación del [Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas](#) (en adelante, el Decenio de las Naciones Unidas), mediante la Resolución 73/284 supuso un momento clave al actualizar esta definición a “Restauración de Ecosistemas” como “el proceso de detener y revertir la degradación, cuyo resultado se ve reflejado en mejores servicios ecosistémicos y recuperación de la biodiversidad”. La RE abarca un amplio espectro de prácticas, según las condiciones locales y las elecciones de la sociedad (PNUMA, 2021)¹.

De esta forma, la **Estrategia del Decenio de las Naciones Unidas**² y sus **Principios para la restauración de los ecosistemas**³ establecen una serie de fundamentos para todas las actividades de restauración. Por su parte, a nivel nacional, el MITECO publicó en 2018 la Guía Práctica para la Restauración Ecológica.

A partir de ambas publicaciones, se presentan los siguientes principios como los básicos que han guiado el planteamiento de los proyectos de la DGBBD para la recuperación del Mar Menor, que, además, en abril de 2024, se presentaron a la convocatoria de **Proyectos Insignia del Decenio de Naciones Unidas para la Restauración de Ecosistemas**⁴; un reconocimiento a los proyectos de restauración de ecosistemas a largo plazo y gran escala que cumplan con los 10 principios de la restauración según Naciones Unidas.

¹ Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 2021. Becoming #GenerationRestoration: Ecosystem restoration for people, nature and climate [en línea]. Nairobi. [Consultado el 10 de agosto de 2021]. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/36251/ERPNC.pdf>

² Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y FAO. 2020. Estrategia para el Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas [en línea]. [Consultado el 11 de agosto de 2021]. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31813/ERDStrat_sp.pdf?sequence=4&isAllowed=y

³ FAO, CGE UICN y SER. 2021. Principios para la restauración de los ecosistemas como guía para el Decenio de las Naciones Unidas 2021-2030. Roma, FAO.

⁴ <https://www.decadeonrestoration.org/world-restoration-flagships>



**CONTRIBUCIÓN
GLOBAL**



**AMPLIA
PARTICIPACIÓN**



**DIFERENTES TIPOS
DE ACTIVIDADES**



**BENEFICIOS PARA LA
NATURALEZA Y LAS
PERSONAS**



**ABORDA LAS
CAUSAS DE
DEGRADACIÓN**



**INTEGRACIÓN DE
CONOCIMIENTOS**



**OBJETIVOS
MEDIBLES**



**CONTEXTOS LOCALES
Y DE PAISAJES
TERRESTRES O MARINOS**



**SEGUIMIENTO Y
GESTIÓN**



**INTEGRACIÓN
DE POLÍTICAS**

Figura 1. Los diez principios para la RE según Naciones Unidas (Infografía tomada de: <https://www.decadeonrestoration.org/es/publications/principios-para-la-restauracion-de-los-ecosistemas-como-guia-para-el-decenio-de-las>).

PRINCIPIOS PARA LA RE-DECENIO DE LAS NACIONES UNIDAS 2021-2030	PRINCIPIOS DE LA GUÍA PRÁCTICA (MITECO)
La RE contribuye al logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030, los objetivos de biodiversidad, clima y neutralidad en la degradación de tierras de las tres convenciones de Río.	
La RE promueve que todas las partes interesadas, los titulares de derechos, y los grupos subrepresentados reciban oportunidades para participar durante todo el proceso, desde la planificación hasta el monitoreo mediante una gobernanza inclusiva y transparente.	
El proyecto debe generar ganancia neta para la biodiversidad, salud e integridad de los ecosistemas y bienestar humano, incluyendo diferentes actividades como la producción sostenible de bienes y servicios, desde una perspectiva holística.	Implica un diagnóstico ecológico . Dado que cada caso es único, la RE se sirve de un diagnóstico específico del espacio a restaurar que, además, ha de tener un enfoque holístico, en el que se contemplen las necesidades socioeconómicas y el contexto histórico-cultural a distintas escalas. Incluye las relaciones ecosistémicas y también el paisaje.
La RE debe mejorar y no sustituir la conservación de la naturaleza, con el objetivo de lograr el nivel más alto de recuperación para la naturaleza y las personas . Las prácticas deben asistir la recuperación natural y no causar mayor degradación. Se debe favorecer el uso de especies nativas y evitar las exóticas.	La importancia del ecosistema de referencia , que define los procesos ecológicos que se deben recuperar y que suele ser próximo y semejante al original (en el caso de las rehabilitaciones y remplazos, como se verá más adelante, este concepto se puede ver modificado). El ecosistema de referencia no suele ser único ni estático y para su adecuada selección resulta de mucha utilidad conocer la evolución histórica y/o a futuro (en un contexto de cambio global). Este ecosistema de referencia es la base para establecer las características de la intervención (morfología, taxones, hidrología, procesos dinámicos, etc.).

PRINCIPIOS PARA LA RE-DECENIO DE LAS NACIONES UNIDAS 2021-2030	PRINCIPIOS DE LA GUÍA PRÁCTICA (MITECO)
Durante la fase de planificación, los proyectos mitigarán/eliminarán las causas directas e indirectas de la degradación , de manera conjunta con las acciones de restauración, incorporando prácticas sostenibles.	Busca una intervención mínima : Al identificar los procesos ecológicos clave que rigen el funcionamiento del ecosistema y actuar sobre ellos, se desencadena la expresión de la memoria y se activa la capacidad de auto-regeneración de los ecosistemas. Por ello, se deben tener en cuenta los procesos dinámicos que permitan establecer mecanismos de mínima intervención en la gestión futura.
Incorporará todo tipo de conocimientos (indígena, tradicional). Se fomentará la toma de decisiones inclusiva, consensuada y basada en el mejor conocimiento disponible, identificando vacíos de conocimiento y priorizando la investigación.	Está basada en criterios científicamente contrastados : Se trata de un conocimiento que sigue el método científico, cuyos resultados están avalados con su publicación en revistas científicas reconocidas, lo que supone que han sido exhaustivamente revisados y posteriormente evaluados por expertos.
Los proyectos deben tener objetivos medibles, realistas y alcanzables en los diferentes plazos, incluyendo indicadores con respecto a la condición de referencia. Debe permitir la evaluación y la gestión adaptativa.	Lleva asociados modelos de gestión adaptativa , que permiten marcar fases en las que medir la evolución del ecosistema y así, en caso de producirse desviaciones respecto a los objetivos iniciales previstos, se pueden reorientar las medidas y acciones de restauración o incluso los objetivos. Esta labor de continuo seguimiento y evaluación del desarrollo del proyecto permite manejar la incertidumbre derivada de sistemas ecológicamente complejos, adaptando el proyecto en todo momento hacia las metas de restauración.
El contexto local debe tenerse en cuenta en todos los proyectos, independientemente de la escala espacial, y abordará adecuadamente las amenazas al paisaje, los efectos transfronterizos y la conectividad.	
Las actividades incluirán un seguimiento efectivo en el tiempo que desde el inicio refleje las condiciones de base y permita la anticipación de resultados y la gestión adaptativa .	Debe ser flexible y pragmática , de manera que teniendo en cuenta los marcos ecológico, socioeconómico y cultural se maximice la biodiversidad, los procesos ecológicos y la provisión de servicios ecosistémicos.
Las acciones deben estar integradas y desarrolladas con coordinación de políticas sectoriales a través de un sistema de gobernanza eficaz que integre el compromiso a nivel local, nacional e internacional, y fomentando la replicación y la ampliación.	

Tabla 1. Comparativa entre principios para la restauración ecológica según Naciones Unidas y la Guía Práctica del MITECO.

1.2.2. Definición de objetivos, ecosistemas de referencia y enfoque holístico

Enfoque holístico y objetivos

La RE, al tener un abordaje desde la ecología, debe ser holística, multidisciplinar y transversal. El enfoque científico-técnico debe estar integrado con la socioeconomía, los servicios ecosistémicos

y la cultura, patrimonio histórico y paisaje. Este enfoque holístico lo integra el MAPMM, que funciona como programa marco estratégico para los proyectos a desarrollar dentro de la línea 2.1. Por lo tanto, es tan importante el desarrollo de proyectos dentro de esa línea como que estos estén

coordinados con el resto de líneas y el conjunto funcione desde la coherencia territorial de la unidad geográfica que se está tratando: la cuenca vertiente al Mar Menor.

Los dos objetivos principales que los proyectos deben alcanzar son:

- Medidas de **reducción de impactos** (amortiguación/eliminación de impactos directos sobre la laguna)
- Medidas de **renaturalización del entorno**.

Ecosistema de referencia. Actuaciones pasivas y activas

El ecosistema de referencia como fin último a restaurar es la laguna, que actualmente se encuentra en desequilibrio. Sin embargo, los proyectos de la línea 2.1. no actúan directamente sobre esta, sino sobre los ecosistemas de transición y terrestres que hay en la cuenca. Por lo tanto, se trata de actuaciones **de restauración activa en la cuenca y litoral, que provocan una restauración pasiva en la laguna**.

1.2.3. Diseño preliminar del Cinturón Verde: las tres ramas de proyectos: filtros verdes, humedales seminaturales y áreas de renaturalización. Objetivo y justificación

Teniendo en cuenta todo el contexto anteriormente expuesto y las conclusiones de los informes del IEO, se comenzó a trabajar con la premisa de que el “Cinturón Verde” podía dividirse en actuaciones enfocadas al tratamiento de los diferentes focos de contaminación contenida en aportes de agua superficial y subterránea a la laguna, de manera que la entrada de agua dulce al Mar Menor se viera reducida y tuviera mejores condiciones (baja concentración en nutrientes y contaminantes, bajo contenido en sedimentos).

Todo esto inició un proceso de diseño, que como se expone en los siguientes capítulos ha sido: basado en la ciencia, validado por numerosas administraciones públicas, participado con los principales agentes en el territorio, justificado y razonado, eficaz en el coste-beneficio, y contenido en el concepto de Soluciones basadas en la Naturaleza; y que trabaja con los siguientes objetivos:

- Tratar el agua del **acuífero cuaternario**. Se empezó a trabajar con las experiencias aprendidas por el equipo de la Universidad Politécnica de Cartagena, con casos de éxito en la utilización de **biorreactores desnitrificantes** en el campo de Cartagena. Se desarrolló el conjunto de proyectos se denominado **“FILTROS VERDES Y HUMEDALES ARTIFICIALES”**.
- Tratar las aguas superficiales en los **cauces permanentes** de la cuenca, y especialmente en la rambla del Albujón. Se planteó la creación de humedales seminaturales que pudieran realizar un tratamiento secundario en los efluentes de los biorreactores, y también un

primer tratamiento de los caudales circulantes por las ramblas, controlando la entrada y salida de agua desde la rambla hacia el humedal y de vuelta a la rambla. En este punto se trabajó con el conocimiento aportado por la Universidad de Murcia. Este conjunto de proyectos se denominó **“HUMEDALES SEMINATURALES”**.

- Tratar la **escorrentía difusa**, en zonas en las que no hay cauces definidos, y especialmente en el arco sur del Mar Menor, donde la litología es diferente y se observan **sedimentos muy finos** directamente relacionados con los problemas de turbidez en el Mar Menor (Alcántara-Carrió, 2019). Se planteó la creación de bandas de amortiguación con vegetación, setos, modificación geomorfológica de las pendientes y renaturalización de terrenos agrícolas; todo ello a modo de corredores que fomentaran la conectividad ecológica en el arco sur. Para el planteamiento de estos proyectos se consultó a numerosos expertos, analizando la eficacia del proyecto en cuanto a retención de escorrentía, sedimentos y nitratos, junto con una evaluación socioeconómica de los servicios ecosistémicos que la renaturalización podría producir, trabajando con la Universidad Politécnica de Valencia, la Universidad Politécnica de Cartagena y la Universidad Politécnica de Madrid. Este conjunto de proyectos se denominó **“ÁREAS DE RENATURALIZACIÓN”**.

De esta forma, estos proyectos funcionarían de manera coordinada y coherente territorialmente con las actuaciones llevadas a cabo en Dominio Público

Hidráulico (a ejecutar por la Confederación Hidrográfica del Segura), y las actuaciones en cabecera de cuenca (la línea 2.3.; dedicada a la Sierra Minera como fuente importante de contaminantes que afectan al Mar Menor).

Esta red coordinada de proyectos dentro del MA-PMM busca trabajar con un enfoque holístico, y se ha planteado de forma que cumpla con todos los principios de la RE expuestos anteriormente, como se observa en los siguientes capítulos.



Figura 2. Imagen de concepto. Proyectos de filtros verdes.



Figura 3. Imagen de concepto. Proyectos de humedales seminaturales.



Figura 4. Imagen de concepto. Proyectos de áreas de renaturalización.

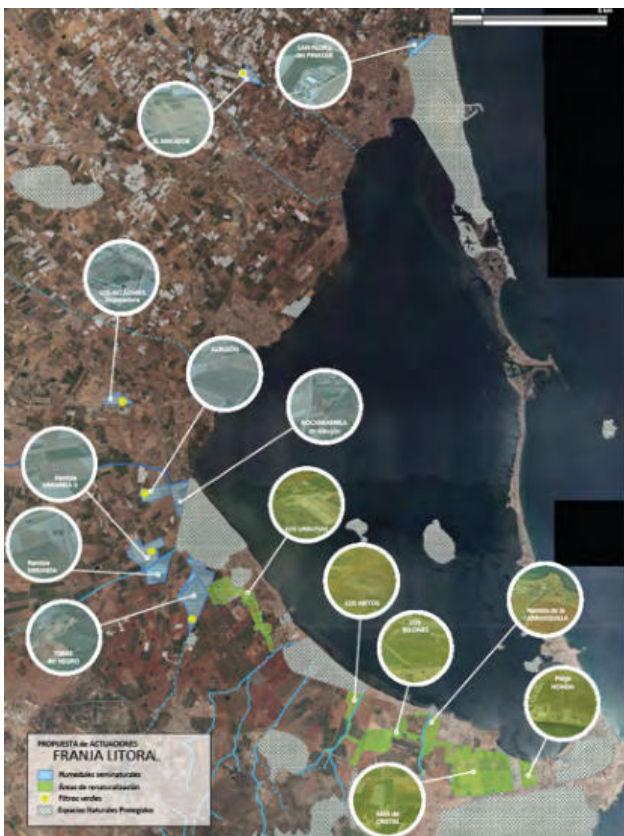


Figura 5. Proyectos del cinturón verde. Ubicación y diseño inicial.

Bibliografía

- AgUILAR Escribano, J., Gimenez-Casaldueiro, F., Mas Hernández, J., & Ramos-Esplá, A. A. (2016). Evaluación del estado y composición de la Comunidad Fitoplanctónica de las aguas del Mar Menor, Murcia (mayo de 2016).
- Alcántara-Carrió, J. (2019). Procesos sedimentarios y calidad del agua en el Mar Menor: análisis de la turbidez y la influencia de aportes terrestres. *Journal of Coastal Research*, 35(4), 804-812
- Álvarez-Rogel, J. (coordinador). 2019. Informe final de la Asistencia Técnica Estudio biogeoquímico de los fondos del Mar Menor (Murcia) – Caracterización geoquímica de sedimentos. Ref. Tec0004881. Grupos de Investigación Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola (ETSIA-Universidad Politécnica de Cartagena)-Seagrass Ecology Group-IEO (Centro Oceanográfico de Murcia)- Cartografía de suelos y paisaje, físico-química, degradación y recuperación de suelos y aguas (Universidad de Santiago de Compostela). TRAGSA-CARM-FEDER.
- Belando-Torrente MD, García-Muñoz R, Ramos Segura A, Bernardeau-Esteller J, Giménez-Casero J, Marín-Guirao L, García-Moreno P, Franco-Navarro I, Fraile Nuez E, Mercado-Carmona J, Ruiz JM. 2019. Collapse of macro-

- phytic communities in a eutrophicated coastal lagoon. XXth Simposio de Estudios del Bentos Marino. Braga (Portugal). Septiembre 2019.
- Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los Cambios de Usos y su Influencia en las Comunidades y Hábitats Naturales en la Cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el Uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Conesa Alcaraz, H., & Jiménez Carchenilla, A. (2016). Turbidez y calidad del agua en el Mar Menor: implicaciones ecológicas y posibles soluciones. Informe Técnico del Instituto Español de Oceanografía.
- Estrategia para el Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas [en línea].
- FAO, CGE UICN y SER (2021). Principios para la restauración de los ecosistemas como guía para el Decenio de las Naciones Unidas 2021-2030. Roma, FAO.
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G., Albaladejo, J., Castillo, V.M., 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *The Science of the Total Environment* 373, 220–239.
- IEO. 2019. Informe parcial de resultados sobre la evolución de los efectos de la DANA en el Mar Menor. Seagrass Ecology Group-IEO, Centro Oceanográfico de Murcia.
- MAGRAMA. 2015. Caracterización de las fuentes de contaminación de aguas subterráneas mediante técnicas multisotópicas. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Mola, I., Sopeña, A. y de Torre, R. (editores) 2018. Guía Práctica de Restauración Ecológica. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 77 pp (disponible en <https://ieeb.fundacion-biodiversidad.es/content/guia-practica-de-restauracion-ecologica>)
- Molina, A., & Durán, M. (2018). Evaluación de la aportación de sedimentos al Mar Menor y su influencia en los episodios de turbidez: una aproximación desde el análisis de cuencas vertientes. Universidad de Murcia, Departamento de Ciencias del Mar.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y FAO. 2020.
- Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas (2004). Principios de SER international sobre restauración ecológica.

A landscape photograph showing a coastal area. In the foreground, there are clumps of tall, dry, yellowish-brown grass. Behind this is a large, flat area of dark brown, tilled soil. In the distance, a small town is visible on the left, and a large, rounded mountain rises against a clear blue sky on the right.

CARACTERÍSTICAS DE LA FRANJA LITORAL DEL MAR MENOR Y SU SITUACIÓN ACTUAL

BLOQUE 2

2.1. Principales características de la cuenca vertiente del Mar Menor

AUTORES: Marcos Del Pozo Manrique, Almudena Fernández Cebrián, Marta González Sánchez, Juan Manuel Martín Luque, José Alejandro Mayordomo Martínez, María Dolores Maza Vera (GRUPO TRAGSA)

La cuenca vertiente del Mar Menor ocupa una superficie aproximada de 1.100 Km² quedando delimitada por varias sierras (Columbares, los Villares, Carrascoy, Fausilla, Gorda y Algarrobo) que marcan los límites de la planicie correspondiente a la comarca del Campo de Cartagena, en los municipios de San Pedro del Pinatar, San Javier, Los Alcázares, Torre Pacheco, Fuente Álamo, Cartagena, La Unión y Murcia.

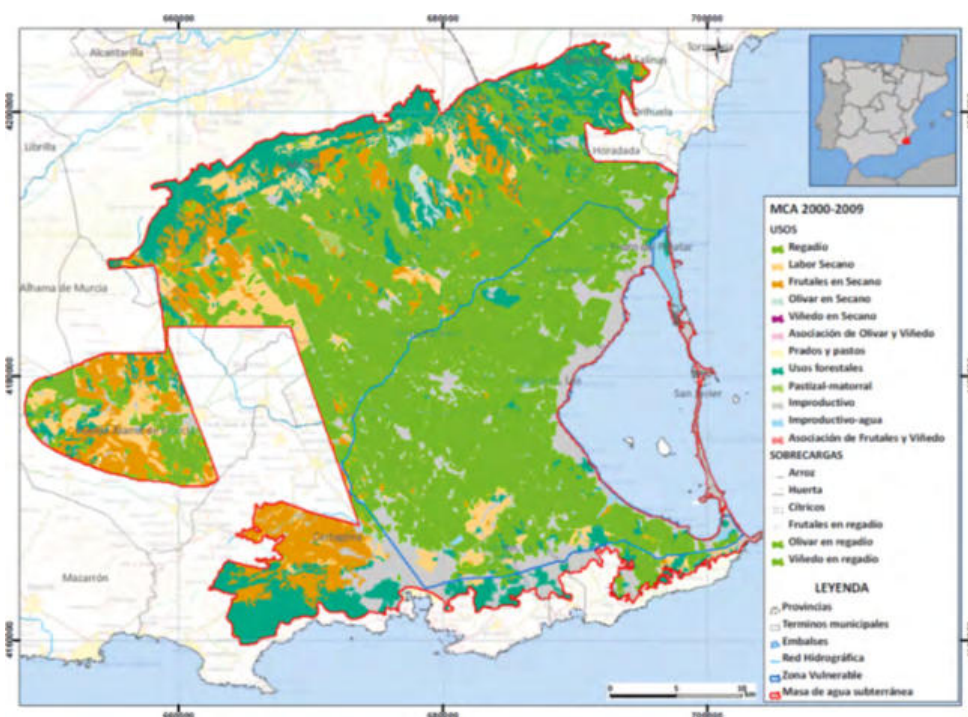
Esta comarca se caracteriza por la predominancia de los usos agrícolas, que han ido evolucionando a lo largo del tiempo (**ver figura 1**), pasando de cultivos de secano (fundamentalmente frutales como algarrobo y almendro) a cultivos de regadío, sobre todo a partir de la llegada de las aguas del trasvase Tajo-Segura en el año 1979.



Figura 1. Términos municipales de la cuenca vertiente del Mar Menor.

El Campo de Cartagena presenta uno de los regadíos más tecnificados y productivos del ámbito nacional, con una importante industria agroalimentaria asociada. Los cultivos predominantes por orden de importancia son los hortícolas al aire libre (lechuga, melón, alcachofa y brécol), los cítricos (limonero, naranjo y mandarino) y los cultivos hortícolas de invernadero (pimiento). Los recursos hídricos disponibles

para riego proceden en su mayor parte del Trasvase Tajo-Segura, aunque también se suministran cantidades menores de otras fuentes: superficial de la cuenca, desalinizada, y reutilizada. Hay que destacar que esta zona está sometida a una gran irregularidad en la disponibilidad de sus dotaciones de agua, habiéndose alcanzado en tiempos pasados situaciones muy críticas (MITECO, 2019).



LEYENDA: SECANO (sepia) y REGADIO (verde)

Figura 2. Usos del Suelo en la masa de agua subterránea Campo de Cartagena. Periodo 1980-1990 (izquierda) y Periodo 2000-2009 (derecha) según el “Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España” MCA (MAPAMA, 2009). Fuente: Análisis de soluciones para el vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena. MITECO. Marzo 2019.

Por otro lado, es destacable la evolución que ha tenido la Comarca en cuanto a superficies que han pasado a “improductivas (artificiales)” como resultado de la expansión urbanística (ver figura 2), así, en el periodo comprendido entre 1999 y 2010, se produjo un incremento de la superficie artificial en el ámbito de la cuenca de más de 10.000 ha, lo que

en términos porcentuales representa un incremento del 8,5%. Este incremento se produjo a costa de la superficie agrícola fundamentalmente, mientras que la superficie forestal experimentó un incremento entre 1999 y 2010 de casi 2.500 ha, pasando de ocupar en torno al 15% de la superficie de la cuenca a un 17%.

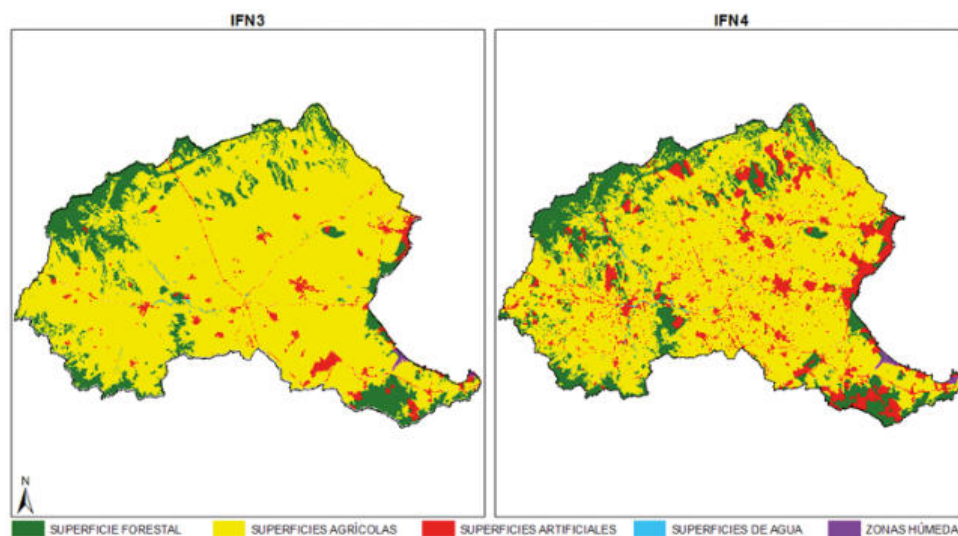


Figura 3. Evolución de los usos del suelo en el ámbito de la cuenca entre el periodo 1999 (IFN3)-2010 (IFN4). Fuente: Análisis de soluciones para el vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena. MITECO. Marzo 2019.

Desde el punto de vista meteorológico, la cuenca se caracteriza por su aridez y temperaturas templadas. El campo de Cartagena es una de las zonas menos lluviosas del país. Las precipitaciones medias oscilan entre 270 y 350 mm. En promedio, el número de días de lluvia al año es de 20 a 25, distribuidos principalmente en los meses de septiembre y octubre, disminuyendo sensiblemente en la época de invierno y primavera.

Es habitual que las precipitaciones sean de tipo torrencial y localizadas especialmente en los meses de otoño, con eventos de más de 200 mm en 24 h. Las temperaturas se caracterizan por ser suaves durante todo el año, con una media de 18-19°C, oscilando entre los 5°C en invierno y los 30°C en verano. La amplitud térmica diaria no suele superar los 10°C.

2.1.2. Hidrología superficial

La red hidrográfica superficial se caracteriza por la presencia de cauces temporales, ramblas, con una actividad vinculada al régimen torrencial de precipitaciones.

Dentro de estos cauces, el único que por su envergadura ha sido clasificado como masa de agua, conforme a la planificación hidrológica vigente, es el correspondiente a la rambla del Albujón, con 29,93 km y una cuenca vertiente de 692,85 km² ¹.

Las otras ramblas del ámbito que desembocan en el Mar Menor son las ramblas del Norte (La Maraña, Cobatillas y Barranco del Agua), la rambla de Miranda y

las conocidas como “ramblas mineras” (Miedo, Matildes, Beal, Barranco Ponce y Carrasquilla).

Estas ramblas mineras, ubicadas en la cubeta sur del Mar Menor, presentan concentraciones elevadas de metales pesados como consecuencia de la actividad minera en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión, ubicada al sur de la cuenca. Por este motivo, las aguas de escorrentía en episodios de lluvias torrenciales constituyen una fuente de contaminación por metales pesados, mientras que el resto de las ramblas se caracterizan por aportar nutrientes (principalmente nitratos y fosfatos).

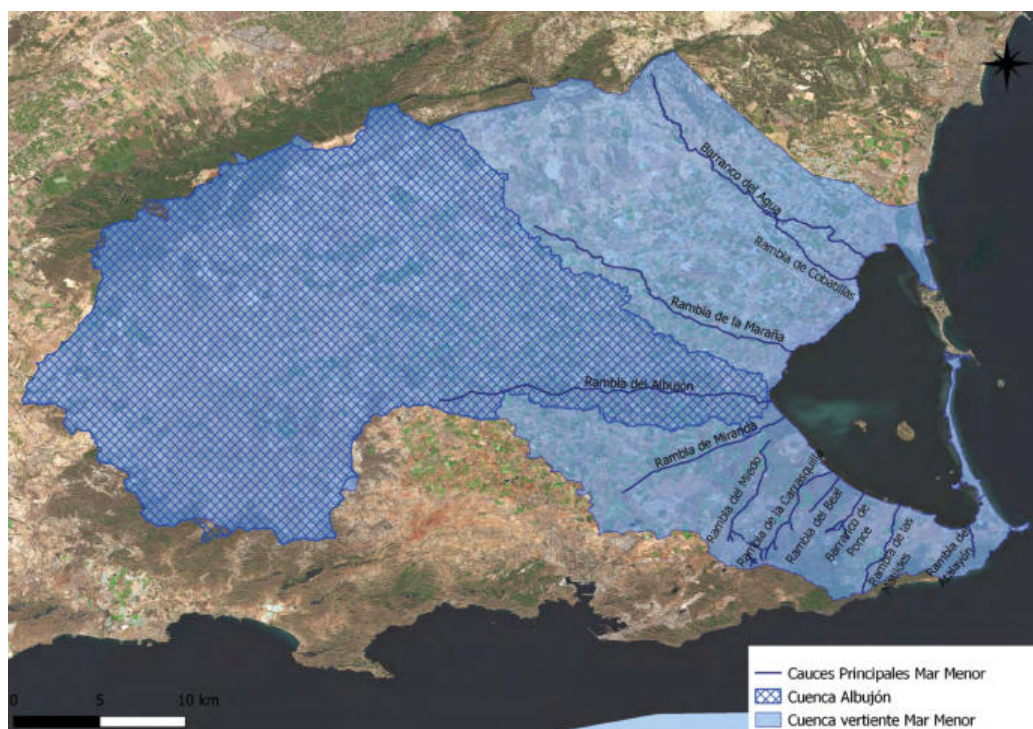


Figura 4. Cuenca vertiente del Mar Menor y principales ramblas. Elaboración propia.

¹ Datos del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (PHDS) 2022-2027 para la masa de agua ES070MSPF001012801 de categoría río natural.

La mayor parte de las ramblas existentes en el ámbito se encuentran encauzadas (con motas en algunos casos) y modificadas con respecto a su trazado original.

Si bien estas ramblas, en régimen natural, no disponían de agua circulante durante la mayor parte del año, en la actualidad, varias de ellas, cuentan

con caudal permanente en desembocadura, debido a la elevación del nivel freático del acuífero cuaternario.

Para un año medio de la serie histórica, la aportación al Mar Menor a través de las ramblas alcanza 25,25 hm³/año, de los cuales 21,25 hm³/año corresponden a avenidas y 4 hm³/año a flujo base.



CÓDIGO IEZH	NOMBRE	SUPERFICIE (ha)	TIPO
IH620002	ENCAÑIZADAS	177,4416	ENCAÑIZADAS
IH620003	SALINAS DE SAN PEDRO DEL PINATAR	670,7586	HUMEDALES CON SALINAS COSTERAS
IH620004	PLAYA DE LA HITA Y SALADARES DEL AEROPUERTO	90,8458	CRIPTOHUMEDAL
IH620005	MARINA DEL CARMOLÍ	408,3712	CRIPTOHUMEDAL
IH620006	SALADAR DE LOS URRUTIAS	7,4653	CRIPTOHUMEDAL
IH620007	SALADAR DE LO POYO	208,4358	CRIPTOHUMEDAL
IH620008	DESEMBOCADURA RAMBLA DE LA CARRASQUILLA	8,3148	CRIPTOHUMEDAL
IH620009	SALADAR DE PUNTA DE LAS LOMAS	4,7594	CRIPTOHUMEDAL
IH620010	SALINAS DE MARCHAMALO	98,1218	HUMEDALES CON SALINAS COSTERAS
IH620011	PLAYA DE LAS AMOLADERAS	11,6462	CRIPTOHUMEDAL
IH620052	LAGUNA DE LOS ALCÁZARES	1,3518	LAGUNA ARTIFICIAL
IH620053	LAGUNAS DEL ALGAR	7,2977	LAGUNA ARTIFICIAL

Figura 5. Humedales del entorno del Mar Menor. Fuente: Inventario Español de Zonas Húmedas. MITECO. Junio 2024.

En el año 2022 fue de 16,5 hm³/año, de los cuales, 7,5 hm³/año correspondieron a episodios de avenida y 9 hm³/año correspondieron al flujo base. De estos

volumenes, casi el 65% fue aportado a través de la rambla del Albujón (10,64 hm³/año). En ese año se registraron nuevos aportes procedentes de las EDAR

de Torre Pacheco y Los Alcázares, que supusieron un 8,5% del aporte total y cuya procedencia es de origen superficial (aguas residuales) y subterráneo (filtraciones del acuífero a la red de saneamiento). (CHS, 2023).

Aparte de la red hidrográfica natural, existe una amplia red de drenaje asociada a los terrenos de cultivo que, junto a las distintas infraestructuras existentes (principalmente la red viaria) y a las superficies urbanizadas condicionan la evacuación de la escorrentía en la superficie de la cuenca vertiente, caracterizada por su escasa pendiente.

Cabe destacar la clasificación de la rambla del Albuñón como “Área de Riesgo Potencial Significativo de Inundación” (ARPSI), conforme al Plan de Gestión del Riesgo de Inundación (PGRI) de la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS), que abarca 28,82 Km en los términos municipales de Los Alcázares, Cartagena, Fuente Álamo de Murcia, Murcia y Torre-Pacheco. El PGRI asigna a esta ARPSI una peligrosidad de significativa a muy alta y un riesgo de muy alto a extremo. Es la tercera de las ARPSI de la DHS en cuanto a extensión de la zona inundable y dentro se encuentran dos de los tramos con caracterizaciones de peligrosidad más elevadas de toda la cuenca.

Dentro de la cuenca vertiente del Mar Menor es importante destacar el papel de los humedales que circundan el frente litoral. Buena parte de la superficie de estas marismas se perdió en los años 60 como consecuencia de la presión urbanística. Los humedales que se conservan en la actualidad cuentan con figuras de protección nacionales y europeas. El papel de estos humedales como elementos de protección del Mar Menor frente a los vertidos producidos en la cuenca vertiente ha sido notable, y la disminución de su superficie ha contribuido al incremento de la vulnerabilidad del Mar Menor frente a las crecientes presiones antrópicas.

Dentro de la hidrología superficial, como último eslabón de la cuenca vertiente, se sitúa el Mar Menor, que constituye una masa de agua costera natural conforme a la clasificación establecida en el Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2022-2027 (PHDS) y que cuenta con una superficie de 13.514,75 ha, siendo una de las lagunas saladas más extensas de Europa. El Mar Menor recibe, por un lado, las aguas superficiales a través de los cauces de ramblas que drenan su cuenca vertiente y, por otro, las aguas subterráneas del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena, cuyas características se describen a continuación.

2.1.3. Hidrogeología

La cuenca vertiente del Mar Menor se asienta sobre la masa de agua subterránea Campo de Cartagena (de código 070.052).

La masa de agua Campo de Cartagena presenta una extensión superficial de 1.238 km² (PHDS, 2022/27). Está compuesta por materiales de naturaleza margosa entre los que se intercalan niveles detríticos y calcáreos que constituyen los diferentes niveles acuíferos. Todo el conjunto compone un sistema acuífero multicapa que puede alcanzar los 1.000 m de espesor. Este sistema presenta cuatro formaciones acuíferas que se clasifican en función de la edad de sus materiales: una superficial de carácter libre (acuífero Cuaternario) y tres profundas de carácter confinado (acuíferos Plioceno, Messiniense y Tortoniense). A continuación, se exponen sus principales características nombrados de más superficial a más profundo (ITGE 1994) (PHDS 22-27) (MITECO, 2019):

- **Acuífero Cuaternario.** Es de naturaleza detrítica y constituye el acuífero libre superior. Está compuesto por gravas, arenas, limos y arcillas

y caliches depositados sobre margas terciarias que actúan como base impermeable, con relativamente alta heterogeneidad de parámetros hidráulicos. Su espesor oscila entre 20-150 m. Aflora en la mayor parte de la extensión superficial del Campo de Cartagena y presenta relación hidráulica directa con el Mar Menor. Su extensión de afloramiento es de 962 km².

- **Acuífero Plioceno.** Compuesto por areniscas con espesores que varían entre 10-110 m. Presenta una extensión de afloramiento de 197 km².
- **Acuífero Andaluciense (o Messiniense).** Compuesto por calizas bioclásticas, areniscas y arenas, con un espesor medio de 125 m, limitadas a base y techo por margas tortonienses y Andalucienses. Su extensión de afloramiento es de 8 km².
- **Acuífero Tortoniense (también denominado “La Naveta”).** Compuesto por conglomerados y areniscas con potencias entre 150 y 200 m. Aflora al norte de la masa de agua en una extensión de unos 25 km².

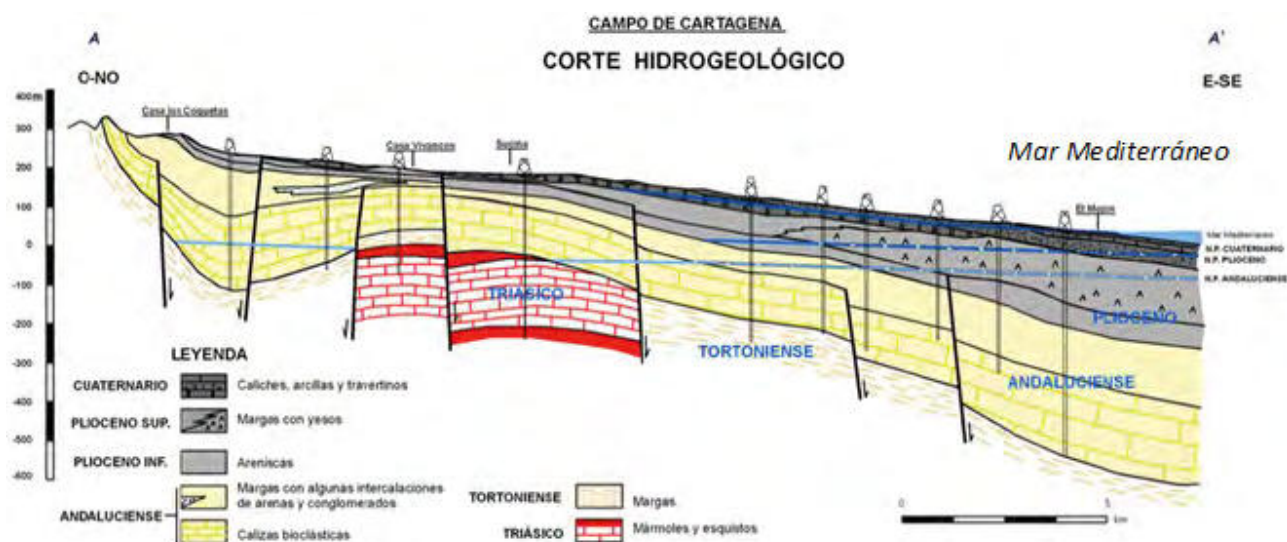


Figura 6. Corte geológico zona norte de la masa de agua C. Cartagena (García Aróstegui, y otros, 2009). Fuente: Análisis de soluciones para el vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena. MITECO. Marzo 2019.

Dentro de dicha masa de agua, el acuífero Cuaternario es el más superficial. Aflora en la mayoría del territorio de la cuenca vertiente del Mar Menor, por lo que la práctica totalidad de las actividades económicas se asientan y desarrollan sobre su superficie. Este hecho, unido a la proximidad del nivel freático (ver figura 6 de evolución del nivel freático) a la

superficie del terreno hace que cualquier vertido, retorno de riego, etc. se infiltre en el terreno alcanzando las aguas subterráneas y, a través de ellas, lleguen al Mar Menor debido a la conexión hidráulica directa existente entre ambas masas de agua, ya que las aguas del acuífero descargan de manera natural en el mismo (MITECO, 2018).

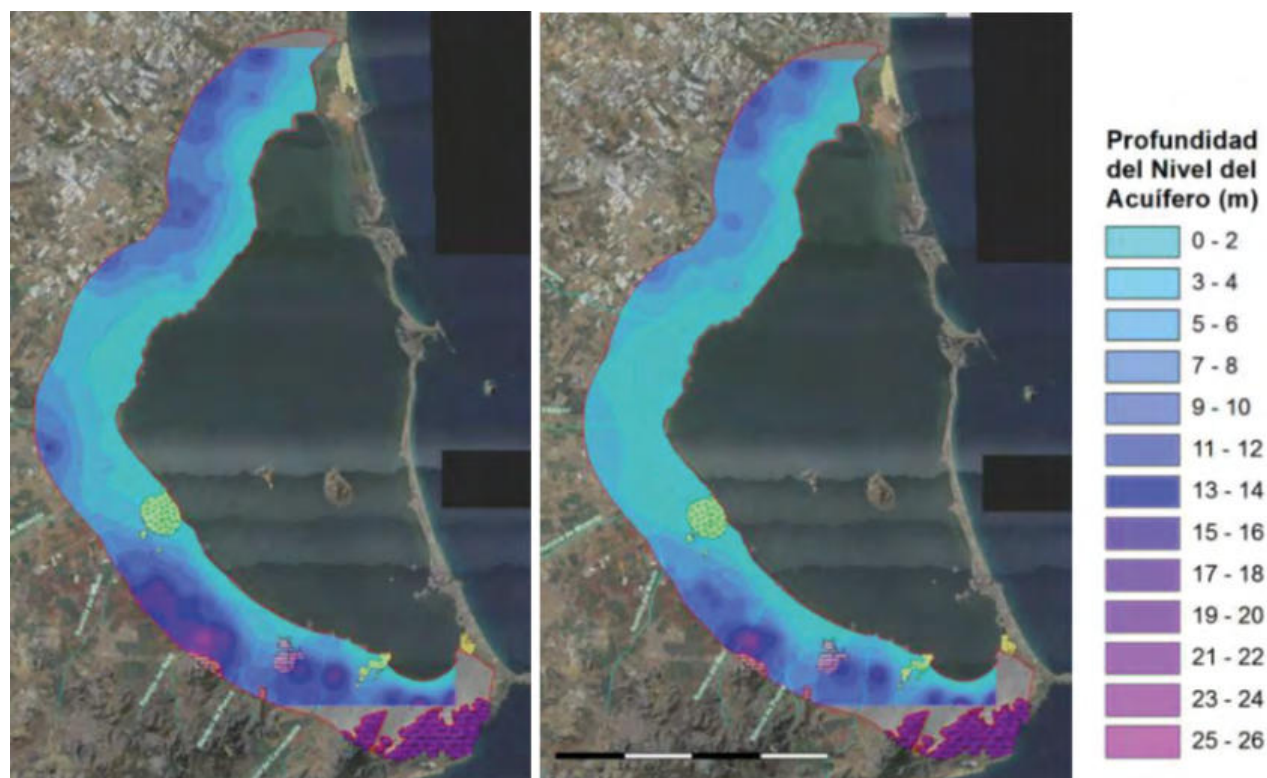


Figura 7. Mapas de isopropfundidades de la superficie piezométrica del acuífero Cuaternario en el periodo octubre de 2018-octubre de 2019. Fuente: "Cuantificación, control de la calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de aguas subterráneas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor. TRAGSATEC. Marzo 2020.

El acuífero del Cuaternario del Campo de Cartagena está formado, fundamentalmente, por arcillas y limos con intercalaciones de arenas y gravas en sus primeros 25 m de profundidad. A partir de esa cota, y con un espesor medio de 45 m, abundan las margas y arcillas margosas con alguna intercalación de arena o, localmente, de un nivel de calizas lacustres.

Se trata de un acuífero libre que presenta una potencia promedio de 70 m, abarcando materiales de edades comprendidas entre el Pleistoceno inferior al Holoceno.

El acuífero libre del Cuaternario del Campo de Cartagena se caracteriza por su alta heterogeneidad

litológica y, por tanto, por una gran variabilidad en sus parámetros hidráulicos, máxime cuando son escasos y dan una información puntual difícilmente extrapolable.

Conforme a los valores obtenidos en ensayos realizados en Tragsatec (2013) y CHS-Tragsatec (2020), la transmisividad oscila entre 7.2 y 1014 m²/d, correspondiendo los valores más elevados a zonas cercanas a paleocanales donde existen niveles importantes de gravas. El nivel superior, de materiales del cuaternario más reciente son más transmisivos que los del nivel inferior, de edad pliocuaternario.

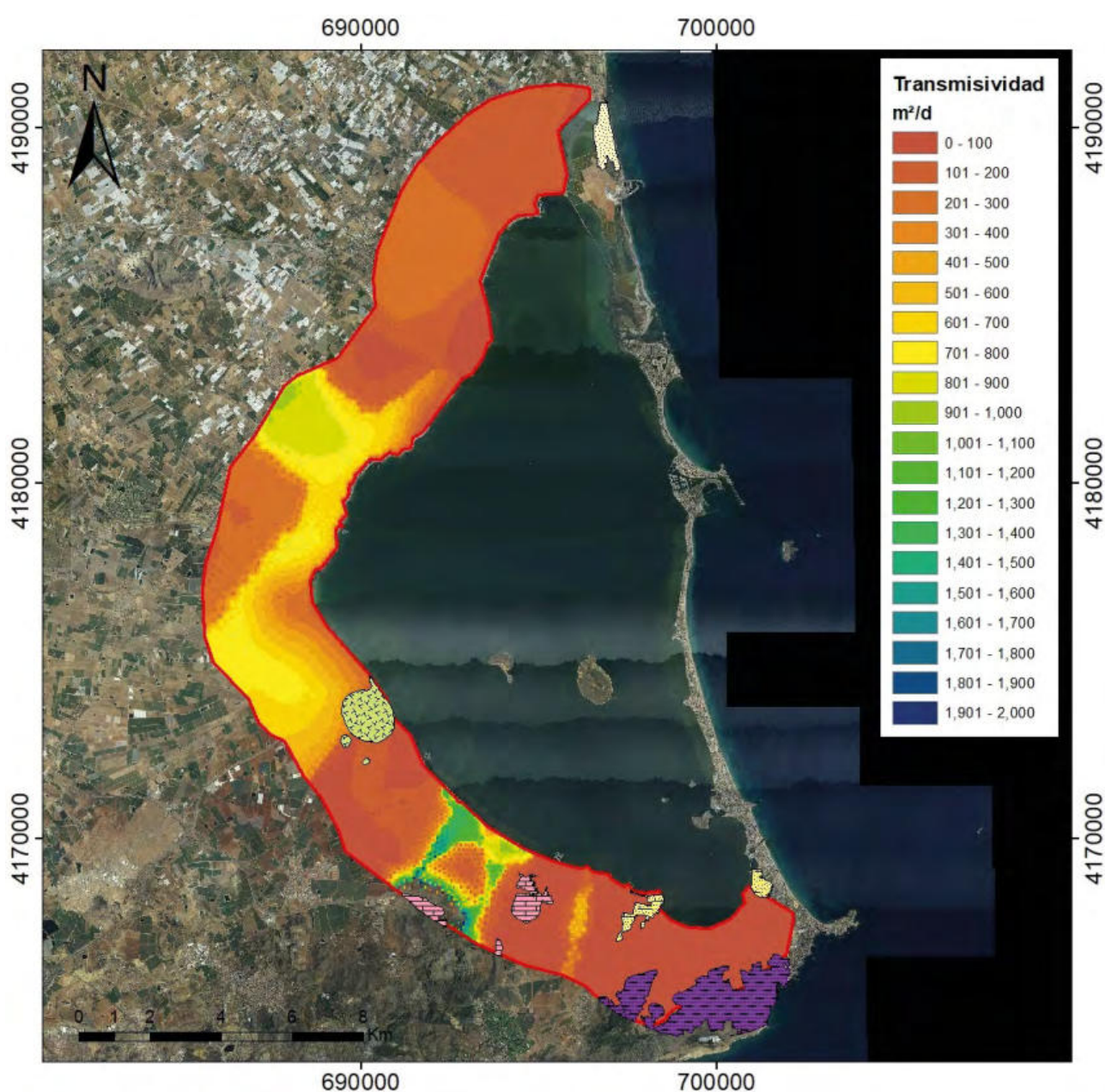


Figura 8. Mapa de transmisividad implementado en el modelo. Fuente: “Cuantificación, control de la calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de aguas subterráneas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor. TRAGSATEC. Marzo 2020.

La dinámica de flujo del agua subterránea del acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena es compleja por su heterogénea litología y, por consiguiente, heterogénea distribución de propiedades hidráulicas. Los sedimentos que lo conforman son fundamentalmente de tipo limos y arcilloso con numerosas intercalaciones de material granular y donde son frecuentes los niveles encostrados y calcáreos.

Este acuífero libre tiene continuidad hacia el Mar Menor, poniéndose en contacto y descargando en el agua salada marina en la ribera de la laguna. El acuífero estaría, a su vez, desconectado por las formaciones acuíferas inferiores por la presencia de una capa margosa-arcillosa del techo del Plioceno que actúa como acuitardo.

La hidrodinámica subterránea muestra un sentido de flujo perpendicular al borde costero con isopiezas

paralelas al mismo y un gradiente hidráulico entre el 3 y 5 por mil.

De manera esquemática, las entradas al sistema vendrían representadas por el flujo lateral de agua subterránea en el borde oeste, como continuación del acuífero y cuya recarga se produciría en el mismo acuífero hacia poniente. Los otros vectores de entrada de agua al acuífero sería la recarga por infiltración de las precipitaciones y la correspondiente a los retornos de riego. Esta última incluiría todas aquellas zonas con cultivos leñosos permanentes (cítricos) y las de cultivos rotacionales, dejando al margen las áreas urbanas, infraestructuras impermeables o con afloramientos rocosos.

La principal salida del sistema sería la descarga al Mar Menor por el frente costero. Existe una notable diferencia de densidad entre unas aguas marinas unas ocho veces más salinas que las del acuífero.

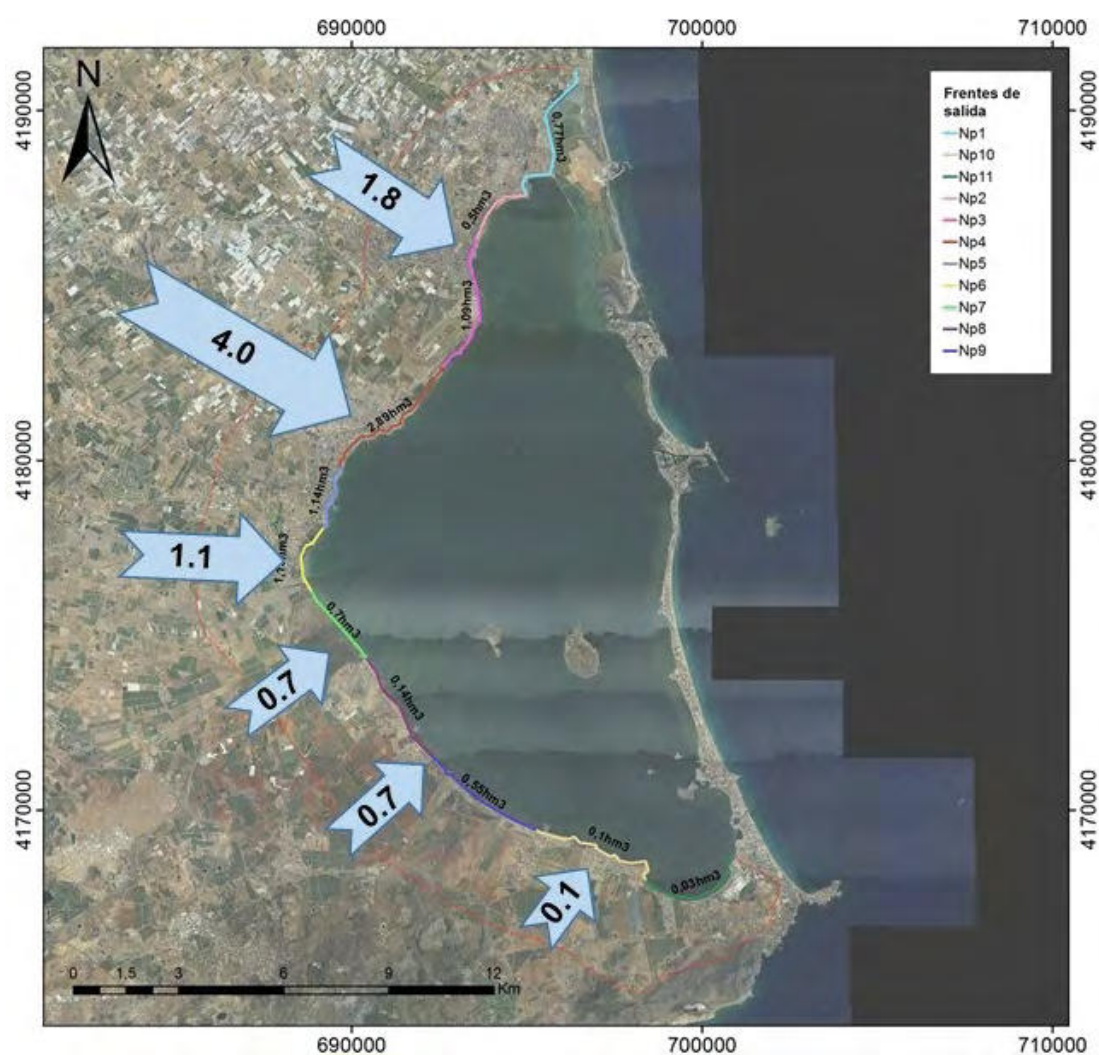


Figura 9. Descarga al Mar Menor desde el Acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena (en hm^3). Fuente: "Cuantificación, control de la calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de aguas subterráneas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor. TRAGSATEC. Marzo 2020.

También se ha contemplado la extracción de agua mediante bombeos en los pozos que explotan el acuífero. Otra importante salida de agua del acuífero se produciría por evapotranspiración en los humedales donde la cercanía del nivel freático a la superficie del terreno y la presencia de vegetación freatofita produce un efecto “bombeo” que drena el acuífero.

La relación de rambla del Albujón con el acuífero es compleja ya que, a pesar de su régimen esporádico, desde 2020 hay un curso de agua cuasi-permanente con una parte de su caudal procedente de la descarga del acuífero si bien, hasta el momento, no se tiene un valor de flujo base confiable.

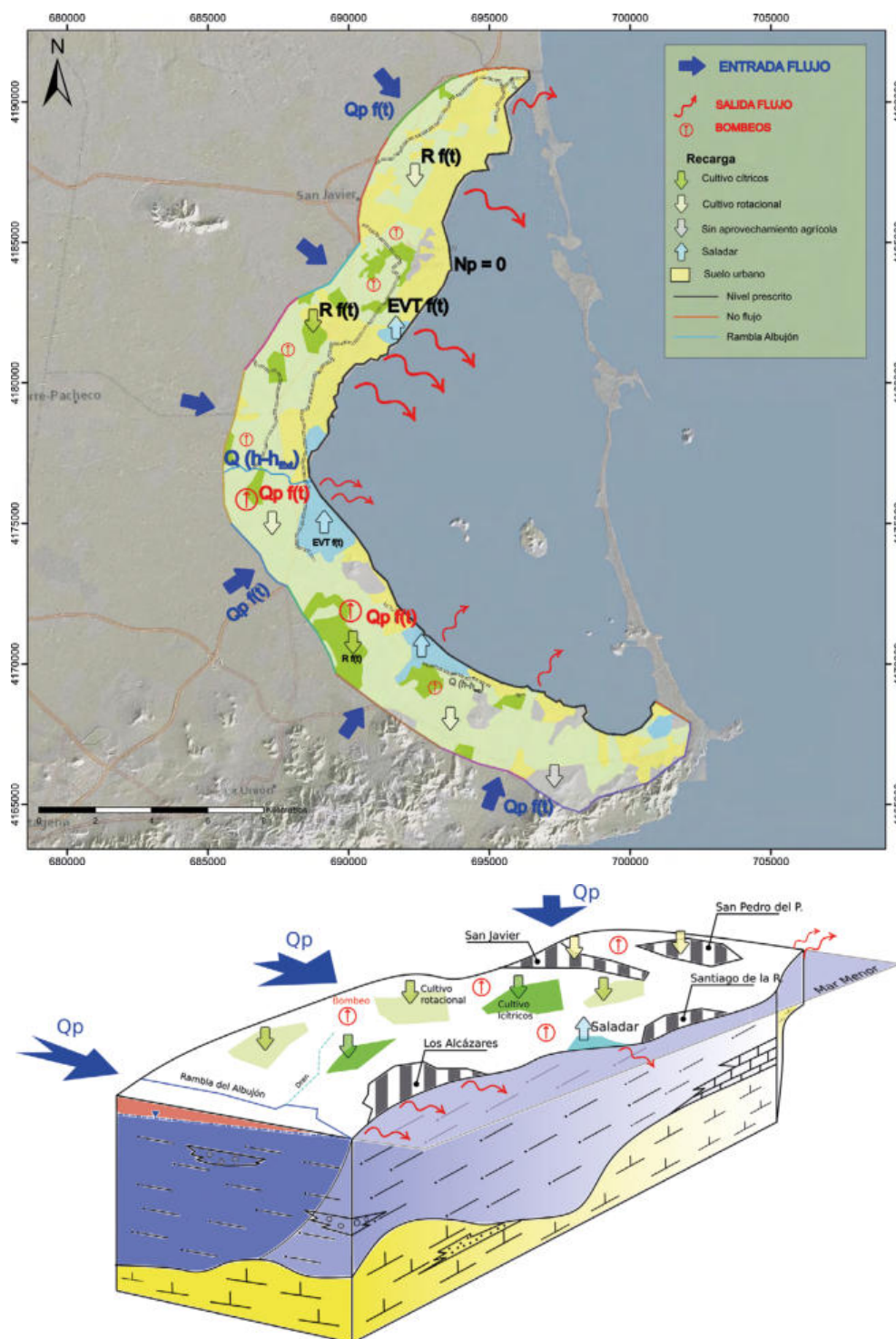


Figura 10. Modelo conceptual propuesto para el Acuífero Cuaternario del Campo de Cartagena. Fuente: “Cuantificación, control de la calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de aguas subterráneas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor. TRAGSATEC. Marzo 2020.

La descarga anual al Mar Menor desde el acuífero cuaternario para el año 2022 se estima en 10 hm³/año y el aporte de nitratos estimado para esta descarga es de 1.930 t. Si se analiza el año medio de la

serie histórica, la descarga es de 8,5 hm³/año y el aporte estimado de nitratos de 1.575 t (Informe de la CHS: Estado actual del Campo de Cartagena – Mar Menor. Mayo de 2023).

Bibliografía

MITECO - TRAGSATEC. (2019). *Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena*. Clave: 07.803-0177/0411.

MITECO - TRAGSATEC. (2020). *Cuantificación, control de calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de agua subterránea del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor*.

MITECO - Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). (2023). *Estado actual del Campo de Cartagena – Mar Menor*. Confederación Hidrográfica del Segura.

MITECO - Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). (2023). *Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2022-2027*.

2.2. Evolución de la problemática de eutrofización del Mar Menor en relación con los aportes de agua superficial y subterránea: aporte de nutrientes, arrastre de sedimentos, pérdida de ecosistemas

AUTORES: Marcos Del Pozo Manrique, Almudena Fernández Cebrián, Marta González Sánchez, Juan Manuel Martín Luque, José Alejandro Mayordomo Martínez, María Dolores Maza Vera (GRUPO TRAGSA)

La laguna costera hipersalina del Mar Menor ha pasado de ser una laguna oligotrófica (con alta transparencia y saturación de oxígeno) a una laguna en estado eutrófico (con periodos de turbidez y oscilaciones en la concentración de oxígeno) (IEO, 2019). Esta situación de eutrofización se daba de manera puntual durante el periodo de 1970 a 1990, asociada sobre todo a la actividad urbana, que empezaba su expansión en toda la zona costera. Pero fue a partir de 1990 cuando se produjo uno de los principales cambios en la cuenca, tras la llegada de las aguas del trasvase Tajo-Segura, que permitieron la transformación de la agricultura del Campo de Cartagena de secano a regadío, con el consecuente impacto de los retornos de riego en el relleno del acuífero cuaternario y el ascenso del nivel freático hasta alcanzar la superficie, lo que produjo que la principal rambla de la cuenca (rambla del Albuñón), pasara de ser una rambla temporal a contar con un vertido continuo al Mar Menor de caudal superior a 400 m³/año y concentraciones de nitratos que superaban los 200 mg/l (Álvarez-Rogel et al., 2006; García-Pintado et al., 2007). Junto al incremento de la presencia de nutrientes en la laguna, también se ha producido un descenso en los niveles de salinidad y un aumento de las temperaturas.

A partir de 1990 (según Pérez Rufaza et al.) cabe diferenciar tres periodos:

- Un periodo de aproximadamente 20 años, en que la laguna ha sido capaz de autorregularse, manteniéndose la calidad del agua, pese a la entrada de nutrientes. En esta fase, el principal indicador fue la proliferación de medusas.
- Un segundo periodo, que se produce en 2016, en que el sistema colapsó, produciéndose una proliferación de fitoplancton y la

pérdida de la transparencia del agua ("sopa verde") y la desaparición de las praderas acuáticas que habitaban el fondo lagunar.

- Un tercer periodo que va desde 2016 hasta la actualidad, tras la puesta en marcha de medidas de control de la entrada de nutrientes, en que el estado ecológico del Mar Menor se ha ido alternando entre crisis distróficas y periodos de recuperación de la integridad ecológica y la calidad de las aguas. Así, mientras que el 2018, el 2020 y el 2022 pueden considerarse años de recuperación, en 2019 y 2021 vuelven a producirse episodios de anoxia en las capas profundas de la laguna. Estos episodios están asociados a fenómenos meteorológicos, como la DANA (septiembre de 2019 y posteriores lluvias torrenciales) o incrementos significativos de temperatura (verano de 2021), ambos unidos a vertidos de nutrientes (nitratos y fosfatos).

Las presiones sobre la laguna se remontan a la época anterior a los romanos, en que se inició la actividad minera en la Sierra de Cartagena - La Unión, y cuyos vertidos, cargados de metales pesados, alcanzaron el Mar Menor a través de las ramblas del Sur de la cuenca vertiente. Si bien el vertido directo de los residuos mineros a las ramblas cesó en la década de 1950, la actividad minera continuó hasta la década de los 80: Los residuos mineros acumulados en los depósitos de lodos y en los lechos de los cauces siguen siendo arrastrados en la actualidad en periodos de lluvias torrenciales, provocando altas concentraciones de metales (Pb, Zn y As) sobre todo en la cubeta Sur de la laguna. Parte de estos metales, que alcanzan el Mar Menor disueltos en el agua, precipitan al llegar a la laguna, mientras que

los que van incorporados en los sedimentos que son arrastrados durante las lluvias, pueden transferirse a la

columna de agua por desorción, o continuar retenidos en las partículas y depositarse en el fondo.

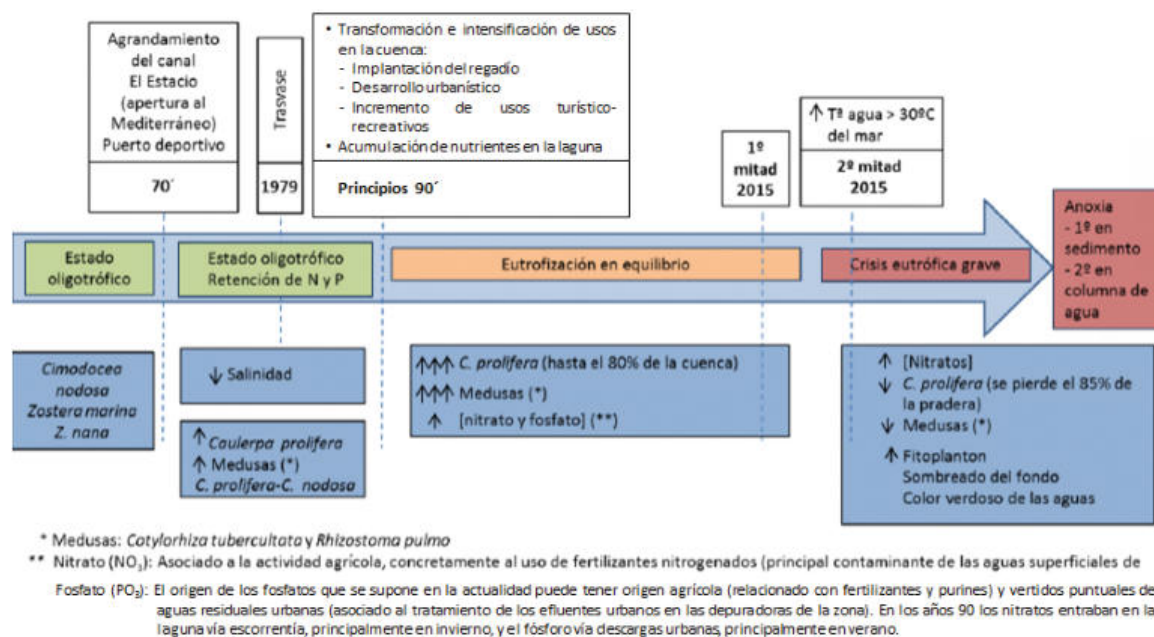


Figura 1. Esquema de la evolución de la laguna del Mar Menor según los diferentes acontecimientos ocurridos desde la década de 1970 hasta la actualidad. Fuente: Análisis de soluciones para el vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena. MITECO. Marzo 2019.

Otro de los aspectos que cabe destacar por su influencia directa en el ecosistema lagunar es el manejo llevado a cabo de las conexiones con el Mar Mediterráneo, a través de las golias y canales existentes en La Manga del Mar Menor (Las Encañizadas, El Estacio y Marchamalo). Así, el dragado y ensanche del canal del Estacio en los años 70, provocó una disminución de la salinidad de la laguna, pasando de valores de 50-52 ppm a 42-47 ppm. Estos son los niveles que se han mantenido en las últimas décadas, con las variaciones estacionales propias y las derivadas de las riadas, que provocan fuertes descensos de salinidad (informe de asesoramiento técnico del IEO – 2020). La disminución de la salinidad raíz de la apertura del canal del Estacio, favoreció la entrada de especies oportunistas como el alga *Caulerpa prolifera* en detrimento de la angiosperma *Cymodocea nodosa* propia del Mar Menor. La presencia masiva de esta alga, con mayores aportes de materia orgánica al sedimento, supone un incremento del riesgo de eutrofización a la par que disminuye la capacidad de filtrado de los nutrientes, siendo bastante superior la funcionalidad de la angiosperma en este sentido frente a la del alga. El incremento de materia orgánica en el sedimento, fue uno de los primeros síntomas de eutrofización detectados en el Mar Menor.

La laguna ha sufrido varios episodios de proliferación masiva de fitoplancton conocidos como “sopa verde”, cuyo origen está en la acumulación de nutrientes en

el agua. Esta proliferación provoca turbidez, y con ello, disminución de la penetración de la luz y, consecuentemente, disminuye también la función fotosintética de las plantas acuáticas que se encuentran en el fondo de la laguna. Esta ausencia de fotosíntesis tiene un efecto directo en la cantidad de oxígeno disponible, lo que se une al consumo de oxígeno de la actividad microbiana, que actúa para descomponer los restos (tanto de microalgas, como de plantas acuáticas). La descomposición genera que la masa de agua se quede sin oxígeno (anoxia) en las capas profundas y, si no hay una mezcla entre las aguas profundas y las someras, esto puede provocar la muerte de peces y otros vertebrados e invertebrados acuáticos. Estas crisis distróficas de los ecosistemas pueden tener consecuencias peores si se suma a lo anterior la presencia de bacterias sulfato reductoras (frecuentes en los sedimentos marinos), que producen ácido sulfídrico, extremadamente tóxico para la mayoría de los seres vivos.

En los primeros meses de 2016, en el Mar Menor se midieron valores máximos de clorofila nunca registrados anteriormente, claro indicativo de la proliferación masiva de fitoplancton. Esta proliferación tuvo como consecuencia el colapso de la vegetación acuática, que desapareció prácticamente en toda la superficie lagunar (en inmersiones realizadas en otoño de 2016 se constató la desaparición del 85,6% de la superficie ocupada por la vegetación bentónica del Mar Menor respecto a la cartografiada en 2014) (informe de asesoramiento técnico

del IEO – 2020). El aporte de materia orgánica que supuso la muerte de toda esta vegetación retroalimentó el incremento de turbidez de la columna de agua y, además, al desaparecer estas praderas, la función de filtro que ejercían se vio mermada, y los sedimentos quedaron más expuestos a la erosión, con el consecuente incremento del riesgo de movilización de nitrógeno, fósforo y materia orgánica desde el suelo hacia la columna de agua, incrementando la posibilidad de nuevas proliferaciones masivas de fitoplancton en la laguna.

En 2019 se observaron en la laguna niveles próximos a los observados en 2016, justo antes del episodio de la DANA ocurrido en septiembre de 2019. Esta DANA supuso un enorme aporte de agua dulce a la laguna lo que generó una estratificación de la columna de agua (agua dulce en la parte superior, hasta 3-4 m de profundidad, y agua más salina en la parte inferior). Esta estratificación duró varias semanas debido a la estabilidad atmosférica, con ausencia de viento, lo que provocó que el episodio de anoxia de las capas profundas se prolongara. Durante este episodio, la proliferación de fitoplancton, que ya era elevada, se incrementó aún más debido a los aportes orgánicos arrastrados por las lluvias. Ante este exceso de materia orgánica, una vez consumido el oxígeno,

la descomposición continuó con procesos anaerobios, generándose sulfuros que causaron la muerte de toda la fauna asociada al fondo lagunar y el desplazamiento masivo de las especies con capacidad de movimiento.

La influencia de los eventos de lluvias torrenciales, frecuentes en el ámbito del Mar Menor, es clara en la proliferación del fitoplancton, debido al enorme aporte de nutrientes y materia orgánica contenidas en los sedimentos arrastrados por las riadas desde las superficies agrarias circundantes. Este es uno de los principales mecanismos por los que el fósforo (P) entra a la laguna, donde el nitrógeno (N) está en exceso y es el fósforo el que limita la productividad fitoplanctónica. Esta relación N:P no siempre ha sido igual en la laguna, de hecho, según los datos existentes, en los años 70-90 predominaban los fosfatos (probablemente fruto de la falta de depuración de las aguas residuales de origen urbano) mientras que a partir de los 90, se vierten nitratos fundamentalmente (Pérez Rufaza, 2024).

Conforme a los datos aportados por el organismo de cuenca (Confederación Hidrográfica del Segura) los aportes de N y P que recibe el Mar Menor pueden estimarse en 3.534 t/año de nitratos y 47,7 t/año de fosfatos, conforme al siguiente desglose:

Ramblas cuenca vertiente	Volumen anual medio (Hm³)	Nitratos			Fosfatos		
		Concentración (mg/l)	Carga Entrada Total (t)	Porcentaje s/total	Concentración (mg/l)	Carga Entrada Total (t)	Porcentaje s/total
Descarga subterránea Mar Menor	10,0 ¹	185 ²	1.853	52%	0,06	0,6	1%
Flujo base ramblas de procedencia subterránea	6,2 ³	177 ⁴	1.099	31%	0,14	0,9	2%
Efluente EDAR no reutilizado a rambla	2,9 ⁵	10 ⁶	28	1%	2,00	5,8	12%
Escorrentía superficial en episo- dios avenidas	21,3 ⁷	26 ⁸	554	16%	1,90	40,5	85%
Suma	40,4		3.534	100%		47,7	100%

Tabla 1. Estimación de la carga de nitratos y fosfatos aportada al Mar Menor según origen del agua. Datos correspondientes al año medio de la serie histórica y al año 2022. Fuente: Confederación Hidrográfica del Segura.

¹ Dato correspondiente al año 2022

² Dato correspondiente al año medio de la serie histórica

³ Dato correspondiente al año 2022

⁴ Dato correspondiente al año medio de la serie histórica

⁵ Dato correspondiente al año 2022

⁶ Dato correspondiente al año 2022

⁷ Dato correspondiente al año medio de la serie histórica

⁸ Dato correspondiente al año medio de la serie histórica

Tal y como se deduce de la tabla anterior, más del 80% de los nitratos que llegan al Mar Menor proceden de las aguas del acuífero cuaternario (descarga subterránea) y llegan hasta la laguna por descarga

directa desde el mismo o a través del flujo base de las ramblas. Sin embargo, la mayor parte de los fosfatos aportados proceden del agua de escorrentía en episodios de avenidas.

Bibliografía:

Instituto Español de Oceanografía (IEO). (2020). *Informe de asesoramiento técnico: Evolución y estado actual del Mar Menor en relación al proceso de eutrofización y sus causas*.

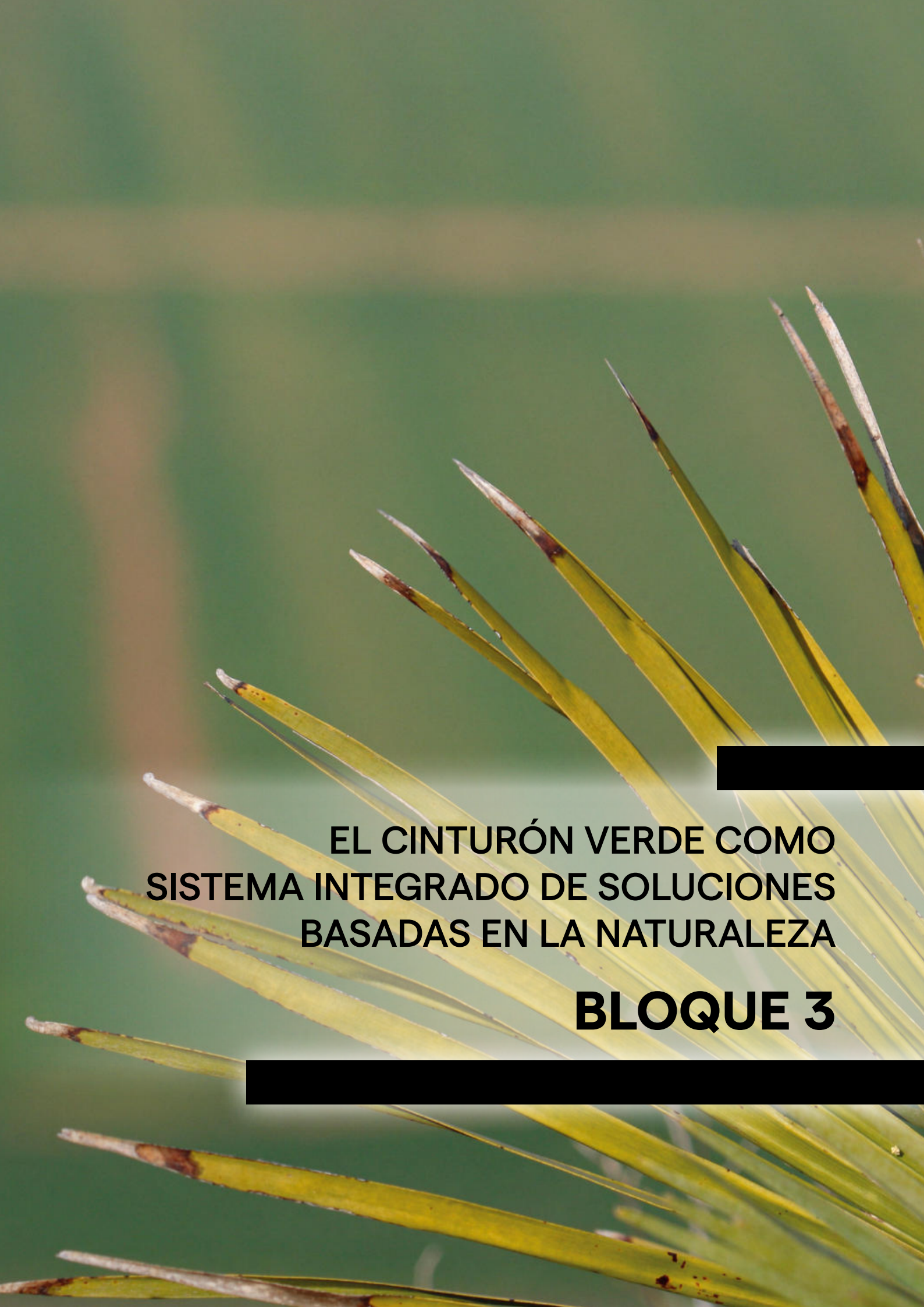
MITECO - TRAGSATEC. (2019). *Análisis de soluciones para el objetivo del vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena. Clave: 07.803-0177/0411*.

MITECO - Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). (2023). *Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2022-2027*.

MITECO - TRAGSATEC. (2020). *Cuantificación, control de calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de agua subterránea del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor*.

MITECO - Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). (2023). *Estado actual del Campo de Cartagena – Mar Menor. Confederación Hidrográfica del Segura*.

Pérez Rufaza et al. (Universidad de Murcia). (2024). *Seguimiento y análisis predictivo de la evolución del estado ecológico del ecosistema lagunar del Mar Menor y prevención de impacto*.



**EL CINTURÓN VERDE COMO
SISTEMA INTEGRADO DE SOLUCIONES
BASADAS EN LA NATURALEZA**

BLOQUE 3

3.1. Catálogo general de soluciones contempladas. Sistema integrado de tratamiento de aguas y restauración de ecosistemas

AUTORES: Marcos Del Pozo Manrique, Almudena Fernández Cebrián, Marta González Sánchez, Juan Manuel Martín Luque, José Alejandro Mayordomo Martínez, María Dolores Maza Vera (GRUPO TRAGSA)

Como se ha expuesto en apartados anteriores, las soluciones contempladas dentro de la línea 2.1. del MAPMM buscan eliminar afecciones directas al Mar Menor y amortiguar impactos a través de actuaciones de restauración de ecosistemas, creando un “cinturón verde”.

Este cinturón verde se diseña a través de diferentes proyectos que buscan desarrollar al máximo la potencialidad ecológica de los espacios que rodean al Mar Menor, con los siguientes objetivos:

Objetivos principales:

- Reducir las aportaciones de nutrientes al Mar Menor, procedentes de su cuenca vertiente.
- Reducir la descarga al Mar Menor de aguas subterráneas procedentes del acuífero cuaternario con alto contenido en nitratos.
- Reducir la aportación de escorrentías dispersas en la cubeta sur del Mar Menor, con importantes arrastres de sedimentos y contaminantes disueltos en los mismos.
- Contribuir al descenso del nivel freático en la banda litoral, reduciendo su descarga en el Mar Menor.
- Contribuir a una mejora de la calidad y a un incremento de la salinidad del agua de entrada a la laguna del Mar Menor y, con ello, una mejora ecológica de dicho hábitat.
- Aumentar la conectividad ecológica en la cuenca vertiente.

Los objetivos complementarios de las actuaciones son:

- Fomentar y conservar la biodiversidad recuperando espacios aptos para el desarrollo de especies endógenas de fauna y flora y ampliando el área de distribución de otras especies, como las que presentan en el contexto de la Región de Murcia una distribución

restringida casi limitada a los humedales del entorno del Mar Menor.

- Promover la compatibilización de usos mediante la ordenación del territorio entre la mejora del Mar Menor y el desarrollo socioeconómico del área, incluyendo: mejorar la calidad de la vida de los ciudadanos, el desarrollo socioeconómico equilibrado, la gestión responsable de los recursos naturales, la protección del medio ambiente y la adaptación al cambio climático.
- Reducir el riesgo de inundación durante los periodos de lluvias torrenciales habituales en esta zona, mediante la laminación de avenidas.
- Contribuir a la mejora de la calidad paisajística, al actuar sobre un entorno mayoritariamente destinado a la agricultura intensiva o urbanizado, favoreciendo la diversidad visual y los contrastes, y aumentando la cobertura vegetal permanente y no dependiente de la rotación de cultivos.
- Contribuir como zona de interés didáctica y de investigación. Al generar espacios para el fomento de la biodiversidad, estos proyectos generarán puntos de avistamiento de fauna que previsiblemente atraerán turismo y otras actividades didácticas en la naturaleza.

Para conseguir este objetivo se plantean soluciones modulares que contribuyen a reducir la carga de nitratos que ingresan en el Mar Menor por **descargas a través de las ramblas y desde el acuífero aluvial cuaternario del Campo de Cartagena**, pero también que buscan trabajar más allá, permitiendo alcanzar los demás objetivos señalados, contribuyendo por tanto a que las medidas adoptadas aseguren la multifuncionalidad de las soluciones desarrolladas.

Se propone una combinación de soluciones de base natural, planteadas como modulares y escalables, distinguiéndose entre **“sistemas integrados de tratamiento de aguas”** y **“áreas de renaturalización”**.

Dentro de estas dos soluciones, los sistemas integrados de tratamiento de aguas constituyen una tecnología muy eficaz para reducir biológicamente el exceso de nutrientes disueltos en las aguas. Junto con estas medidas de bio-retención se aborda la mejora ambiental del espacio litoral en su conjunto, reduciendo las presiones que se originan en este ámbito mediante la creación de áreas de restauración de ecosistemas y humedales seminaturales.

En definitiva, se trata de establecer un sistema de filtración y de reforzar la capacidad de retención de nutrientes de la franja litoral, a la vez que se mantienen o recuperan sus valores ecológicos y paisajísticos.

De esta forma, se plantean tres grupos de proyectos para la línea 2.1. del MAPMM, cada uno focalizado en actuar sobre un tipo de fuente:

1. Filtros orgánicos y filtros verdes + humedales seminaturales: actúan sobre las aguas subterráneas del acuífero.
2. Humedales seminaturales: actúan sobre los caudales que circulan por las ramblas principales de la cuenca en episodios de tormentas.
3. Áreas de renaturalización: actúan sobre la escorrentía superficial y drenajes de infraestructuras (autovías) y zonas de cultivo.

3.1.1. Sistema integrado de tratamiento de aguas: filtros orgánicos, filtros verdes y humedales

El sistema consiste en un conjunto de filtros orgánicos (de astillas de cítrico), humedales artificiales de flujo subsuperficial y humedales seminaturales, donde se depurarán y descontaminarán las aguas del acuífero cuaternario. Los elementos pueden gestionarse de manera modular encontrándose actuaciones que solo tienen una parte del sistema. Los diferentes elementos necesarios para el funcionamiento del sistema son:

Bombeo inicial del agua desde el acuífero Cuaternario

Consistirá en bombeos y tuberías de impulsión desde los pozos de captación del acuífero hasta el depósito de mezcla previo a la planta de tratamiento. El agua será interceptada y extraída del acuífero mediante una serie de sondeos a ejecutar, que serán dotados de bombas para extraer los caudales compatibles con su capacidad y transportarlos al depósito previo al filtro de astillas.

Depósito de cabecera para rotura de carga y mezcla de caudales influentes

Este depósito tendrá como función principal la mezcla y rotura de carga de las aguas procedentes de los pozos antes de su entrada al filtro de astillas, así como una cierta capacidad de regulación para amortiguar las irregularidades de caudal que puedan producirse en las impulsiones.

Filtros orgánicos (de astillas de madera procedentes de las podas de cítricos)

Los filtros orgánicos consisten en contenedores o zanjas rellenas con un material orgánico (usualmente astillas de madera, a través de las cuales se hace pasar el agua a tratar para que se produzca la desnitrificación a consecuencia de la actividad microbiana, lo que lleva a la eliminación del nitrato de dicha agua. Para que se produzca la desnitrificación deben cumplirse tres requisitos básicos:

- 1) Que el sistema sea anóxico;
- 2) Que haya compuestos de carbono orgánico que los microorganismos puedan consumir;
- 3) Que haya microorganismos que consuman el carbono. En los filtros de astillas éstas proporcionan el carbono y el soporte físico para el desarrollo de los microorganismos.

Las condiciones del efluente no presentan unos parámetros fijos, pues varían en función de condicionantes como son la temperatura, el tipo de madera, la salinidad del agua a tratar, el tiempo de descanso en los filtros orgánicos, el tiempo de retención hidráulico, etc.

Este efluente de los filtros orgánicos deberá ser objeto de un segundo tratamiento con el objeto de reducir los posibles compuestos que hayan podido producirse durante el proceso de desnitrificación y que puedan suponer un empeoramiento de los parámetros respecto a la condición de partida, espe-

cialmente en el incremento que se puede producir en el Carbono Orgánico Soluble (COS). Este trata-

miento se llevará a cabo mediante una serie de filtros verdes, que se tratan en el siguiente apartado.

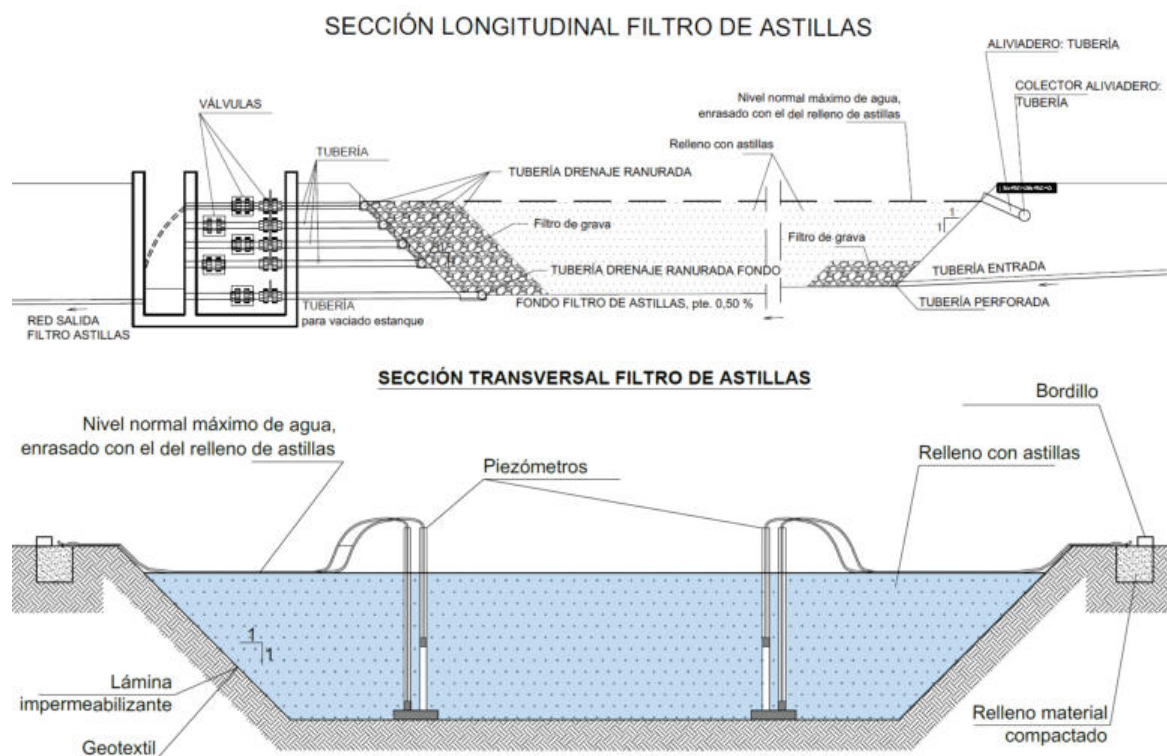


Figura 1. Esquema de filtro orgánico de astillas.

Filtros verdes del tipo subsuperficial horizontal

Se propone la creación de una serie de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (filtros verdes) con el objetivo inicial de mejorar la calidad de

las aguas de salida del filtro orgánico. En este tipo de humedales las aguas circulan horizontalmente atravesando el sustrato filtrante en el que se fija la vegetación contribuyendo así a la reducción/eliminación de contaminantes como carbono orgánico soluble, fósforo, sulfuros, microorganismos potencialmente patógenos y favoreciendo la desnitrificación.

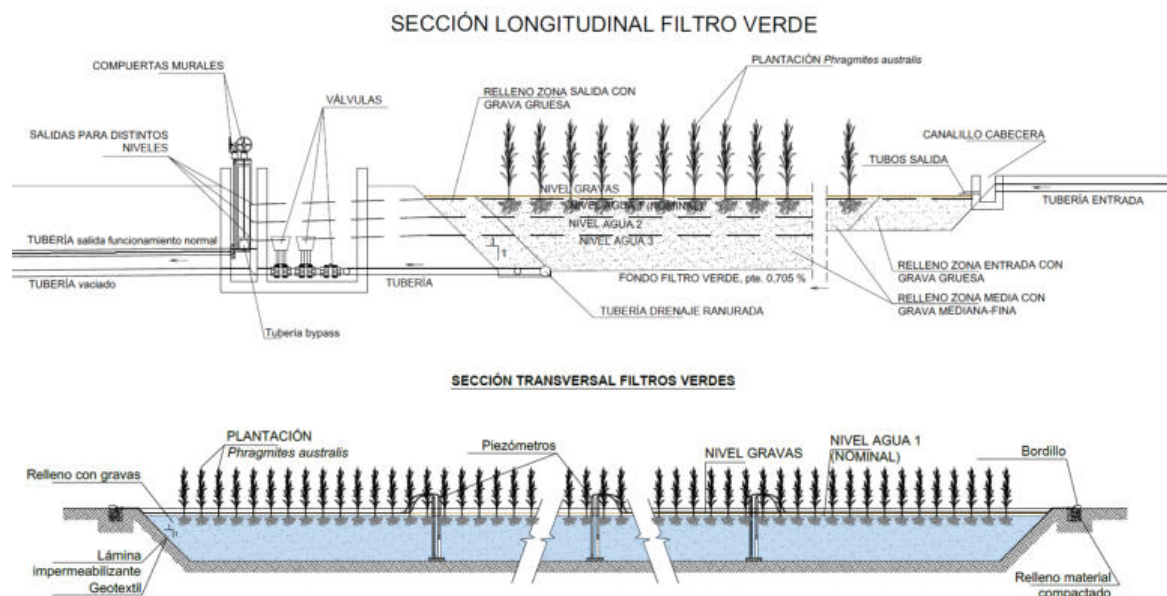


Figura 2. Esquema de humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.

En los filtros verdes (humedales de flujo subsuperficial-HFSS), las especies utilizadas son macrófitos emergentes típicos de las zonas húmedas como el carrizo (*Phragmites* sp), la espadaña (*Typha* sp.) o los juncos (*Juncus* sp., *Scirpus* sp.). La especie elegida para los filtros verdes es *Phragmites australis* (Cav.) Steud. (carrizo).

Humedal seminatural

El humedal seminatural se diseña con la función principal de servir como amortiguamiento del sistema de tratamiento de las aguas propuesto, recibiendo las aguas tratadas previamente en los filtros orgánicos y filtros verdes. En él se mezclarán estas aguas y circularán a través del mismo durante un periodo de tiempo antes de llegar a su destino final. En este humedal se producirá la evapotranspiración de una parte del agua tratada. Se espera que en este humedal se continúe con los procesos de reducción de contaminantes en las aguas, aunque no sea el objetivo del mismo.

El humedal abarcará la mayor parte de la superficie restante tras la implantación de los filtros orgánicos y filtros de astillas, así como el resto de instalaciones

necesarias, en la parcela de actuación. Asimismo, se considerará una altura de la columna de agua reducida para facilitar la evapotranspiración.

Se realizarán diferentes plantaciones en los taludes del humedal seminatural diferenciando bandas con especies apropiadas a la distancia a la lámina de agua.

En otras ubicaciones del cinturón verde, los humedales se han planteado como solución independiente en las que se favorece el establecimiento de comunidades vegetales en un gradiente de humedad/salinidad y que aumenta el tiempo de retención del agua de la escorrentía superficial encauzada o no a través de las ramblas antes de su llegada al Mar Menor, favoreciendo:

- Los fenómenos de evaporación de la lámina de agua temporal que se crea.
- La retención de sólidos en suspensión transportados por el agua.
- La mejora de estado químico del agua por la reducción de nitratos y fosfatos por el efecto del lecho del humedal y la vegetación que lo circunda, si bien la eficiencia en este aspecto es baja comparada con las soluciones de filtro de orgánico y filtro verde.

3.1.2. Áreas de renaturalización

Estos proyectos consisten en la reconversión de terrenos de cultivo en zonas naturalizadas, a través de las siguientes actuaciones:

1. **Modificación geomorfológica.** Esta solución consiste en la recuperación de la topografía aterrazada que caracterizaba la zona en el pasado, cuando los cultivos predominantes eran de secano (algarrobo, almendro, olivo, cereal, etc.), y se roturaba el terreno por curvas de nivel, y la escorrentía se aprovechaba al máximo mediante la creación de terrazas a contrapendiente, como se puede apreciar en la fotografía aérea correspondiente al vuelo Ruiz de Alda, realizado en el año 1.929, o en la fotografía aérea realizada por la USAF en 1.956. Las actuaciones consisten en motas, caballones, ribazos y muros de mampostería, que permitirán interceptar y laminar el flujo de escorrentía, o encauzarlo hacia los cauces principales. La plantación de bandas de vegetación aguas arriba y abajo de dichas infraestructuras actuarán como un filtro verde, que reforzará la
2. **Laminación y aprovechamiento de la escorrentía.** Actualmente, las escorrentías que bajan de las sierras se encuentran obstaculizadas por la autovía de La Manga, RM-12. Existen obras de drenaje bajo la autovía, por las que, durante los episodios de lluvias torrenciales, circulan importantes caudales, y para los que no se construyó ningún tipo de cauce o de infraestructura de laminación. Parte de esta escorrentía se concentra en las principales ramblas de la zona, donde la Confederación Hidrográfica del Segura también está realizando proyectos de restauración hidrológico-forestal y mejora ambiental. La otra parte de la escorrentía discurre por los canales de drenaje agrícola, junto con las aguas sobrantes del riego, consistentes en zanjas de sección continua y un recorrido lo más rectilíneo, uniforme y directo posible, que desaguan directamente en el Mar Menor o en los núcleos de pobla-

ción, como ocurre en Los Nietos y en Mar de Cristal. Esto provoca episodios de arrastres de barros y sedimentos (con los contaminantes que esto conlleva, al tratarse de escorrentías que provienen de la Sierra Minera), que provocan daños tanto en el Mar Menor como en las poblaciones colindantes.

Para dar respuesta a este problema se ha planificado un conjunto de actuaciones e infraestructuras (áreas de laminación impermeabilizadas y no impermeabilizadas, canales de drenaje que conectan unas áreas con otras, y la plantación de especies que actúen como filtro verde) en el entorno de **Cabezo Mingote, Islas Menores y Mar de Cristal, y en Playa Honda**, que tiene como objeto la **acumulación, evacuación y laminación del agua de escorrentía**.

3. **Renaturalización y fomento de la biodiversidad.** En toda la zona se plantean reforestaciones de vegetación autóctona según diferentes modelos, que incluyen la vegetación propia de los Hábitats de Interés Comunitario presentes en la zona y las formaciones vegetales características del entorno, así como otras especies asociadas a la agricultura tradicional en el

campo de Cartagena (algarrobos, palmeras, granados, higueras, etc.), que se dispondrán creando bosques de alimentos que fomenten los servicios ecosistémicos de provisión. Además, se plantean actuaciones que promuevan la biodiversidad faunística, como cajas nido para aves y murciélagos, y refugios para insectos, que a su vez constituyen elementos útiles para actividades de educación y concienciación ambiental.

4. **Red de caminos, uso público y mejora del paisaje.** Se creará una red de caminos y senderos que fomenten el uso público y permitan la conexión entre los diferentes núcleos de población, el mantenimiento de las infraestructuras y la defensa contra incendios. También se utilizarán para conectar Hitos de Interés Cultural y Paisajístico en el entorno, como los molinos, yacimientos arqueológicos, puntos de observación del paisaje, cabezos, ramblas, espacios protegidos, lugares para la observación de fauna, etc. La plantación de líneas de arbolado a lo largo de estas infraestructuras, mejorará la experiencia de los usuarios, al generar sombra y disminuir la temperatura, y mejorarán su integración paisajística y calidad visual.

Bibliografía

Álvarez Rogel, J., Díaz García, C., Martínez Sánchez, J.J., González Alcaraz, M.N. (2022). *Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena mediante un sistema de biorreactores*.

Gómez Cerezo, R., Guerrero Brotons, M. (2022). *Humedales artificiales y seminaturales*.

3.2. Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario mediante sistemas de filtros orgánicos de astillas (biorreactores desnitrificadores): descripción y consideraciones para el diseño y dimensionamiento

AUTORES: Carolina Díaz-García, Prairie Research Institute, Illinois Sustainable Technology Center, University of Illinois, Champaign, IL 61820, USA.; Juan José Martínez-Sánchez; M. Nazaret González-Alcaraz y José Álvarez-Rogel, Departamento de Ingeniería Agronómica, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica (ETSIA), UPCT, 30203 Cartagena, España.

3.2.1. Ciclo del nitrógeno en sistemas hídricos: la desnitrificación como mecanismo de depuración de agua

En un medio con presencia de oxígeno libre (óxico) los microorganismos aerobios utilizan dicho oxígeno para oxidar sustratos orgánicos. En este proceso, parte del carbono de la materia orgánica se mineraliza a CO_2 y parte es utilizado para el crecimiento de las colonias microbianas. Sin embargo, en un sistema saturado en agua (sistema hídrico) la concentración de oxígeno libre es muy inferior a la de un sistema óxico y puede llegar a agotarse si los microorganismos lo utilizan en su metabolismo, lo que provoca condiciones subóxicas y anóxicas. En sistemas subóxicos y anóxicos la actividad microbiana se puede mantener gracias a que los microorganismos anaerobios facultativos y anaerobios estrictos son capaces de utilizar el oxígeno de ciertos compuestos oxidados (NO_3^- , óxidos de Fe^{3+} y Mn^{4+} , SO_4^{2-} y CO_2 , por ese orden) para consumir la materia orgánica (**Figura 1**). Cuando el nitrato (NO_3^-) es utilizado por los microorganismos como oxidante de la materia orgánica

se reduce a formas de nitrógeno gaseosas (N_2O y N_2) desprendiéndose a la atmósfera, proceso denominado desnitrificación. Por tanto, la desnitrificación es un proceso biológico de eliminación de NO_3^- del agua que se da en condiciones anaerobias (en ausencia de oxígeno libre) y que necesita la presencia de materia orgánica (el sustrato a consumir) y la actividad de los microorganismos (los consumidores de la materia orgánica).

Cuando los humedales y los biorreactores se encuentran secos o escasamente saturados en agua, se comportarán como sistemas óxicos y los microorganismos presentes utilizarán el O_2 libre para consumir la materia orgánica. Sin embargo, cuando dichos sistemas se saturan en agua el nivel de O_2 libre desciende y, si hay actividad microbiana, puede agotarse con rapidez, dando paso los procesos de metabolismo anaerobio capaces de eliminar el NO_3^- .

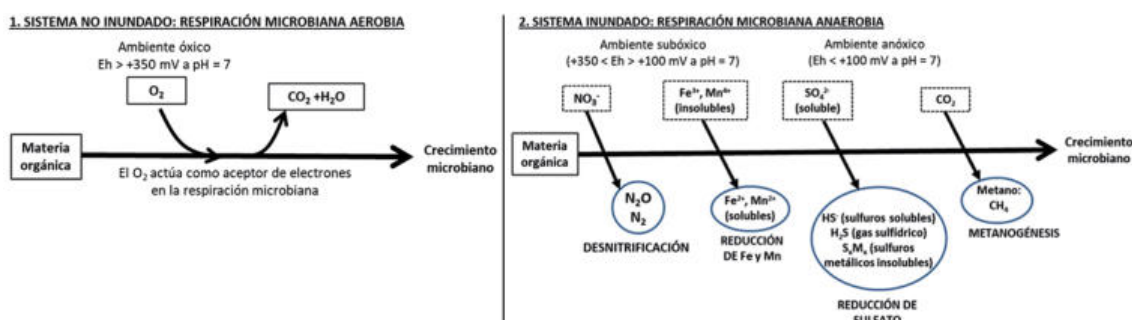


Figura 1. Esquema simplificado de la mineralización de la materia orgánica en sistemas con diferente grado de inundación, incluyendo las transformaciones del N y otros elementos y su relación con el potencial redox (Eh).

3.2.2. Descripción del funcionamiento de los filtros orgánicos de astillas (biorreactores desnitrificadores)

¿En qué consisten los biorreactores desnitrificadores?

Los biorreactores desnitrificadores consisten en contenedores o zanjas rellenas con un material orgánico (usualmente astillas de madera, de ahí que se les llame comúnmente “biorreactores de astillas”; Figura 2) a través de las cuales se hace pasar el agua que se pretende tratar para que se produzca la eliminación del nitrato por desnitrificación a consecuencia de la actividad microbiana. Las astillas proporcionan el carbono y el soporte físico para el desarrollo de los microorganismos.



Figura 2. a) Construcción de biorreactores rellenos de astillas de madera en EE.UU. <https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/agg2.20149>; b) Relleno de un biorreactor con virutas de madera para tratar efluentes de acuicultura en EE.UU (fotografía de L. Christianson/Iowa Soybean Association Environmental Programs and Services; <https://www.globalseafood.org/advocate/woodchip-bioreactors-effectively-treat-aquaculture-effluent/>).

Factores a tener en cuenta para el funcionamiento de los biorreactores

A) El tipo de sustrato

El sustrato orgánico con el que se rellena un biorreactor es la fuente de carbono y el soporte físico para el desarrollo de los microorganismos. Existen numerosos trabajos que han estudiado distintas fuentes de carbono para los biorreactores, comparando productos y subproductos de distintas procedencias y distintos tamaños (Cameron and Shipper, 2010; Addy et al., 2016; Johnson et al., 2022). Los primeros trabajos emplearon cortezas de diversos árboles, compost, almendras, cáscaras de nueces, papel de periódicos y celulosa (Blowes et al., 1994; Volokita et al., 1996; Díaz et al., 2003). En la última década, se han utilizado serrines y residuos verdes (Cameron and Schipper, 2010, 2012; Warneke et al., 2011b), restos de mazorcas de maíz (Christianson et al., 2010; Oladeji et al., 2023), paja de cebada (Healy et al., 2012; Feyereisen et al., 2015) y de trigo (Saliling et al., 2007; Griebmeier and Gescher, 2019), cartones (Greenan et al., 2006; Fenton et al., 2014) y astillas de madera de diferente tipo (Greenan et al., 2006; Robertson, 2010; Gosch et al., 2020).

Las astillas de madera tienen la ventaja de que tardan más en degradarse, lo que les proporciona mayor longevidad que otros productos cuyo carbono es de estructura química más simple. Esto ha motivado que sean uno de los productos más utilizados. No obstante, no todas las maderas se comportan de la misma forma ni alcanzan el mismo rendimiento en la desnitrificación. Cuando la madera entra en contacto con el agua ciertos compuestos que forman parte de su estructura se liberan, dando lugar a una solución acuosa enriquecida en carbono orgánico soluble (COS). La composición del COS es variada, pero generalmente al principio predominan compuestos carbonados de estructura química más simple y fáciles de metabolizar por los microorganismos (celulosas y hemicelulosas), mientras que con el paso del tiempo van liberándose compuestos de estructura más compleja y más difíciles de utilizar por los microorganismos (por ejemplo, lignina). Por tanto, con el paso del tiempo los microorganismos tienen más dificultad para consumir el carbono y realizar la desnitrificación. En consecuencia, la madera utilizada en los biorreactores debería proporcionar COS

fácilmente metabolizable durante periodos de tiempo considerables (años), porosidad suficiente para la circulación del agua, que el COS no contenga compuestos potencialmente tóxicos (por ejemplo, taninos, que generan lixiviados ácidos), y tener un coste económico relativamente bajo (Christianson, 2011). Igualmente, no deben usarse maderas tratadas con barnices, pinturas u otros compuestos químicos.

B) Tamaño de las astillas y longevidad de la madera

Una característica de la madera a tener en cuenta es el tamaño de las astillas, ya que influye en la capacidad del biorreactor para almacenar agua y en el flujo de ésta (conductividad hidráulica). En este sentido, Cameron and Schipper (2010) recomendaron evitar el uso de astillas menores de 6 mm o serrín debido a que el agua se mueve con dificultad. Estos autores recomendaron tamaños de astillas de entre 15 y 60 mm. Hay que indicar que el hecho de que las astillas sean más pequeñas no afecta al rendimiento para desnitrificar (Cameron and Schipper, 2010), pero sí reduce el volumen útil de los biorreactores y, por tanto, el volumen de agua que se podía desnitrificar por unidad de tiempo. Normalmente la forma de las astillas se va redondeando y aplanando, lo que facilita su apilamiento. Otro aspecto a tener en cuenta en relación con el tamaño es que la madera se va degradando con el tiempo y cuanto más pequeños son los trozos de madera mayor facilidad para su degradación. La degradación de la madera hace que ésta se vaya asentando dentro del biorreactor reduciendo la porosidad y la conductividad hidráulica y, por ende, el volumen disponible para almacenar agua. Por tanto, si los trozos son demasiado pequeños el colapso de los poros podría producirse con mayor rapidez, así como la obstrucción de las instalaciones que conducen el agua fuera del biorreactor.

El desgaste de las astillas también afecta, como se ha indicado en el apartado anterior, en la cantidad y calidad del COS que liberan. La degradación dependerá del tipo de madera y de las temperaturas de trabajo de los biorreactores (dos factores clave para la actividad microbiana). En zonas cálidas donde la actividad microbiana sea más acentuada, la longevidad de las astillas será menor que en zonas frías con menor actividad.

C) Desecación y rehumedecimiento de la madera

Este es un factor que puede considerarse menos determinante que los anteriores para el rendimiento

de los biorreactores, pero interesa tenerlo en cuenta para optimizar el funcionamiento de éstos y prolongar su vida útil.

Diversos trabajos han demostrado que los ciclos de secado-rehumedecimiento de las astillas de madera aumentan las tasas de eliminación de nitrato (Maxwell et al., 2018; Maxwell et al., 2019). Los ciclos de secado se producen si los biorreactores se vacían por completo y los de rehumedecimiento cuando éstos vuelven a inundarse. Cuando las astillas de madera se exponen al contacto con el aire, la descomposición de la madera se produce en condiciones aerobias o, en todo caso, de no saturación completa. Actúan entonces los microorganismos aerobios y/o anaerobios facultativos, que son más eficientes que los anaerobios en la descomposición. Esto facilita que la lignina de las astillas de madera pueda degradarse a formas de carbono más lábiles, que constituyen una reserva de COS que será utilizada con facilidad por los microorganismos anaerobios una vez que los biorreactores vuelvan a llenarse de agua produciéndose un pico en las tasas de desnitrificación. Maxwell et al. (2019) mostraron que hay un aumento lineal entre las tasas de eliminación de nitrato y la cantidad de tiempo que las astillas de madera están expuestas a condiciones aeróbicas. Con solo un período seco de 24 horas una vez por semana, las tasas de eliminación de nitrato pueden aumentar entre un 100 y un 170%. Obviamente, si la madera se somete a secado y rehumedecimiento se degrada más deprisa y su vida útil en los biorreactores se acorta.

D) Temperatura y salinidad del agua

La temperatura es un parámetro fundamental en el funcionamiento de los biorreactores. Esto es debido a que la actividad de los microorganismos desnitrificantes está acelerada por la subida de temperatura y ralentizada por la bajada de ésta, obviamente dentro de unos rangos (Addy et al., 2016; Hoover et al., 2016; Warneke et al. 2011a; Halaburka et al. 2017). La variación en la tasa de desnitrificación en relación con la variación de temperatura se evalúa por medio del parámetro Q10. Éste expresa el incremento de las tasas de desnitrificación cuando la temperatura aumenta 10°C. Los valores de Q10 se han documentado en numerosos estudios (Cameron and Schipper, 2010; Díaz et al., 2003; Robertson and Merkley, 2009; Van Driel et al., 2006; Warneke et al., 2011b; Maxwell et al., 2020a; Jeglot et al., 2021; Díaz-García and Christianson, 2024), resultando la mayoría de dichos valores entre 1 y 3, pero estando la mayoría en torno a 2 (Christianson, 2011). Entre los numerosos factores

que podrían afectar a esta variación en el Q10, Cameron and Shipper (2010) citaron la escala a la que está construido el biorreactor, las diferencias en cuanto al rango de temperaturas y las características de la fuente de carbono.

En cuanto a la influencia que ejercen las sales sobre la capacidad de los biorreactores para desnitrificar, es un tema con incertidumbres. Por un lado, algunos trabajos indican que altas concentraciones de cloruro sódico pueden influir negativamente en el proceso de desnitrificación al inhibir ciertos procesos enzimáticos de los microorganismos, provocar pérdida de actividad celular o incluso plasmólisis (Zhao et al., 2013; Von Ahnen et al., 2019). Además del impacto directo sobre los microorganismos, la salinidad también afecta a determinadas propiedades del agua como la densidad o al oxígeno disuelto, que a su vez afectan al proceso biológico de la desnitrificación. Otros trabajos, como los realizados en el Campo de Cartagena (que se describirán más adelante), indicaron que la desnitrificación se puede ver favorecida en condiciones de alta salinidad.

E) Tiempo de retención hidráulica (TRH)

El tiempo de retención hidráulica (TRH) es el tiempo que el agua a desnitrificar está dentro del biorreactor. Si el funcionamiento es en modo llenado-vaciado (batch), el TRH se controla simplemente llenando y

vaciando el biorreactor a los tiempos establecidos. No obstante, si el funcionamiento es en flujo continuo hay que hacer ciertos cálculos de dimensionamiento utilizando el caudal a tratar y el volumen del biorreactor, a fin de que el agua atraviese el interior del biorreactor en el tiempo deseado. En general, cuanto más tiempo permanece el agua dentro del biorreactor (o sea, el TRH sea mayor) los microorganismos dispondrán de más tiempo para llevar a cabo la desnitrificación y, por tanto, las tasas de eliminación serán mayores. Lo anterior está modulado por otros factores como la temperatura, ya que a más temperatura la actividad microbiana será mayor, de forma que el TRH para conseguir las mismas eficiencias sería más corto en verano que en invierno. Aunque, como se ha indicado, a mayor TRH la eficiencia para desnitrificar aumentará, una permanencia excesiva del agua en contacto con el sustrato puede llevar a que se alcancen condiciones de anoxia severa. Si eso sucede, pueden formarse compuestos potencialmente peligrosos como, por ejemplo, sulfuros (en caso de que el agua contenga sulfatos), tal como se aprecia en la Figura 1. El TRH del biorreactor se puede modificar cambiando la velocidad del flujo de agua que entra al biorreactor por medio de un caudalímetro automatizado y/o acortando o incrementando el recorrido que debe hacer el agua dentro del biorreactor. Esto último se puede conseguir aumentando o disminuyendo la altura por la que debe salir el agua, lo cual permite el flujo vertical que, es decir, una mejor distribución del agua.

3.2.3. Casos de éxito y resultados obtenidos con biorreactores desnitrificadores

Con el fin de contribuir a paliar los efectos negativos que pueden tener los efluentes cargados de nutrientes (generalmente nitrógeno y fósforo) procedentes de actividades antrópicas sobre las masas de agua (eutrofización), la aplicación de biorreactores desnitrificadores se ha ido desarrollando y mejorando en los últimos años. Los biorreactores pueden considerarse dentro del paraguas de las Soluciones Basadas en la Naturaleza (European Commission, 2021). Entre sus ventajas están que requieren unas labores de mantenimiento relativamente sencillas, tienen un coste razonable frente a otras alternativas y son muy eficientes en la eliminación de NO_3^- del agua (Helmers and Isenhardt, 2012; Schipper et al., 2010; Christianson and Helmers, 2011; von Ahnen et al., 2016).

Los biorreactores de astillas comenzaron a utilizarse a principios de la década de 1990 en Canadá (Blowes,

et al., 1994; Robertson and Cherry, 1995). Actualmente, la aplicación de biorreactores desnitrificadores se está extendiendo a nivel mundial, siendo, además de Canadá, Nueva Zelanda (Schipper and Vojvodic-Vukovic, 1998) y EE.UU. (Christianson and Schipper, 2016) los países en los que más se han desarrollado. Dinamarca es otro país donde su aplicación se está haciendo cada vez más notable (von Ahnen et al., 2019; Jeglot et al., 2022; Plauborg et al., 2023).

En EE.UU. los biorreactores comenzaron a utilizarse debido a los vertidos de aguas con alta carga de nitrógeno y fósforo al Golfo de México (Figura 3; Rabalais et al., 2002), a causa de los drenajes agrícolas y ganaderos que recibe procedentes de 32 estados de EE.UU. y parte de Canadá. Esto ha generado una zona anóxica en el Golfo, alrededor de la desembocadura del río, considerada como la mayor 'zona muerta' del

mundo (que ha llegado a alcanzar unos 22.700 km²), según la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA por sus siglas en inglés) de EE.UU. El problema estimuló el desarrollo de la investigación sobre biorreactores desnitrificadores hacia 1995 en Illinois, con el fin de reducir la cantidad de nitratos que se

vertían al río Mississippi (Christianson, 2011). En 2002 y 2006 se montaron biorreactores para tratamientos de drenaje en Iowa (Bhandari and Kult, 2010; ISU Extension, 2006), implicándose en la construcción de al menos seis biorreactores más de la asociación de productores de soja de ese estado (ISA, 2010).

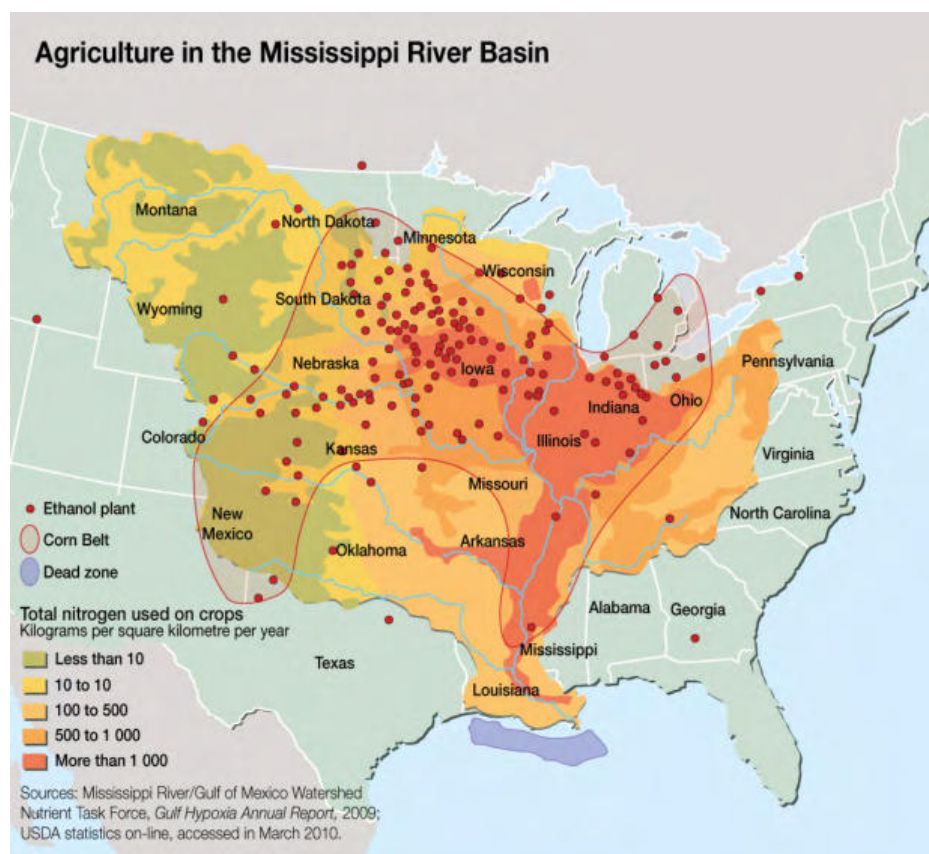


Figura 3. Zona agrícola en la cuenca del río Mississippi. Zona muerta (color purpura) debido al drenaje de aguas cargadas de nutrientes al Golfo de México. Fuente: <https://www.flickr.com/photos/gridarendal/32212337992>

De hecho, la reciente inclusión de biorreactores con astillas en las estrategias oficiales de reducción de nutrientes en varios estados del medio oeste de EE.UU. (IDALS, 2014), así como la aceptación de los biorreactores para el tratamiento de nitrato en el drenaje agrícola como una “best management practice” avalada por el Servicio Nacional de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA-NRCS, 2015), demuestra que, desde hace unos años, 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 and Schipper, 2016). Un buen número de propietarios de granjas y explotaciones agrícolas en EE.UU. están instalando biorreactores para reducir la carga de nutrientes de los efluentes de sus fincas (Figura 4).

La necesidad de comprender mejor los mecanismos responsables del funcionamiento de los biorreactores y optimizar su aplicación, ha llevado al desarrollo de numerosas experiencias de laboratorio, a escala piloto y a nivel de campo. Entre los factores más estudiados están los tiempos de retención hidráulica (Chun, et al., 2009; Greenan, et al., 2009; Christianson, 2011; Woli, et al., 2010; Hoover, et al., 2016; Lepine, et al., 2015; Ghane et al., 2018; Brunton et al., 2024); el efecto de la temperatura (Robertson and Merkley, 2009; Cameron and Schipper, 2010; Díaz, et al., 2003; Van Driel, et al., 2006; Warneke, et al., 2011a; Christianson, 2011; Maxwell et al., 2020a; Jeglot et al., 2021; Amato et al., 2019); la microbiología (Chun, et al., 2009; Moorman, et al., 2010; Robertson, et al., 2000; Andrus et al., 2014; Aalto et al., 2021; Hellman et al., 2023; Hellman et al., 2024); el diseño/geometría de los biorreacto-

res (Doheny, 2002; Wildman, 2001; Christianson, et al., 2011; Christianson and Tyndall, 2011; Woli, et al., 2010; Addy, et al., 2016; Feyereisen et al., 2023; Rivas et al., 2023); el tipo de biomasa o fuente de carbono y su longevidad (Díaz, et al., 2003; Greennan, et al., 2006; Robertson, et al., 2005; Cameron and Schipper, 2010; Schipper, et al., 2010; Christianson, et al., 2010; Blowes, et al., 2000; Moorman, et al., 2010; Long, et al., 2011; Schipper, et al., 2010; Robertson, et al., 2000; Bock, et al., 2015; Plier, et al., 2016; Díaz-García et al., 2020; Maxwell et al., 2020a; Johnson et al., 2022); el impacto del flujo de agua en las virutas de madera y su subsidencia (Schaefer et al., 2021; Díaz-García et al., 2023); las propiedades de distintas fuentes de madera (Johnson et al., 2022); la salinidad del agua a tratar (Maxwell et al., 2020b; Díaz-García et al., 2021); las cargas de carbono orgánico de los efluentes (Cameron and Schipper, 2010; Gibert, et al., 2008; McLaughlan and Al-Mashaqbeh, 2009); la posible formación de óxido nítrico (Elgood, et al., 2010; Moorman, et al., 2010; Warneke, et al., 2011b; Woli, et al., 2010; Audet et al., 2021; Brunton et al., 2024); y la aparición de ácido sulfhídrico (Blowes, et al., 1994; Robertson and Cherry, 1995; Robertson and Merkley, 2009; Van Driel, et al., 2006; Jansen et al., 2019; Hartfiel et al., 2021) o la alternancia de fases de inundación-deseccación de la madera (Maxwell et al., 2018, 2019).



Figura 4. Instalación de biorreactores en una jornada demostrativa con agricultores, Illinois, EE.UU. <https://extension.illinois.edu/news-releases/think-globally-act-locally-wood-chip-bioreactors-help-farmers-reduce-nutrient-runoff>

3.2.4. Aplicación en el Campo de Cartagena

Los trabajos realizados con biorreactores desnitrificadores en el Campo de Cartagena se llevaron a cabo entre los años 2017 y 2020, para

desnitrificar salmueras procedentes de la desalación de agua de pozo y efluentes agrícolas del canal D7.



Figura 5. Ensayos para seleccionar el sustrato más adecuado a utilizar en los biorreactores desnitrificadores (Díaz-García et al., 2020). De izquierda a derecha astillas de cítrico (a), cáscara de almendra (b), residuos de algarroba (c) y huesos de aceituna (d).

Primero se hicieron ensayos de laboratorio para seleccionar el sustrato orgánico más adecuado para los biorreactores (Díaz-García et al., 2020; Figura 5). Para esto se llevaron a cabo tres experimentos cortos realizados en modo de flujo discon-

tinuo (llenado-vaciado de los biorreactores) en los que se evaluó la viabilidad de la cáscara de almendra, el troceado de algarroba, el hueso de oliva y las astillas de madera de cítrico como sustratos para la desnitrificación de salmuera (conductivi-

dad eléctrica, $CE \approx 20 \text{ dS m}^{-1}$) con elevada carga de nitrato ($\text{N-NO}_3^- \approx 65 - 80 \text{ mg L}^{-1}$). Los resultados, mostraron que la mejor eficiencia en la eliminación de nitratos al menor precio fue la de las astillas de madera de cítrico ($3,02 \pm 0,15 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ con un coste de $\approx 6 \text{ € m}^{-3}$), seguido de la cáscara de almendra ($1,54 \pm 0,20 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ con un coste de $\approx 19 \text{ € m}^{-3}$) (precios año 2018). El troceado de algarroba y el hueso de oliva no mostraron eliminación de nitratos. El troceado de algarroba generó un lixiviado ácido con una concentración de carbono orgánico soluble extremadamente alta y el hueso de oliva produjo un lixiviado muy salino. Por lo tanto, las astillas de madera de cítrico fue el sustrato seleccionado para su utilización en todos los trabajos posteriores.

Aplicación de los biorreactores de astillas para desnitrificar salmuera procedente de agua de pozo del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena

Para estos ensayos se prepararon biorreactores consistentes en contenedores de 1 m^3 que se rellenaron con astillas de cítricos para la desnitrificación de salmueras procedentes de la desalobración de agua de pozo del Campo de Cartagena salinizada y contaminada por nitrato. Esto se realizó en la Planta Piloto ubicada en la Estación Experimental Agroalimentaria Tomás Ferro de la ETSIA-UPCT (Figura 6) con la financiación de la Cátedra de Agricultura Sostenible para el Campo de Cartagena.



Figura 6. Planta Piloto ubicada en la Estación Experimental Agroalimentaria Tomás Ferro de la ETSIA-UPCT. Izquierda (a): vista aérea de la Planta Piloto con sus diferentes componentes. Centro (b): vista de los biorreactores. Derecha (c): detalle de la madera y la entrada de salmuera en un biorreactor.

El objetivo fue obtener una valoración integral del comportamiento y eficiencia de los biorreactores para la desnitrificación de salmueras (incluyendo efectos de los cambios estacionales de temperatura, variaciones en la cantidad de carbono orgánico disuelto suministrado por la madera, el tiempo de retención hidráulica —TRH—, y la edad de la madera). Cada biorreactor contenía 122 kg de astillas y cada uno se llenaba con salmuera el lunes a las 8h de la mañana, se vaciaba el martes a la misma hora y a continuación se volvían a llenar, para volver a vaciarlos el miércoles a la misma hora y llenarlos nuevamente hasta las 8h del jueves, cuando se vaciaban y se dejaban vacíos hasta el lunes de la semana siguiente. El ensayo de tres ciclos semanales de 24 h tuvo una duración de $2,5$ años (121 semanas).

El aspecto más novedoso fue que se consiguió demostrar la capacidad de los biorreactores de astillas

para desnitrificar salmuera a pesar de su elevada salinidad y que dicha capacidad fue duradera y altamente efectiva a lo largo del tiempo. A destacar que en salmuera de una única ósmosis (primera ósmosis) ($CE \approx 17 \text{ dS m}^{-1}$ y concentración de $\text{N-NO}_3^- \approx 48,5 \text{ mg L}^{-1}$) se obtuvieron tasas de eliminación de nitratos superiores al 80% cuando las temperaturas fueron superiores a 24 °C y en salmueras de segunda ósmosis (dos etapas de ósmosis) ($CE \approx 60 \text{ dS m}^{-1}$ y concentraciones de $\text{N-NO}_3^- \approx 160 \text{ mg L}^{-1}$) tasas de reducción de nitratos de hasta el 60% . Esto demostró el buen resultado que puede dar la madera de cítrico como fuente de carbono, así como su durabilidad, para que los microorganismos realicen la desnitrificación. Los factores que modularon la eficiencia de los biorreactores fueron, además del carbono soluble proporcionado por la madera y el tiempo de retención hidráulica, la temperatura (los rendimientos disminuyeron cuando la temperatura bajó de unos 15°C) y el tiempo que los

biorreactores estuvieron vacíos entre ciclos de llenado-vaciado. Este último aspecto pudo corroborarse porque las tasas de desnitrificación eran mayores del lunes al martes de cada semana (justo después de que los biorreactores habían estado vacíos cuatro días —de jueves a domingo—), que del martes al miércoles y que del miércoles al jueves (Figura 7). Este resultado se atribuyó a que durante esos cuatro días los microorganismos aerobios, más efectivos que los anaerobios en la degradación de la materia orgánica, generaron un pico de carbono soluble que fue utili-

zado por los anaerobios durante el primer ciclo de la semana (el del lunes al martes) siendo más eficientes en la desnitrificación. También se comprobó que la sensibilidad en la eliminación de nitratos a la bajada de temperatura era mucho menor durante los primeros meses de funcionamiento, lo cual se atribuyó a la mejor calidad del carbono (en términos de mayor facilidad para ser utilizado por los microorganismos) cuando la madera era nueva (estaba poco lavada). Los resultados se publicaron en tres artículos científicos (Maxwell et al., 2020a y b; Díaz-García et al., 2021).

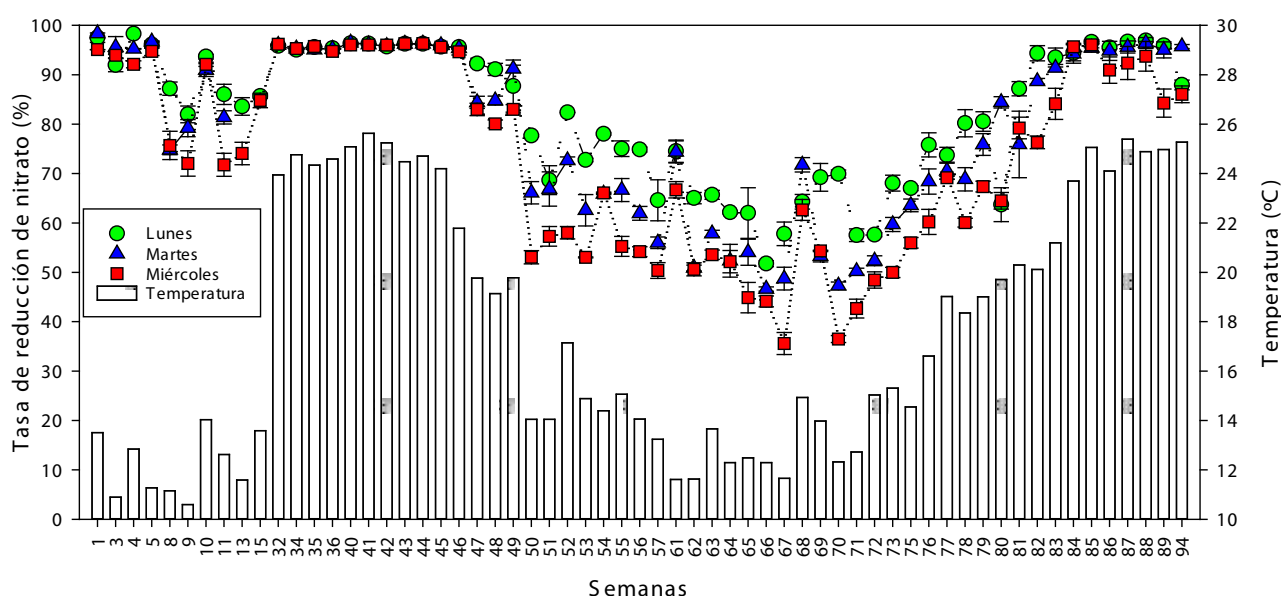


Figura 7. Efecto de la temperatura y del ciclo de la semana (ver texto del apartado 3.1.4.1) sobre las tasas de reducción de nitratos en salmuera procedente de la desalobración de agua de pozo en la Estación Experimental Agroalimentaria Tomás Ferro de la ETSIA-UPCT.

Aplicación de los biorreactores de astillas para desnitrificar efluentes agrícolas del canal D7 del Campo de Cartagena

Estos ensayos se llevaron a cabo en la Planta Piloto ubicada en la Estación de Aguas Residuales (EDAR) de Los Alcázares (Figura 8) y fueron financiados por la Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ES-AMUR). Se construyeron tres biorreactores consistentes en tres zanjas (6 m de largo x 0,98 m de ancho x 1,2 m de profundidad) rellenas con astillas de madera de cítrico a través de las cuales se hizo pasar agua ($3 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ en cada biorreactor) procedente de uno de los principales canales que recogen agua de drenaje agrícola y otros efluentes, del Campo de Cartagena (canal D7). Cada biorreactor trabajó a un TRH diferente: 8, 16 y 24 h. Las principales características del agua que se trató fueron: pH $\approx 7,5 - 8,0$, CE $\approx 5 - 8 \text{ dS m}^{-1}$, COS $\approx 6 - 10 \text{ mg L}^{-1}$ y $\text{NO}_3\text{-N} \approx 22\text{-}45 \text{ mg L}^{-1}$.

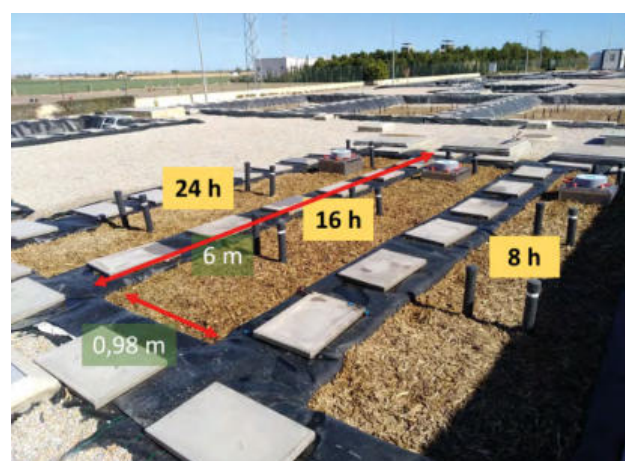


Figura 8. En primer término, los tres biorreactores de la planta piloto ubicada en la Estación de Aguas Residuales (EDAR) de Los Alcázares. Se indica el TRH de cada uno, así como su longitud y anchura

Los resultados mostraron que los biorreactores fueron altamente eficientes en la reducción de la carga

de nitrato (TRH 8 h $\approx$ 56 %, TRH 16 h $\approx$ 75 % y TRH 24 h $\approx$ 88 % -valores promedio para todo el experimento-). Estos resultados fueron variando según los cambios de temperatura en las distintas estaciones del año, aumentando en los períodos más cálidos (máximo $\approx$ 95 - 97 % para todos los TRH) y disminuyendo en los más fríos (mínimo $\approx$ 12 - 41 % para todos los TRH) (Figura 9). La pérdida máxima de peso de las astillas de madera se produjo durante los primeros seis meses en astillas situadas por encima del nivel del agua ($\approx$ 36

%), lo que se puede atribuir a la mineralización aeróbica de compuestos orgánicos, tal como sucedía en los biorreactores que se utilizaron para desnitrificar salmuera durante los días que se dejaban vacíos (**ver apartado 3.1.4.1**). En las astillas que se encontraron siempre bajo el agua, la pérdida de peso fue $\approx$ 12 %. Aunque, en general, las concentraciones de sulfuro, amonio y fósforo reactivo disuelto en los efluentes fueron bajas, se produjeron picos de altas concentraciones en determinados momentos del año.

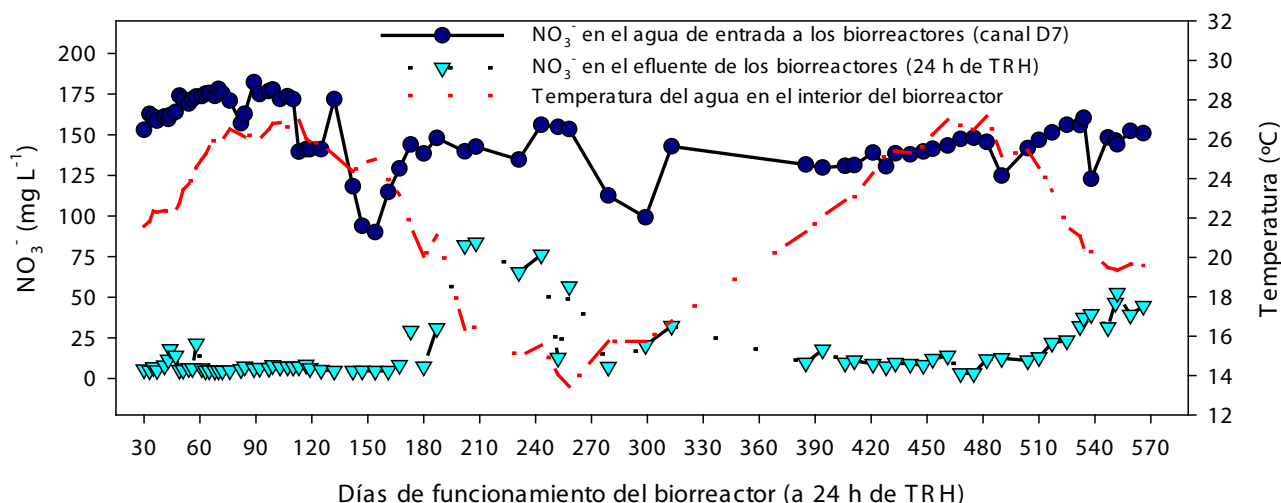


Figura 9. Concentraciones de NO_3^- en el agua de entrada (canal D7) y en los efluentes del biorreactor funcionando a 24h de TRH en la Planta Piloto de la EDAR de Los Alcázares. Se muestra también la temperatura del agua dentro del biorreactor. Modificado de Díaz-García (2021).

3.2.5. Consideraciones generales para el diseño y dimensionamiento de los biorreactores

En el apartado 03.2.2. se han descrito los factores a tener en cuenta para el funcionamiento de los biorreactores, incluyendo el tipo de sustrato, el tamaño de las astillas y longevidad de la madera, el papel de la desecación y rehumedecimiento de la madera, la influencia de la temperatura y salinidad del agua y el papel clave del tiempo de retención hidráulica (TRH). A continuación, se va a describir brevemente el papel que juega el diseño y dimensionamiento en la distribución del flujo de agua.

La distribución del flujo describe cómo se mueve el agua a través de un biorreactor. Bajo condiciones de flujo perfectamente ideales, toda el agua que entra y sale del biorreactor pasa la misma cantidad de tiempo dentro de éste. Sin embargo, en los biorreactores de astillas de madera es difícil conseguir esto, debido a que suelen aparecer zonas muertas o flujos preferenciales. Para evitarlo, es fundamental el diseño de entrada y salida del agua del biorreactor. La mejor

eficiencia hidráulica se consigue en los diseños de flujo ascendente y descendente, que implican que el agua entra a través de tuberías en la parte superior o inferior del biorreactor y se mueve verticalmente hasta salir (**Figura 10**). De esta manera se asegura que el agua no forma flujos preferenciales y, por tanto, que todo el volumen pasa el mismo tiempo dentro del biorreactor.

Aunque el proceso de desnitrificación se puede producir independiente de la forma del biorreactor, se deben tener presentes ciertos criterios a la hora del diseño. En EE.UU. la mayoría de los biorreactores tienen una sección transversal rectangular, debido principalmente a la facilidad de construcción. La mayoría de los biorreactores de astillas de madera son más largos que anchos, ya que se considera que esto facilita que el flujo sea más uniforme y se reducen los riesgos de que se formen flujos preferenciales. Muchos biorreacto-

res contruidos en EE.UU. tienen una ratio largo: ancho de ≈ 3 a 4, pero también hay algunos cuadrados o casi cuadrados. Christianson et al. (2011a) mostraron que un biorreactor más estrecho y más largo tenía un flujo más idóneo que un biorreactor más cuadrado. Se debe calcular un área de sección transversal suficiente para permitir el flujo para el que se ha diseñado, teniendo en cuenta la conductividad hidráulica de las astillas de madera

utilizadas y que la profundidad del biorreactor recomendada no debe exceder los 2 m, para tratar de evitar la compactación de astillas en las capas más profundas. Si esto último ocurre, hay riesgo de que en esa parte del biorreactor haya obstrucciones y disminuya la conductividad hidráulica, dando lugar a una capa de agua estancada en la que se produzcan fenómenos de anoxia extrema y se formen compuestos indeseables (ver apartado 3.1.6).

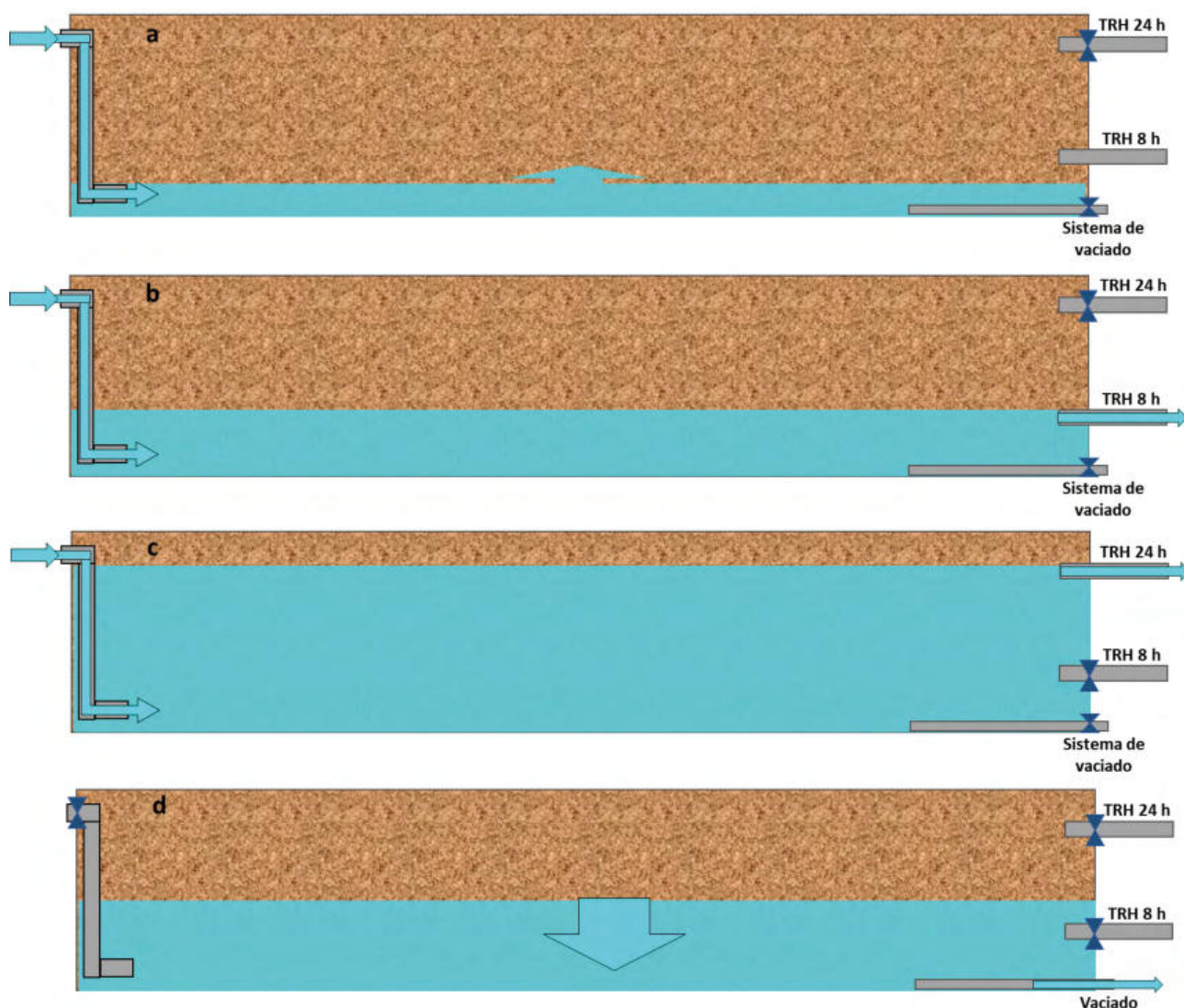


Figura 10. Corte transversal esquemático en el que se aprecia el sistema de flujo vertical ascendente en los biorreactores de la Planta Piloto de la EDAR de Los Alcázares (a) y su relación con los TRH de 8h y 24 h (b y c, respectivamente), así como el sistema de vaciado (d) (por si se quiere evacuar toda el agua del biorreactor).image17.tif

3.2.6. Precauciones en relación a los efluentes de los biorreactores

Como se ha ido indicando, el agua que pasa a través de los biorreactores puede enriquecerse en ciertos compuestos formados en el interior de éstos debido a determinados procesos, lo que hace que se

deban tomar ciertas precauciones con las características de los efluentes (Christianson, 2011). Entre dichas precauciones, una estrategia es hacer pasar el efluente de los biorreactores a través de un humedal

artificial que actúe como filtro verde y retenga elimine posibles compuestos potencialmente peligrosos producidos en el interior de los biorreactores.

A continuación, se describen brevemente algunos de los aspectos principales a tener en cuenta en relación a los efluentes de los biorreactores.

- **La carga orgánica en los efluentes.** La presencia de carbono orgánico soluble (COS) es fundamental para la actividad microbiana, pero a su vez puede constituir una fuente de contaminación si los efluentes contienen una alta concentración. Esto ocurre, sobre todo, en las primeras semanas de funcionamiento de los biorreactores, cuando la madera nueva lixivia alta cantidad de COS.
- **La sulfato-reducción y la formación de sulfuros.** Si el nitrato del agua es eliminado completamente o su concentración es demasiado escasa, y se producen condiciones de anoxia extrema o muy prolongada, y el agua a tratar contiene sulfato, puede llegar a producirse sulfato-reducción (reducción de sulfatos a sulfuros; Figura 1) generándose sulfuros disueltos y gas sulfhídrico. Controlar el TRH es fundamental para evitar llegar a condiciones de anoxia extrema y agotamiento total de los nitratos que favorezcan la sulfato reducción. Lo más aconsejable es tratar de conseguir efluentes que aún contengan cierta cantidad de nitrato (por ejemplo, 10-20 mg L⁻¹) evitando en lo posible que llegue a producirse sulfato-reducción. En relación con esto, cuanto más profundos sean los biorreactores más probabilidad hay de que el agua que circula por las zonas inferiores lo haga con dificultad y se puedan dar condiciones de anoxia extrema y procesos como la sulfato-reducción. En todo caso, las concentraciones de sulfuros deben ser monitorizadas regularmente en el interior de los biorreactores y los efluentes, para evitar el riesgo que pueden suponer ya que son tóxicos (Kinsman-Costello et al., 2014; Li et al., 2017).
- **La lixiviación de fósforo.** Existen evidencias de que los biorreactores de astillas de madera pueden aportar fósforo a los efluentes, pero también contribuir a la reducción de las concentraciones de fósforo en el agua a tratar. Para la retención de fósforo en bio-

reactores se suelen utilizar otros materiales diferentes a las astillas de madera como gravas, óxidos de hierro y biochar modificado. Debido al papel tan relevante que tiene el fósforo en los procesos de eutrofización, se debe mantener un principio de precaución y controlar las concentraciones de fósforo a la salida del biorreactor. En caso de que hubiera exportación o nula retención, el fósforo podría ser eliminado en humedales artificiales.

- Presencia de amonio (NH₄⁺) y nitrito (NO₂⁻). Los efluentes de los biorreactores pueden contener amonio (NH₄⁺) y nitrito (NO₂⁻), que pueden formarse en el interior de los biorreactores y estar presentes en los efluentes. El NH₄⁺ es uno de los primeros productos que resultan de la mineralización del N orgánico. En condiciones aerobias se oxida a NO₃⁻ con facilidad, pero en anaerobiosis se puede acumular en el sistema. El NH₄⁺ acumulado podría oxidarse a NO₃⁻ si existen ciclos de secado del biorreactor y perderse como N₂ durante la desnitrificación asociada al siguiente ciclo de inundación. Otra posibilidad es que el N-NH₄⁺ se volatilice como N-NH₃ si la temperatura es alta y el pH superior a ≈7.5. El NO₂⁻ es un producto intermedio de la nitrificación que tiende a oxidarse rápidamente a NO₃⁻ en presencia de oxígeno. Su presencia puede ser tóxica a concentraciones a partir de 0.1 mg L⁻¹ (Erickson, 1985).

Agradecimientos

Los trabajos sobre desnitrificación de salmueras se realizaron en la Estación Experimental Agroalimentaria Tomás Ferro de la ETSIA-UPCT y fueron financiados por la Cátedra para la Agricultura Sostenible en el Campo de Cartagena. La Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia (ESAMUR) financió la construcción de la Planta Piloto con biorreactores y humedales ubicada en la EDAR de Los Alcázares, así como los trabajos realizados en ella. Carolina Díaz García fue becaria o estuvo contratada para trabajar en ambos proyectos. Carlos Romero, Ibrahim Tunç, Javier Ortigosa y Bryan Maxwell colaboraron en los trabajos de muestreo. M Nazaret González-Alcaraz es investigadora del programa Ramón y Cajal del Ministerio de Ciencia e Innovación de España (RYC2020- 029322-I).

Bibliografía

- Aalto, S. L., Suurnäkki, S., Von Ahnen, M., Tirola, M., & Pedersen, P. B. (2021). Microbial communities in full-scale woodchip bioreactors treating aquaculture effluents. *Journal Of Environmental Management*, 301, 113852. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113852>.
- Addy, K., Gold, A.J., Christianson, L.E., David, M.B., Schipper, L.A., Ratigan, N.A. (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.
- Amato, M. T., Subroy, V., Giménez, D., Strom, P. F., & Krogmann, U. (2019). Dielectric permittivity-water content relationships in woodchips: Particle size and temperature effects. *Journal Of Hydrology*, 572, 251-260. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.02.047>.
- Andrus, J.M., Porter M.D., Rodríguez L.F., Kuehlhorn T., Cooke R.A.C., Zhang Y., et al. (2014). Spatial variation in the bacterial and denitrifying bacterial community in a biofilter treating subsurface agricultural drainage. *Microbial Ecology*, 67, 265–272.
- Audet, J., Jégliot, A., Elsgaard, L., Maagaard, A. L., Sørensen, S. R., Zak, D., et al. (2021). Nitrogen removal and nitrous oxide emissions from woodchip bioreactors treating agricultural drainage waters. *Ecological Engineering*, 169, 106328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2021.106328>.
- Bhandari, A., & Kult, K. (2010). Denitrifying Drainage Bioreactors Woodchip Bioreactors: Presentation to the Ag BMP Expert Panel for the Raccoon River Basin Water Quality Master Plan (www.agreninc.com/raccoon/audio/Alok%20Bhandari%20PPT.pdf).
- Blowes, D.W., Robertson, W.D., Ptacek, C.J., & Merkley, C. (1994). Removal of agricultural nitrate from tile-drainage effluent water using in-line bioreactors. *Journal of Contaminate Hydrology*, 15(3), 207–221.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Benner, S. G., McRae, C. W., Bennett, T. A., & Puls, R. W. (2000). Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology*, 45, 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.
- Brunton, A. M., Zilles, J. L., Cooke, R. A., & Christianson, L. E. (2024). Nitrous oxide and methane production and consumption at five full-size denitrifying bioreactors treating subsurface drainage water. *The Science of the Total Environment*, 170956–170956. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170956>.
- Cameron, S. G. & Schipper, L. A. (2010). Nitrate removal and hydraulic performance of organic carbon for use in denitrification beds. *Ecological Engineering*, 38, 1588-1595.
- Cameron, S.G. & Schipper, L.A. (2012). Hydraulic properties, hydraulic efficiency and nitrate removal of organic carbon media for use in denitrification beds. *Ecological Engineering*, 41, 1–7.
- Christianson L. E., Castelló A., Christianson R., Helmers M. & Bhandari, A. (2010). Technical Note: Hydraulic Property Determination of Denitrifying Bioreactor Fill Media. *Applied Engineering in Agriculture*, 26(5), 849-854.
- Christianson, L.E., & Helmers, M. (2011). Woodchip Bioreactors for Nitrate in Agricultural Drainage. Iowa State Univ. Ext. Publ. PMR 1008. (October): 1–4. <http://www.leopold.iastate.edu/sites/default/files/pubs-and-papers/2011-11-woodchipbioreactors-nitrate-agricultural-drainage.pdf>.
- 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), 70–77. <https://doi.org/10.1080/15487733.2011.11908075>
- Christianson, L. E. (2011). Design and performance of denitrification bioreactors for agricultural drainage. Graduate Theses and Dissertations. Paper 10326.
- Christianson, L. E., & Schipper, L. A. (2016). Moving Denitrifying Bioreactors beyond Proof of Concept: Introduction to the Special Section. *Journal of Environmental Quality*, 45(3), 757–761. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.01.0013>.
- Chun, J. A., Cooke, R. A., J. Wayland Eheart, & Kang, M.-S. (2009). Estimation of flow and transport parameters for woodchip-based bioreactors: I. laboratory-scale bioreactor. *Biosystems Engineering*, 104(3), 384–395. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2009.06.021>
- Díaz, R., García, J., Mujeriego, R., & Lucas, M. (2003). A Quick, Low-Cost Treatment Method for Secondary Effluent Nitrate Removal through Denitrification. *Environmental Engineering Science*, 20(6), 693–702. <https://doi.org/10.1089/109287503770736195>.
- Díaz-García, C., Martínez-Sánchez, J. J., & José Álvarez-Rogel. (2020). Bioreactors for brine denitrification produced during polluted groundwater desalination in fertigation areas of SE Spain: batch assays for subs-

- trate selection. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(27), 34388–34397. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09567-6>.
- Díaz-García, C. (2021). Denitrification of saline agricultural effluents (brine from groundwater desalination plants and agricultural leachates) in woodchip bioreactors in the SE of Spain. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Díaz-García, C., Martínez-Sánchez, J. J., Maxwell, B. M., Franco, J. A., & Álvarez-Rogel, J. (2021). Woodchip bioreactors provide sustained denitrification of brine from groundwater desalination plants. *Journal of Environmental Management*, 289, 112521. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112521>.
- Díaz-García, C., J.J. Martínez-Sánchez, & José Álvarez-Rogel. (2023). Woodchip bioreactors for saline leachates denitrification can mitigate agricultural impacts in mediterranean areas: The Campo de Cartagena-Mar Menor environmental issue. *Journal of Environmental Management*, 331, 117292–117292. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117292>.
- Díaz-García, C., & Christianson, L. E. (2024). Batch-Mode Denitrifying Woodchip Bioreactors for Expanded Treatment Flexibility. *Water*, 16(2), 206–206. <https://doi.org/10.3390/w16020206>.
- Doheny, A. (2002). Amelioration of tile nitrate and atrazine using inline biofilters. Illinois: University of Illinois at Urbana-Champaign.
- 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), 1575–1580.
- Erickson R. J. (1985). An evaluation of mathematical models for the effects of pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Research*, 19(8), 1047–1058.
- European Commission, (2021). Science for *Environment Policy*, 22nd March 2021, Issue 558.
- Fenton, O., M.G. Healy, F. Brennan, M.M.R. Jahangir, G.J. Lannigan, et al. (2014). Permeable reactive interceptors: Blocking diffuse nutrient and greenhouse gases losses in key areas of the farming landscape. *Journal of Agricultural Science*. 152: S71–S81. doi: 10.1017/S0021859613000944.
- Feyereisen, G. W., & Christianson, L. E. (2015). Hydraulic flow characteristics of agricultural residues for denitrifying bioreactor media. *Applied Engineering in Agriculture*, 31(1), 89–96. <https://doi.org/10.13031/aea.31.10552>.
- Feyereisen, G. W., Ehsan Ghane, Schumacher, T. W., Dalzell, B. J., & Williams, M. R. (2023). Can Woodchip Bioreactors Be Used at a Catchment Scale? Nitrate Performance and Sediment Considerations. *Journal of the ASABE*, 66(2), 367–379. <https://doi.org/10.13031/ja.15496>.
- Ghane, E., G.W. Feyereisen, C.J. Rosen, & U.W. Tschirner. (2018). Carbon quality of four-year old woodchips in a denitrification bed treating agricultural drainage water. *Journal of the ASABE* 61(3), 995–1000. doi: <https://doi.org/10.13031/trans.12642>.
- 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.
- Gosch, L., Liu, H., & Lennartz, B. (2020). Performance of a Woodchip Bioreactor for the Treatment of Nitrate-Laden Agricultural Drainage Water in Northeastern Germany. *Environments*, 7(9), 71. <https://doi.org/10.3390/environments7090071>.
- Greenan, C. M., Moorman, T. B., Kaspar, T. C., Parkin, T. B., & Jaynes, D. B. (2006). Comparing Carbon Substrates for Denitrification of Subsurface Drainage Water. *Journal of Environmental Quality*, 35(3), 824–829. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0247>.
- Greenan, C. M., Moorman, T. B., Parkin, T. B., Kaspar, T. C., & Jaynes, D. B. (2009). Denitrification in Wood Chip Bioreactors at Different Water Flows. *Journal of Environmental Quality*, 38(4), 1664–1671. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0413>.
- Grießmeier, V., Leberecht, K., & Gescher, J. (2019). NO₃–removal efficiency in field denitrification beds: key controlling factors and main implications. *Environmental Microbiology Reports*, 11(3), 316–329. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12758>.
- Halaburka, B. J., Grégory Lefèvre, & Luthy, R. G. (2017). Evaluation of Mechanistic Models for Nitrate Removal in Woodchip Bioreactors. *Environmental Science & Technology*, 51(9), 5156–5164. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01025>.
- Hartfiel, L., Schaefer, A., Howe, A., & Soupir, M. (2021). Denitrifying Bioreactor Microbiome: Understanding Pollution Swapping and Potential for Improved Performance. *Journal of Environmental Quality*, July, 1–18. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20302>.
- Hellman, M., Juhanson, J., Herbert, R., & Hallin, S. (2023). Spatial and temporal changes in microbial communities and greenhouse gas emissions in a denitrifying woodchip bioreactor at low water temperatures. <https://doi.org/10.1101/2023.04.26.538098>.
- Hellman, M., Juhanson, J., Wallnäs, F., Herbert, R. B., & Hallin, S. (2024). Microbial succession and denitrifying woodchip bioreactor performance at low water temperatures. *Journal of Environmental Management*, 356. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120607>.

- Healy, M. G., Ibrahim, T. G., Lanigan, G. J., Serrenho, A. J., & Fenton, O. (2012). Nitrate removal rate, efficiency and pollution swapping potential of different organic carbon media in laboratory denitrification bioreactors. *Ecological Engineering*, 40, 198–209. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.010>.
- Helmerts, M., & Isenhardt, T. (n.d.). New Practices for Nutrient Reduction: *STRIPs and Saturated Buffers*. Retrieved October 24, 2024, from <http://cdiowa.org/wp-content/uploads/2012/12/HelmertsandIsenhardt.pdf>.
- Hoover, N. L., Bhandari, A., Soupir, M. L., & Moorman, T. B. (2016). Woodchip Denitrification Bioreactors: Impact of Temperature and Hydraulic Retention Time on Nitrate Removal. *Journal of Environmental Quality*, 45(3), 803–812. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.03.0161>.
- 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. <http://www.nutrientstrategy.iastate.edu/> (accessed 15 November 2020).
- ISA. (2010). Environmental Programs: Bioreactor Basics. Available at <http://www.iasoybeans.com/environment/bioreactorbasics.html> Iowa Soybean Association. (accessed October 2010).
- ISU Extension. 2006. Denitrification of Agricultural Sub-Surface Drainage; Kenneth Pint Farm, Independence, IA; Demonstration sponsored by: Lime Creek Watershed Council and Iowa Corn Growers Association (accessed 23 July 2021). Prepared by ISU Extension watershed project staff, Fayette, IA (<http://www.heartlandwq.iastate.edu/NR/rdonlyres/3FB71A4D-7B21-4549-943E-C9B-42DA3DCBF/0/061122LCbiofilter1.pdf>).
- Jansen, S., Roelof Stuurman, Chardon, W. J., Ball, S., Joachim Rozemeijer, & Gerritse, J. (2019). Passive Dosing of Organic Substrates for Nitrate-Removing Bioreactors Applied in Field Margins. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 394–402. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0165>.
- Jéglot, A., Sørensen, S. R., Schnorr, K. M., Plauborg, F., & Elsgaard, L. (2021). Temperature Sensitivity and Composition of Nitrate-Reducing Microbiomes from a Full-Scale Woodchip Bioreactor Treating Agricultural Drainage Water. *Microorganisms*, 9(6), 1331. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9061331>.
- Jéglot, A., Schnorr, K. M., Sørensen, S. R., & Elsgaard, L. (2022). Isolation and characterization of psychrotolerant denitrifying bacteria for improvement of nitrate removal in woodchip bioreactors treating agricultural drainage water at low temperature. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 8(2), 396–406. <https://doi.org/10.1039/d1ew00746g>.
- Johnson, G. M., Christianson, R. D., Cooke, R. A. C., Díaz-García, C., & Christianson, L. E. (2022). Denitrifying bioreactor woodchip sourcing guidance based on physical and hydraulic properties. *Ecological Engineering*, 184, 106791. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106791>.
- Kinsman-Costello, L.E., J.M. O'Brien, & S.K. Hamilton. (2015). Natural stressors in uncontaminated sediments of shallow freshwaters: The prevalence of sulfide, ammonia, and reduced iron. *Environmental Toxicology Chemistry*, 34(3), 467–479. doi: 10.1002/etc.2801.
- Lepine, C., Christianson, L., Sharrer, K., & Summerfelt, S. (2016). Optimizing Hydraulic Retention Times in Denitrifying Woodchip Bioreactors Treating Recirculating Aquaculture System Wastewater. *Journal of Environmental Quality*, 45(3), 813–821. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.05.0242>.
- Li, H., Z. Chi, B. Yan, L. Cheng, & J. Li. (2017). An innovative wood-chip-framework substrate used as slow-release carbon source to treat high-strength nitrogen wastewater. *Journal of Environmental Science (China)*, 51(Huai Li): 275–283. doi: 10.1016/j.jes.2016.07.008.
- Long, L. M., Schipper, L. A., & Bruesewitz, D. A. (2011). Long-term nitrate removal in a denitrification wall. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(3–4), 514–520. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.005>.
- Maxwell, B. M., François Birgand, Smith, B., & Aveni-Deforge, K. (2018). A small-volume multiplexed pumping system for automated, high-frequency water chemistry measurements in volume-limited applications. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11), 5615–5628. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5615-2018>.
- Maxwell, B. M., Birgand, F., Schipper, L. A., Christianson, L. E., Tian, S., Helmerts, M. J., Williams, D. J., Chescheir, G. M., & Youssef, M. A. (2019). Increased Duration of Drying–Rewetting Cycles Increases Nitrate Removal in Woodchip Bioreactors. *Agricultural & Environmental Letters*, 4(1). <https://doi.org/10.2134/aes2019.07.0028>.
- Maxwell, B., Díaz-García, C., Martínez-Sánchez, J.J., Birgand, F., & Álvarez-Rogel, J. (2020a). Temperature sensitivity of nitrate removal in woodchip bioreactors increases with woodchip age and following drying-rewetting cycles. *Environmental Science: Water Research and Technology*. <https://doi.org/10.1039/D0EW00507J>.
- Maxwell, B., Díaz-García, C., Martínez-Sánchez, J. J., & Álvarez-Rogel, J. (2020b). Increased brine concentration increases nitrate reduction rates in batch woodchip bioreactors treating brine from desalination. *Desalination*, 495, 114629. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114629>.

- McLaughlan, R. G., & Al-Mashaqbeh, O. (2009). Effect of media type and particle size on dissolved organic carbon release from woody filtration media. *Bioresource Technology*, 100(2), 1020–1023. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.013>.
- Moorman, T. B., Parkin, T. B., Kaspar, T. C., & Jaynes, D. B. (2010). Denitrification activity, wood loss, and N₂O emissions over 9 years from a wood chip bioreactor. *Ecological Engineering*, 36(11), 1567–1574. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.03.012>.
- Olawale Oladeji, Tian, G., Cooke, R., Essam El-Naggar, Cox, A., Zhang, H., & Podczewski, E. (2023). Effectiveness of denitrification bioreactors with woodchips, corn stover, and phosphate-sorbing media for simultaneous removal of drainage water N and P in a corn–soybean system. *Journal of Environmental Quality*, 52(2), 341–354. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20449>.
- Finn Plauborg, Maja Hørning Skjødt, Audet, J., Carl Christian Hoffmann, & Jacobsen, B. H. (2023). Cost effectiveness, nitrogen, and phosphorus removal in field-based woodchip bioreactors treating agricultural drainage water. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(7). <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11358-8>.
- 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*, 45(3), 772–778. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.06.0271>.
- Rabalais, N. N., Turner, R. E., & Wiseman, W. J. (2002). Gulf of Mexico Hypoxia, A.K.A. “The Dead Zone”. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 235–263. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150513>.
- Rivas, A., G. Barkle, Sarris, T., Park, J., Kenny, A., Maxwell, B., Stenger, R., Moorhead, B., Schipper, L., & Clague, J. (2023). Improving accuracy of quantifying nitrate removal performance and enhancing understanding of processes in woodchip bioreactors using high-frequency data. *The Science of the Total Environment*, 880, 163289–163289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163289>.
- Robertson, W. D., & Cherry, J. A. (1995). In Situ Denitrification of Septic-System Nitrate Using Reactive Porous Media Barriers: Field Trials. *Ground Water*, 33(1), 99–111. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00266.x>.
- Robertson, W. D., Blowes, D. W., Ptacek, C. J., & Cherry, J. A. (2000). Long-Term Performance of In Situ Reactive Barriers for Nitrate Remediation. *Ground Water*, 38(5), 689–695. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2000.tb02704.x>.
- Robertson, W. D., Ford, G. I., & Lombardo, P. (2005). WOOD-BASED FILTER FOR NITRATE REMOVAL IN SEPTIC SYSTEMS. *Transactions of the ASAE*, 48(1), 121–128. <https://doi.org/10.13031/2013.17954>.
- Robertson, W. D., & Merkley, L. C. (2009). In-Stream Bioreactor for Agricultural Nitrate Treatment. *Journal of Environmental Quality*, 38(1), 230–237. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0100>.
- Robertson, W.D. (2010). Nitrate removal rates in woodchip media of varying age. *Ecological Engineering*, 36(11), 1581–1587. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.01.008.
- Saliling, W. J. B., Westerman, P. W., & Losordo, T. M. (2007). Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquacultural Engineering*, 37(3), 222–233. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2007.06.003>.
- Schaefer, A., Werning, K., Hoover, N., Tschirner, U., Feyereisen, G., Moorman, T. B., Howe, A. C., & Soupir, M. L. (2021). Impact of flow on woodchip properties and subsidence in denitrifying bioreactors. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 4(1). <https://doi.org/10.1002/agg2.20149>.
- Schipper, L. A., & Vojvodić-Vuković, M. (2001). Five years of nitrate removal, denitrification and carbon dynamics in a denitrification wall. *Water Research*, 35(14), 3473–3477. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00052-5](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00052-5).
- Schipper, L.A., W.D. Robertson, A.J. Gold, D.B. Jaynes, & Cameron, S.C. . 2010. Denitrifying bioreactors-An approach for reducing nitrate loads to receiving waters. *Ecological Engineering*, 36(11), 1532–1543. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.04.008.
- Denitrifying Bioreactor (No.) (605) Conservation Practice Standard. (n.d.). Natural Resources Conservation Service. <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/denitrifying-bioreactor-no-605-conservation-practice-standard>.
- van Driel, P. W., Robertson, W. D. & L. C. Merkley. (2006). Denitrification of agricultural drainage using wood-based reactors. *Transactions of the ASABE*, 49(2), 565–573. <https://doi.org/10.13031/2013.20391>.
- Volokita, M., Abeliovich, A., & Soares, M. I. M. (1996). Denitrification of groundwater using cotton as energy source. *Water Science and Technology*, 34(1-2), 379–385. <https://doi.org/10.2166/wst.1996.0394>.
- von Ahnen, M., Pedersen, P. B., & Dalsgaard, J. (2016). Start-up performance of a woodchip bioreactor operated end-of-pipe at a commercial fish farm-A case study. *Aquacultural Engineering*, 74, 96–104. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2016.07.002>.
- Warneke, S., Schipper, L. A., Bruesewitz, D. A., McDonald, I., & Cameron, S. (2011a). Rates, controls and potential adverse effects of nitrate removal in a denitrification

bed. *Ecological Engineering*, 37(3), 511–522. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.12.006>.

Warneke, S., Schipper, L. A., Matiassek, M. G., Scow, K. M., Cameron, S., Bruesewitz, D. A., & McDonald, I. M. (2011b). Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds. *Water Research*, 45(17), 5463–5475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.007>.

Wildman, T., (2001). Design of field-scale bioreactors for bioremediation of nitrate in tile drainage effluent. M. Sc. Thesis, Urbana-Champaign, Illinois: University of Illinois.

Woli, K. P., David, M. B., Cooke, R. A., McIsaac, G. F., & Mitchell, C. A. (2010). Nitrogen balance in and export from agricultural fields associated with controlled drainage systems and denitrifying bioreactors. *Ecological Engineering*, 36 (11), 1558–1566. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.04.024>.

Zhao, W., Wang, Y., Liu, S., Pan, M., Yang, J., & Chen, S. (2013). Denitrification activities and N₂O production under salt stress with varying COD/N ratios and terminal electron acceptors. *Chemical Engineering Journal*, 215-216, 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.10.084>

3.3. Tratamiento para la desnitrificación del agua del acuífero cuaternario mediante humedales artificiales y seminaturales: descripción y consideraciones para el diseño y dimensionamiento

AUTORES: Rosa María Gómez Cerezo, María Mercedes Guerrero Brotons. Universidad de Murcia.

3.3.1. Descripción del funcionamiento de los humedales artificiales y seminaturales como Soluciones Basadas en la Naturaleza para la eliminación de contaminantes/tratamiento de aguas

El contexto de la utilización de los humedales artificiales

La llegada de una carga excesiva de nutrientes a los ecosistemas acuáticos está provocando importantes problemas ambientales a nivel mundial (Mulholland et al., 2008), siendo el nitrógeno-nitrato ($\text{NO}_3\text{--N}$) procedente de la agricultura uno de los nutrientes que constituye el principal contaminante químico en las aguas continentales, incluidos ríos, arroyos y acuíferos (Mateo-Sagasta et al., 2017; Paerl et al., 2016; Schlesinger, 2009). En consecuencia, los fenómenos de eutrofización afectan actualmente al 80 % no solo del agua dulce sino también de los ecosistemas costeros cercanos (Frei et al., 2020).

El crecimiento demográfico y los cambios en los patrones dietéticos en los últimos 50 años han aumentado la superficie de riego en más del doble (Mateo-Sagasta et al., 2017) y el empleo de fertilizantes ricos en N en 11 veces (FAO, 2021). Según un informe reciente de la FAO (2021), el uso de fertilizantes ha aumentado en los últimos 60 años, especialmente los ricos en N para la agricultura. Aunque este aumento no se ha producido al mismo nivel en todos los países (FAO, 2021), el uso de fertilizantes ricos en

N, incluso en niveles superiores a los necesarios para los cultivos, es una mala práctica común (Mancuso et al., 2021). En esta línea, la Comisión Europea legisló hace 30 años la Directiva 91/676/CEE del Consejo, conocida como "Directiva de Nitratos", con el objetivo de evitar que la calidad de las aguas superficiales y subterráneas se vea afectada por la contaminación por nitratos de origen agrícola mediante la promoción de actividades agrícolas sostenibles (Mancuso et al., 2021). La última evaluación de la implementación de la Directiva de Nitratos por parte de los Estados miembro europeos (European Commission, 2021) informó que, a pesar de los efectos positivos de la implementación de esta legislación, la contaminación del agua por nitratos ha disminuido muy lentamente desde 2012. Este resultado se ha interpretado como que es necesario aplicar medidas de mayor alcance para seguir mejorando (European Commission, 2021).

El hecho de que las actividades agrícolas intensivas estén aumentando a escala global tiene otras consecuencias, como la reducción de la heterogeneidad del paisaje, la calidad del suelo y la biodiversidad (de Graaff et al., 2019; Mallet et al., 2022). La alarmante reducción de humedales naturales en sustitución de tierras de cultivo (Ramsar Convention on Wetlands,

2018, 2021) intensifica esta situación, ya que los humedales naturales representan un valioso papel como zonas de amortiguamiento contra la contaminación de los ecosistemas acuáticos por fuentes difusas (Georgiou & Turner, 2012), albergan una alta biodiversidad (Bacon, 1997), y tienen una alta capacidad de secuestro y retención de carbono (pueden almacenar grandes cantidades de carbono a escala mundial, especialmente algunos tipos de humedales como las turberas y los ecosistemas costeros, que funcionan como potentes y eficientes sumideros de carbono siempre y cuando estén bien conservados) (Ramsar Convention on Wetlands, 2021), todos ellos atributos que están desapareciendo en favor del desarrollo de la agricultura. Por ello, aunque se han llevado a cabo medidas como la implementación de la Directiva de Nitratos en la Comisión Europea, se demandan más soluciones y estrategias de acción para hacer frente a los retos ambientales actuales, sin dejar de lado el desafío clave que es la adecuada gestión de las áreas agrícolas como principal fuente de N antropogénico.

En este contexto, las soluciones basadas en la naturaleza (SbN), como lo son los humedales artificiales, han surgido en los paisajes agrícolas como una herramienta muy adecuada para contribuir a mitigar el efecto del agua de drenaje agrícola en los ecosistemas acuáticos, los cuales terminan recibiendo dichas aguas bien por superficie o subsuperficialmente (Mitsch, 1992; Nika et al., 2020; Rizzo et al., 2023). Las SbN son soluciones inspiradas y respaldadas por la naturaleza, que son rentables, proporcionan simultáneamente beneficios ambientales, sociales y económicos, además de ayudar a crear resiliencia.

¿Qué es un humedal artificial?: los humedales naturales vs. los humedales artificiales

Los humedales artificiales, humedales contruidos o los también denominados filtros verdes, son un tipo de SbN donde se recrean las condiciones de funcionamiento de los humedales naturales, dando como resultado la depuración del agua de forma simple y a bajo coste (Vymazal, 2005). ¿Y qué ocurre en los humedales naturales para que sea interesante recrearlos?

Los humedales naturales (saladares, juncales, prados encharcados y bosques de ribera, entre otros) pueden ser definidos como sistemas ecotono (sistemas frontera) entre un ecosistema terrestre y uno acuá-

tico, y que tienen su principal origen en la descarga de agua subterránea. No son ni un río ni un lago, pero en ellos el agua freática está lo suficientemente próxima a la superficie del suelo como para crear una zona saturada en agua que alberga una vegetación específica (vegetación freatófila) capaz de tolerar las condiciones de encharcamiento. Son múltiples las funciones que desempeñan los humedales naturales en nuestros paisajes y muy diversos los servicios ecosistémicos que ofrecen, entre ellos el mantenimiento de la biodiversidad se encuentra entre los más conocidos. Sin embargo, la depuración de las aguas que los atraviesan podría estar entre los menos nombrados.

Los humedales se caracterizan por su elevada productividad (biomasa vegetal) y, como consecuencia, por la presencia de suelos (sedimentos) ricos en materia orgánica. Estas condiciones determinan que en ellos se desarrolle una comunidad altamente diversa de microorganismos que, favorecidos por la alternancia de condiciones óxicas y anóxicas, son los responsables de un variado número de procesos biológicos (mineralización de la materia orgánica, nitrificación, desnitrificación y asimilación de nutrientes, entre otros) cuyo resultado final es la depuración del agua (**Figura 1**). Aunque la actividad de los microorganismos es clave en el proceso depurador, la vegetación de los humedales también desempeña un papel fundamental. Además de los procesos bióticos, otros de carácter físico y químico (filtración, sedimentación, adsorción, precipitación) contribuyen igualmente a la retención y eliminación de contaminantes del agua. Sin embargo, la fertilidad de sus suelos y los intereses urbanísticos, entre otros, han ocasionado y siguen ocasionando su desecación, roturación y desaparición. Esta situación lleva a la pérdida de uno de los servicios que más coste económico y social conlleva: el empeoramiento de la calidad del agua de nuestros ecosistemas acuáticos continentales y costeros. Es por ello que, tras la pérdida de humedales naturales y reconocida su función depuradora, el hombre ha pasado a construir de novo y a recrear humedales naturales, lo que da lugar a los conocidos humedales artificiales.

Ante el escenario actual, organizaciones internacionales, como las Naciones Unidas y la Comisión Europea, alientan al empleo de las SbN como los humedales artificiales, para controlar los efectos de la contaminación de fuentes difusas y hacer frente a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Vörösmarty et al., 2018). Además, esto cumple con la necesidad imperiosa de aumentar la superficie de infraestructuras verdes para mantener los servicios ecosistémicos de acuerdo con las tendencias actuales de cambio de uso del suelo (Maes et al., 2015; UNEP-DHI et al., 2014).

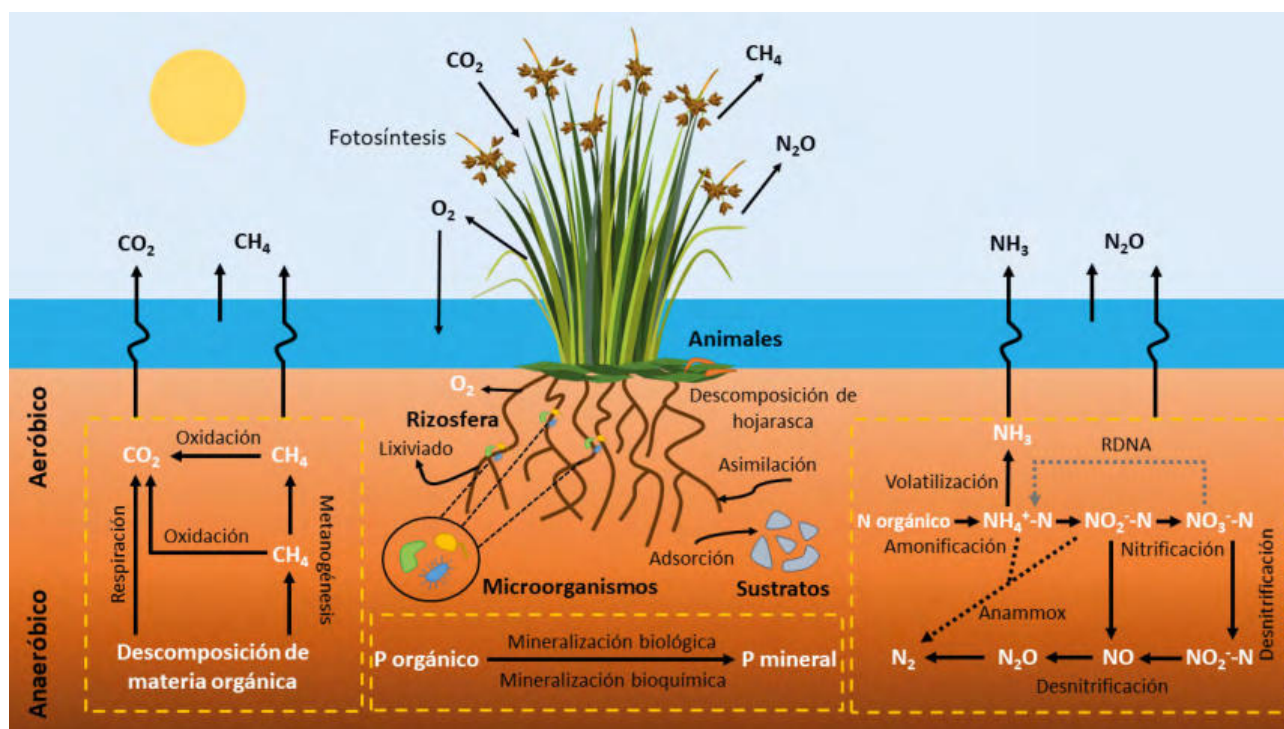


Figura 1. Esquema de los principales procesos que se dan en los humedales y que repercuten en la eliminación natural de contaminantes. Basada en Wu et al. (2023). Para la elaboración de esta imagen se ha utilizado una ilustración de licencia libre¹.

¿Cómo se diseña y cómo funciona un humedal artificial?

Dado que los humedales artificiales son sistemas creados para desempeñar funciones específicas, principalmente la transformación, retención y eliminación de contaminantes del agua (Brix, 1994), el diseño del humedal artificial puede variar dependiendo de los objetivos a alcanzar (eficiencias específicas de eliminación de contaminantes), las características químicas del agua a tratar (p. ej., carga contaminante) y la ubicación (p. ej., superficie disponible, pendiente del terreno), entre otros factores (Vymazal, 2007; Wu et al., 2015). Los principales parámetros a considerar en su diseño son: tamaño (largo, ancho y profundidad), régimen de flujo (superficial o subsuperficial, vertical u horizontal), tiempo de retención hidráulica (TRH), tasa de carga hidráulica, modo de operación (continua o discontinua) y la selección del tipo de sustrato y las especies de plantas (Kadlec & Wallace, 2009; Saeed & Sun, 2012; Vymazal, 2007; Wu et al., 2015). Por lo tanto, la eficiencia de eliminación de contaminantes en los humedales artificiales dependerá principal-

mente de su diseño original y de las condiciones de operación posteriores.

En definitiva, la creación de un humedal artificial consiste en una excavación de cierto volumen (acorde con su dimensionamiento), la impermeabilización del terreno excavado, la instalación de conducciones de entrada y salida del agua y, dependiendo del tipo de humedal, el relleno del espacio excavado con un sustrato (gravas, arenas, mixto, etc.), en el caso de un humedal de flujo subsuperficial, o con agua libre, en el caso de un humedal de flujo superficial. En ambos casos se utiliza vegetación adaptada a condiciones de saturación hídrica, aunque en los humedales de flujo subsuperficial esta vegetación tiende a ocupar una mayor cobertura, siendo más denso el marco de plantación.

A continuación, se resumen en la **Tabla 1** los principales mecanismos de reducción, retención o eliminación de contaminantes en humedales. Incluyen procesos físicos, químicos y biológicos complejos, lo que les dota de una elevada potencialidad para tratar una gran variedad de tipos de aguas residuales (Kadlec & Wallace, 2008), a la vez que proporcionan otros servicios ecosistémicos (Álvarez-Rogel et al., 2020; Díaz et al., 2012).

¹ «https://www.freepik.es/vector-gratis/hierba-cana-pantano-conjunto-totora-pantano-fondo-espadana-vector-blanco_27529010.htm#fromView=search&page=1&position=14&uuid=b9e1d865-071c-497e-ab56-cd-2f413872e3» Imagen de valadzionak_volha en Freepik

Las características ambientales (T^a media, máximas y mínimas, precipitación, radiación solar y vientos dominantes) afectan a los procesos físicos, químicos y biológicos de eliminación de nutrientes que se dan en el humedal (Kadlec & Wallace, 2008; M. Wang et al., 2018). La temperatura es una de las principales variables que incidirán en la eficiencia de depuración de un humedal por su efecto en los procesos biológicos, responsables mayoritarios de la retención y/o eliminación de contaminantes del agua. En general, cuanto mayor sean las temperaturas medias ambientales, mayor serán las tasas biológicas (asimilación por la vegetación, mine-

ralización de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación). Por ello, los humedales artificiales ofrecen mayores rendimientos en las áreas templadas y cálidas.

Junto a la importancia de las variables ambientales en el funcionamiento de un humedal, hay que considerar las variables de diseño y operacionales. Éstas afectarán de forma decisiva a la depuración del agua y, además, pueden ser modificadas y ajustadas a las características del agua a tratar (Díaz et al., 2012; O'Geen et al., 2010; Wu et al., 2015). Las variables de diseño y operacionales más importantes son las recogidas en la **Tabla 2**.

PARÁMETRO	MECANISMOS DE REDUCCIÓN/RETENCIÓN/ELIMINACIÓN
Sólidos en suspensión (SS)	— Filtración — Sedimentación
DBO y DQO	— Oxidación — Absorción — Filtración — Sedimentación (acumulación de la materia orgánica en la superficie del sedimento) — Descomposición microbiana (aeróbica y anaeróbica)
N (Nt, $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$)	— Adsorción al sustrato ($N-NH_4^+$) — Asimilación por la vegetación y los microorganismos ($N-NO_3^-$ y $N-NH_4^+$) — Amonificación (N-orgánico) seguida por nitrificación ($N-NH_4^+$) y desnitrificación ($N-NO_3^-$)
P (Pt, PO_4^{3-})	— Intercambio iónico con partículas del sustrato — Adsorción — Precipitación — Reacciones de complejación
Metales pesados	— Adsorción — Bioacumulación — Intercambio catiónico
Patógenos	— Sedimentación — Filtración — Adsorción — Radiación ultravioleta — Muerte por excreción de antibióticos por las raíces de las macrófitas

Tabla 1. Resumen de los principales procesos de eliminación de contaminantes que tienen lugar en los humedales artificiales y parámetros a los que implican.

Variables operacionales o de diseño	Unidades/tipos
Tipo de flujo en el humedal	Superficial (HFS) o subsuperficial (HFSS), ya sean estos últimos horizontales o verticales
Caudal del influente (agua a tratar)	$m^3 \text{ día}^{-1}$
Carga hidráulica (CH)	$m^3 \text{ día}^{-1} m^{-2}$
Concentración de contaminantes en el influente	$mg L^{-1}$
Carga de contaminantes	$g \text{ día}^{-1}$
Tiempo de retención hidráulico (TRH)	Días
Tipo de sustrato utilizado (de interés en el caso de humedales subsuperficiales)	Inorgánico (diversos tipos)/orgánico
Profundidad del agua	m
Tipo de vegetación	Macrófitas flotantes/helófitos (sus capacidades de depuración difieren con la especie)
Régimen de alimentación	Continuo /discontinuo

Tabla 2. Principales variables operacionales y de diseño de importancia en la eficiencia de eliminación de contaminantes en un humedal artificial

A continuación, se describen, con detalle, los principales aspectos a considerar de las variables implicadas en el diseño de los humedales artificiales:

A. Tipo de flujo en el humedal

Los humedales se pueden clasificar según la dirección del flujo en dos tipos: humedales de flujo superficial (HFS) y de flujo subsuperficial (HFSS).

Los primeros se diseñan con una lámina libre de agua con o sin vegetación (tipo laguna). Los HFS presentan un flujo de agua superficial poco profundo sobre un sustrato saturado de escaso espesor (30-40 cm) (Kadlec & Wallace, 2008) en el que enraíza la vegetación (**Figura 2A**). Por el contrario, en los HFSS el agua a depurar fluye horizontal o verticalmente, a través de una matriz de sustrato (matriz de gravas, gravas+are-

nas, etc.), que soporta el crecimiento de plantas y el desarrollo de microorganismos, responsables de la mayor parte de los procesos de eliminación de contaminantes (Kadlec & Wallace, 2008; Saeed & Sun, 2012; Wu et al., 2015). En los HFSS, la lámina de agua no se visibiliza, ya que se encuentra a 5-10 cm (**Figura 2B**) por debajo de la superficie del sustrato, de forma que la superficie del humedal está libre de agua. Esta diferencia entre los humedales HFS y HFSS es importante, porque mientras que en los primeros puede producirse la proliferación de mosquitos, en los segundos este hecho no tiene lugar. En contraposición, los HFSS precisan de un mayor volumen y superficie de construcción para un mismo volumen de agua a depurar ($\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$), ya que parte de este volumen está ocupado por el sustrato, cuya porosidad dependerá del material a utilizar (**Tabla 3**). En función de la dirección del flujo de agua, los HFSS se clasifican en humedales de flujo horizontal y de flujo vertical.

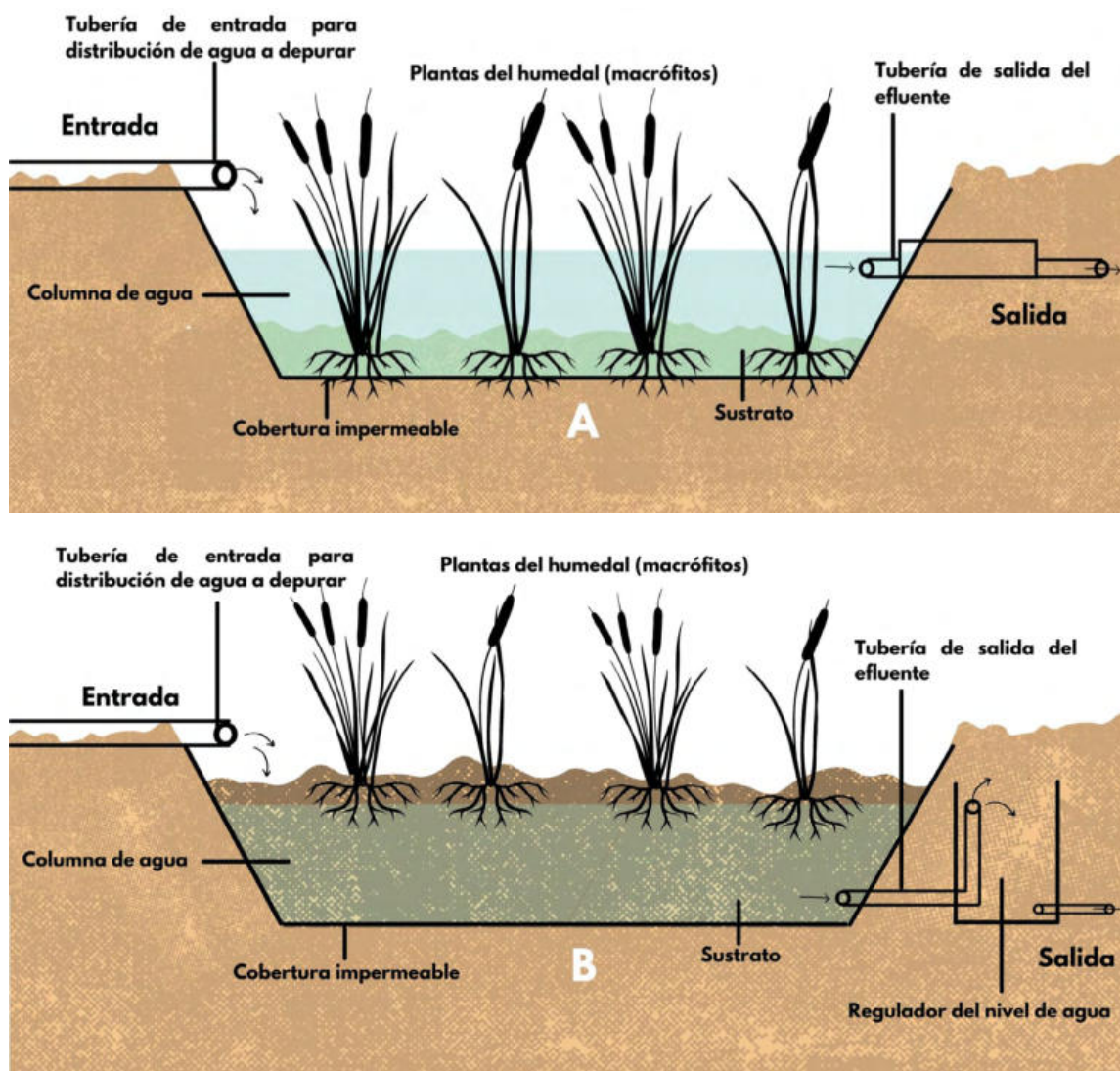


Figura 2. Sección longitudinal de A) un humedal de flujo superficial (HFS) y B) un humedal de flujo subsuperficial (HFSS) horizontal. Nótese los diferentes sistemas de salida de los humedales. Elaboración: García de Fuentes, Y.

Tipo de material	Tamaño efectivo D10 (mm)	Porosidad (n, %)	Conductividad hidráulica (ks, m ³ m ⁻² d ⁻¹)
Arena gruesa	2	28-32	100-1000
Arena gravosa	8	30-35	500-5000
Grava fina	16	35-38	1000-10000
Grava media	32	36-40	10000-50000
Roca gruesa	128	38-45	50000-250000

Tabla 3. Características típicas de los sustratos utilizados en los humedales de flujo subsuperficial (extraído de Crites et al., 2005).

En cuanto a funcionalidad, la principal diferencia a destacar entre HFS y HFSS es que, en los primeros, se favorecen las condiciones aerobias (presencia de oxígeno) al circular el agua por encima del sustrato de manera continua, mientras que en los HFSS el agua circula a través del sustrato. En este caso, dependiendo de si se trata de flujo horizontal o vertical, se favorecen respectivamente las condiciones anaerobias (con déficit de oxígeno) o aerobias (Kadlec & Wallace, 2008; Saeed & Sun, 2012). En cualquier caso, los HFSS horizontal son más utilizados que los HFSS vertical por su rendimiento y facilidad de construcción. En el presente estudio nos centraremos, por tanto, en los HFSS horizontal.

La elección entre HFS y HFSS (**Figura 2A y B**) se realiza por dos criterios básicamente: los procesos que queremos potenciar, y en consecuencia la eficiencia de eliminación objetivo para los diferentes contaminantes, y la superficie de construcción disponible. Los HFS son especialmente indicados para potenciar aquellos procesos que requieren una mayor oxigenación, así se obtienen elevados rendimientos para la disminución de la DQO y DBO₅ y para el proceso de nitrificación (eliminación del N-NH₄⁺).

Los humedales de flujo subsuperficial son especialmente eficaces en la eliminación de los SS, el N-NO₃⁻ y Nt, aunque también alcanzan elevadas eficiencias en la disminución de la DQO y DBO₅ y reducciones superiores al 90% no son inusuales. Por otra parte, para un mismo tipo de agua, los HFS suelen requerir mayores TRH (5-30 días) que los HFSS (2-5 días) para alcanzar similares eficiencias (Wu et al., 2015).

B. Carga hidráulica (CH) y tiempo de retención hidráulico (TRH)

La CH es la cantidad de agua que entra en el humedal por unidad de superficie y tiempo (m³ m⁻²

día⁻¹). Cuanto mayor es la CH, a mayor velocidad atraviesa el medio el agua, reduciendo el tiempo de contacto del agua con los elementos del humedal. Por el contrario, si es menor se favorece la entrada lenta de agua y aumenta el tiempo de contacto que los microorganismos utilizan para eliminar los contaminantes (Saeed & Sun, 2012).

El TRH es la medida del tiempo de permanencia del agua en el humedal. Un TRH bajo reduce el tiempo de contacto del agua con los microorganismos tanto presentes en la columna de agua como en la matriz del sustrato (dependiendo del tipo de humedal). Sin embargo, una mayor permanencia del agua permite que existan mayores tasas de sedimentación por reducción de la velocidad de corriente y mayor tiempo tanto para el desarrollo de la comunidad microbiana como para asegurar un tiempo de contacto adecuado para la acción de los microorganismos, los responsables de distintos procesos biogeoquímicos implicados en la eliminación de la contaminación (Kadlec & Wallace, 2008). Por ejemplo, un menor TRH puede estar relacionado con una incompleta desnitrificación del N-NO₃⁻, ya que se ha documentado que este proceso requiere de mayores TRH (Lee et al., 2009). Sin embargo, TRH demasiado prolongados pueden dar lugar a exportaciones de nutrientes (mayor concentración en el efluente que en el influente). En general, se recomienda un TRH de 5-30 días para los HFS y de 2-5 días para los HFSS (Wu et al., 2015).

Ambos factores (CH y TRH) están lógicamente relacionados de forma negativa, de forma que conforme incrementa la CH se reduce el TRH. La CH se ha relacionado negativamente con las eficiencias de eliminación de todos los contaminantes (DBO₅, DQO, SS, N y P), es decir, conforme se incrementa la CH la eficiencia de eliminación para estos contaminantes disminuye (p. ej., Çakir et al., 2015).

C. Tipo de alimentación

La manera en la que el agua entra al humedal se denomina modo de alimentación. Este puede ser continuo (el agua fluye hacia el humedal de manera continuada en el tiempo) y discontinuo (se deja entrar el agua durante un tiempo al humedal y, posteriormente, se deja reposar sin entrada de agua). Es otro parámetro importante de diseño del humedal, que puede influir en las condiciones de oxidación-reducción y en la transferencia y difusión de oxígeno en el sistema y, por tanto, modificar la eficiencia del tratamiento (Wu et al., 2015; Zhang et al., 2012). En general, la alimentación discontinua ofrece mayor rendimiento que la continua, dado que se estimula la oxigenación de los lechos durante los periodos de parada y, con ello, se incrementa la mineralización de la materia orgánica (Saeed & Sun, 2012). La alternancia de periodos con entrada de agua y sin entrada también produce que se alternen condiciones anaerobias y aerobias en el sustrato, facilitando que los procesos de nitrificación y desnitrificación ocurran de manera secuencial, lo que ofrece un mayor rendimiento que en el caso de la alimentación continua. Algunas comparativas ofrecen rendimientos de la eliminación de N-NH_4^+ en modo discontinuo de 95% frente al 80% en alimentación continua (p.e., Zhang et al., 2012). Sin embargo, la alimentación discontinua multiplica la superficie requerida, ya que supone construir dos unidades de humedal para que, mientras que una unidad esté en reposo, el agua entre en la otra, de tal manera que se alterna el funcionamiento de ambas y se continua con la depuración del agua.

D. Profundidad del agua

La profundidad a la que se establezca la columna de agua en el humedal va a condicionar qué tipos de plantas se establecerán e influirá en las reacciones bioquímicas responsables de la eliminación de los contaminantes, ya que afecta al estado redox y al nivel de oxígeno disuelto en el humedal (Song et al., 2009). Así la contribución relativa de las diferentes rutas metabólicas variará con la profundidad del agua. Por ejemplo, los estudios de García et al. (2005), comparando lechos de humedales subsuperficiales de 0.27 m de profundidad con 0.5 m de profundidad, mostraron que los lechos menos profundos eliminaban mejor la DBO, DQO, el P-PO_4^{3-} y el N-NH_3 de las aguas residuales urbanas tratadas. En general, se recomienda una profundidad de 0.3-0.5 m para los HFS y de 0.4-1.6 para los HFSS (Wu et

al., 2015), aunque para este último caso la profundidad más usual para su diseño es de 0.6 m, dado que hasta ese punto pueden crecer las raíces de la vegetación.

E. Tipo de sustrato para el lecho de los HFSS

En los humedales naturales, el sustrato actúa como un biofiltro. En él habita una variada y compleja comunidad de microorganismos que, dependiendo de las condiciones del medio, llevarán a cabo diferentes procesos que darán como resultado la asimilación, la transformación de la materia orgánica y la retención y/o eliminación de nutrientes. Por ello, la elección del sustrato adecuado, especialmente en un HFSS, es vital para asegurar su eficiencia en el tratamiento de las aguas contaminadas. Las propiedades físicas y químicas de los sustratos van a influir en los procesos físicos, químicos y biológicos implicados en la depuración. Un sustrato poroso y con mayor superficie puede proporcionar una mayor área disponible para los microorganismos y aumentar la capacidad de eliminación de contaminantes del sistema, a la vez que permite una mayor conductividad hidráulica (una mayor facilidad al movimiento del agua contaminada a su través) (Kadlec & Wallace, 2008). Por su parte, un sustrato rico en materia orgánica o de elevado contenido en Ca favorecerá, respectivamente, la desnitrificación o la adsorción de P. Por otra parte, el tipo de sustrato puede ayudar al enraizamiento de las plantas, que también cumplen funciones de depuración de nutrientes (Kadlec & Wallace, 2008; Ren et al., 2007).

Sin embargo, la selección del sustrato se hace principalmente en términos de su conductividad hidráulica; parámetro fundamental para evitar el "atascamiento" del humedal, el cual influiría muy negativamente en su eficiencia depuradora y en su capacidad para absorber contaminantes, lo que comprometería el funcionamiento del humedal a largo plazo (Vymazal & Kröpfelová, 2008). El sustrato cumple una importante función de retención, en la que los contaminantes son eliminados de la columna de agua y absorbidos a la superficie de las partículas sólidas. Los contaminantes pueden ser retirados de la columna de agua por procesos de intercambio iónico, adsorción, precipitación o reacciones de complejación. Algunos de estos procesos son esenciales para la retención del P (Ju et al., 2014), como la adsorción a las arcillas, a los oxihidróxidos de Fe (Fe OOH) o su precipitación en presencia de Ca o Al. Por ello, hablamos de elimi-

nación de N y de retención de P. El N puede ser desnitrificado y con ello es liberado a la atmósfera, siendo eliminado del agua. El P sólo cambiará de compartimento, de estar soluble en el agua puede pasar a ser asimilado por la microbiota y la vegetación (una retención temporal) o a ser adsorbido por el sustrato llegando incluso a precipitar, siendo en cualquier caso solo retenido, no eliminado.

En este sentido, diferentes tipos de sustrato han sido utilizados para favorecer la retención de P. Estos pueden ser clasificados según sea un producto orgánico (biochar, fibra de coco); material natural (arena, grava) o materiales de desecho industrial (hormigón triturado, escoria de acero o escorias de alto horno), entre otros. El empleo de material orgánico mostró peores eficiencias en la retención de P que el uso de la escoria de acero o la grava en aguas urbanas y con ensayos en microcosmos (Saeed et al., 2020). En la exhaustiva revisión realizada por Wang et al. (2020) sobre la capacidad de diferentes sustratos para la retención de contaminantes, entre otras consideraciones, los autores concluyen la excelencia del empleo tanto de la escoria de acero (*steel slag*) como la de alto horno (*blast furnace, BF slag*) para la retención de P, dado su alto contenido en Ca, Al, Fe y su porosidad. En algunos trabajos se aportan eficiencias del 100% de las escorias de alto horno y escorias de cemento, frente a un 50% de las gravas (Paul & Anderson, 2011). Sin embargo, otros autores advierten de la capacidad potencial de estos sustratos para liberar metales al agua y, en general, producir sustancias tóxicas para el medio ambiente, aspecto que ha de ser cuidadosamente evaluado en experiencias de campo (Westholm, 2010; Yasipourtehrani et al., 2019).

F. Tipo de vegetación

La vegetación utilizada con mayor frecuencia en los humedales construidos incluye plantas (macrófitos) emergentes, aéreos, sumergidos y flotantes (Brix & Schierup, 1990; Kadlec & Wallace, 2008; Saeed & Sun, 2012; Wu et al., 2015). La definición literal de macrófitos es “plantas que se ven a simple vista”. Los macrófitos acuáticos designan un grupo funcional de vegetales muy heterogéneo y son considerados elementos clave en las cadenas tróficas de los ecosistemas acuáticos. El término alude a grupos tan distintos como plantas vasculares acuáticas, briófitos, carófitos y algas filamentosas. Una clasificación funcional sería la siguiente (Cirujano Bracamonte et al., 2014):

- Helófitos (macrófitos emergentes): son plantas acuáticas de lugares encharcados con la mayor parte de su aparato vegetativo (hojas, tallos y flores) emergente y están enraizados en el sustrato. Suelen observarse en los suelos sumergidos o saturados de agua y sus raíces pueden crecer hasta una profundidad de 0.5 m. Algunos ejemplos son: *Phragmites australis* (Cav.) Steud., (1840), *Typha domingensis* Pers., (1807), *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla., (1888), *Butomus umbellatus* L., (1753) (International Plant Names Index [IPNI], s.f.). Los helófitos tienen la propiedad de que transfieren oxígeno desde su rizosfera al sustrato circundante, lo que facilita la degradación aeróbica de los contaminantes.
- Macrófitos de hojas flotantes: están enraizados en el sedimento y presentan hojas flotantes o ligeramente aéreas; algunos ejemplos son: *Nymphaea odorata* Aiton., (1789) y *Nuphar lutea* (L.) Sm., (1809) (IPNI, s.f.).
- Macrófitos de hojas sumergidas: tienen sus tejidos fotosintéticos sumergidos en el agua, en todas las profundidades de la zona fótica. Algunos ejemplos son: *Myriophyllum spicatum* S.G. Gmel., (1774) y *Ceratophyllum demersum* Sieber ex Cham., (1829) (IPNI, s.f.).
- Macrófitos flotantes: flotan libremente en la superficie del agua y suelen estar restringidas a zonas no turbulentas. No están enraizados en el sustrato. Estas plantas son capaces de eliminar el nitrógeno y el fósforo incorporándolos a la biomasa vegetal. Algunos ejemplos son: *Lemna minor* Griff., (1851), *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid., (1839), y *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., (1883) (IPNI, s.f.).

La vegetación desempeña un papel importante en la filtración de contaminantes como N y P en los humedales mediante la asimilación, que es un importante mecanismo de translocación y transformación, pero no se considera un proceso de eliminación puesto que, a menos que se coseche y elimine la vegetación de otra forma (O’Geen et al., 2010), los nutrientes asimilados por los tejidos de la planta volverán a entrar en el sistema del humedal tras su descomposición. Sin embargo, también hay una variedad de contribuciones indirectas de la vegetación a la eliminación de contaminantes resumidas en la siguiente tabla modificada de Brix (1997) (Tabla 4).

TEJIDO	FUNCIÓN
Tejido aéreo	Atenuación de la luz reduciendo el crecimiento excesivo de fitoplancton, atenuación de la variación de las condiciones ambientales (crean un microclima), atenuación de la velocidad del viento y reducción de la resuspensión de materiales, buenas condiciones para la filtración física, estética de paisaje natural, hábitat para la fauna, almacén de nutrientes.
Tejido sumergido en el agua	Filtro de elementos macroscópicos, reducción del movimiento del agua favoreciendo la sedimentación y reduciendo la resuspensión de los sedimentos, superficies para el crecimiento del biofilm, liberación de O ₂ fotosintético que favorece la nitrificación y captación de CO ₂ , hábitat para la fauna, asimilación de nutrientes.
Raíces y rizomas en el sedimento	Estabilización del sedimento, prevención de la obstrucción del medio en los sistemas de flujo vertical y subsuperficial facilitando la percolación y movimiento del agua, liberación de O ₂ , captación de nutrientes.

Tabla 4. Contribuciones indirectas de la vegetación a la eliminación de contaminantes. Modificada de Brix (1997).

En los HFSS, las especies utilizadas son macrófitos emergentes típicos de las zonas húmedas como el carrizo (*Phragmites sp.*), la espadaña (*Typha sp.*) o los juncos (*Juncus sp.*, *Scirpus sp.*). En Europa, la planta más utilizada es el carrizo, con densidades de plantación de 3-4 ejemplares por metro cuadrado. Esta planta es la especie acuática más efectiva en los humedales construidos, debido a su mayor profundidad de enraizamiento frente a otras macrófitas similares (Brix, 1997), y presenta una amplia distribución mundial en aguas dulces y salobres. Además, puede resistir el fuego, el hielo y un pH elevado, junto con déficit hídrico y altas concentraciones de sales. Una de las ventajas más destacables es la difusión de oxígeno al suelo por parte de las raíces gracias a los aerénquimas de sus tallos (Brix, 1997).

Los macrófitos emergentes presentan adaptaciones especiales para vivir en ambientes permanentemente anegados. Sus tejidos internos disponen de espacios vacíos que permiten el flujo de gases desde las partes aéreas hasta las subterráneas, permitiendo que tengan lugar procesos aeróbicos en zonas del sedimento de baja oxigenación y siendo ésta su principal aportación al proceso de depuración. Otra de las ventajas del uso de carrizo es su alto poder de transferencia de oxígeno al sedimento. En general, cuando se tratan aguas residuales urbanas de tipo medio, la contribución de la vegetación a la eliminación de nutrientes por asimilación es modesta (eliminan entre un 10% del N y un 20% del P). En aguas residuales diluidas su contribución

es mayor (más del 50%) (García Serrano & Corzo Hernández, 2008).

La selección de la vegetación que se va a usar en un sistema de humedales debe tener en cuenta las características de la región donde se realizará el proyecto, así como las siguientes recomendaciones, según García Serrano & Corzo Hernández (2008):

- Las especies deben ser colonizadoras activas, con eficaz extensión del sistema de rizomas.
- Deben ser especies que alcancen una biomasa considerable por unidad de superficie para conseguir la máxima asimilación de nutrientes.
- La biomasa subterránea debe poseer una gran superficie específica para potenciar el crecimiento del biofilm.
- Deben disponer de un sistema eficaz de transporte de oxígeno hacia las partes subterráneas para promover la degradación aeróbica y la nitrificación.
- Se debe tratar de especies que puedan crecer fácilmente en las condiciones ambientales del sistema proyectado.
- Debe tratarse de especies con una elevada productividad.
- Las especies deben tolerar los contaminantes presentes en las aguas residuales.
- Se deben utilizar especies propias de la flora local.

3.3.2. Casos de éxito y resultados obtenidos con humedales artificiales o seminaturales

Humedales artificiales de la Albufera de Valencia

En el Parque Natural de la Albufera de Valencia están funcionando desde 2009 tres sistemas de humedales artificiales híbridos (combinan unidades de flujo subsuperficial horizontal con unidades con flujo superficial), con una superficie total de 90 ha, para tratar fundamentalmente el agua procedente del riego de los arrozales y las poblaciones cercanas (Hernández-Crespo et al., 2017; Martín et al., 2020). Las características del agua que llega a los humedales muestran lo que se considera un agua hipereutrofizada, con concentraciones de clorofila *a* de entre 0.022 y 0.090 mg L⁻¹, concentraciones de Pt de entre 0.122 y 0.337 mg L⁻¹ y de Nt de entre 2.6 y 4.4 mg L⁻¹ (Hernández-Crespo et al., 2017).

Los humedales con flujo subsuperficial tienen una profundidad de 0.6 m y un TRH calculado de 3 días. Estos humedales fueron plantados con *Phragmites australis*. El lecho está compuesto, del fondo a la superficie, por varias capas de sustrato: arcilla compactada, 30 cm de grava gruesa (de 2-4 cm de diámetro), una membrana

geotextil y una capa de suelo natural de 10 cm (Figura 3). Los humedales con flujo superficial cuentan con una profundidad de entre 0.3 y 0.5 m de profundidad y diferentes TRH, desde 3 días hasta casi 26. En todos ellos se plantó vegetación: *Typha angustifolia* o mezcla de especies de cañas, aneas y juncos (Figura 3).

En estos sistemas de humedales artificiales híbridos se obtuvieron eficiencias medias de eliminación de contaminantes de 80%, 55%, 50% y 80% para sólidos en SST, Nt, Pt y clorofila *a*, respectivamente (Hernández-Crespo et al., 2017; Martín et al., 2020). De tal forma que se consiguió eliminar 78-99 g de Nt por m² al año. Sin embargo, el rendimiento de los humedales, además de estar condicionado por la tasa de carga hidráulica, varió significativamente en función del tipo de humedal: con flujo subsuperficial se consiguieron mejores eficiencias, mientras que con flujo superficial éstas pudieron ser similares a las conseguidas con flujo subsuperficial sólo en el caso de que la cobertura de vegetación fuera muy alta, de manera que pudieran darse condiciones de sombra y de bajo intercambio de nutrientes con el exterior (por efecto del viento y de la fauna, entre otros) (Hernández-Crespo et al., 2017).

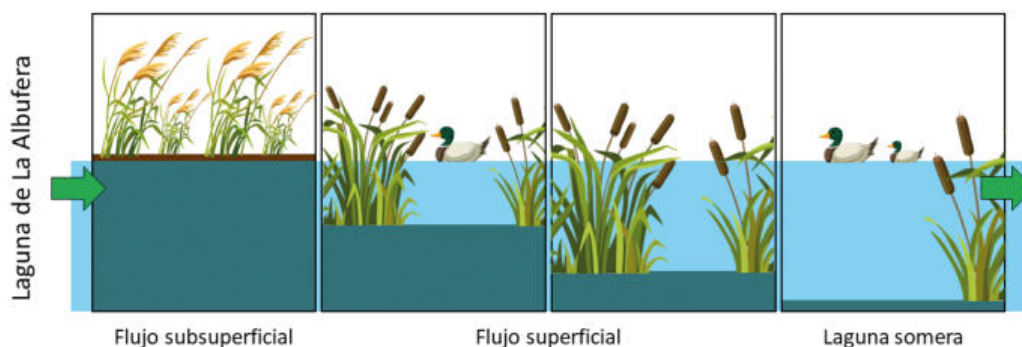


Figura 3. Esquema de los humedales artificiales híbridos construidos en La Albufera de Valencia (vista en sección). Esquema basado en Hernández-Crespo et al. (2017). Para la elaboración de esta imagen se han utilizado dos ilustraciones de licencia libre².

Estos humedales artificiales han demostrado ser muy eficientes durante estos años, mejorando no sólo la calidad del agua, sino también proveyendo de otros servicios ecosistémicos. Se encontró que estos sistemas albergan altas densidades de zooplancton que con-

tribuyen a incrementar las interacciones de la red alimentaria y disminuyen el estado de hipereutrofización, además sirven como refugio de especies en peligro de extinción (aves migratorias, por ejemplo), y aumentan el valor de este entorno a nivel paisajístico, educativo

² Imagen de valadzionak_volha en Freepik

Imagen de brgfx en Freepik

y científico (Rodrigo & Segura, 2020). Es importante señalar que todos los beneficios que los humedales artificiales aportan al entorno de la Albufera de Valencia dependen de la superficie que se dedica a la construcción de estos sistemas, la cual, de acuerdo a Martín et al. (2020), es aún insuficiente.

Humedal artificial en la región Emilia-Romagna del norte de Italia

Se pueden encontrar otros ejemplos de aplicación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas de drenaje agrícola. Este es el caso del humedal con flujo superficial que fue construido en el año 2000 en una granja agrícola experimental perteneciente al consorcio del Canale Emiliano Romagnolo, en la región Emilia-Romagna en el norte de Italia. Este humedal ha estado funcionando durante dos décadas (Lavrnić et al., 2020). Tiene una superficie de 0.4 ha, no está impermeabilizado y está particionado creando meandros de 8-10 m de ancho y cursos de agua de 470 m de largo (Figura 4). El volumen total

del humedal es de 1500 m³ y la profundidad de la columna de agua de 0.4 m. La vegetación que domina es *Phragmites australis*, *Typha latifolia* y *Carex* spp.

Durante el periodo de seguimiento del humedal, la concentración en el agua de entrada de Nt era de 12.6 mg L⁻¹, siendo el NO₃⁻ la fracción dominante (más del 75%) con concentraciones medias de 9.1 mg L⁻¹. La entrada de Pt era de 0.05 mg L⁻¹. Sin embargo, en este sistema la mayor carga de contaminantes provenía de los SST, con concentraciones entre los 50 y los 200 mg L⁻¹ (Lavrnić et al., 2020).

Este humedal artificial mostró una alta eficiencia para el tratamiento de agua de drenaje agrícola, por ejemplo, se consiguió retener hasta un 82% de SST y hasta un 78% de Nt y NO₃⁻ (Lavrnić et al., 2020). Estas eficiencias fueron alcanzadas a pesar de que el humedal había estado en uso durante dos décadas, lo cual refuerza la idea de que la utilización de estas SbN pueden ser rentables a largo plazo para la reducción de la contaminación de fuentes difusas y la prevención de la eutrofización y el deterioro de los ecosistemas acuáticos.

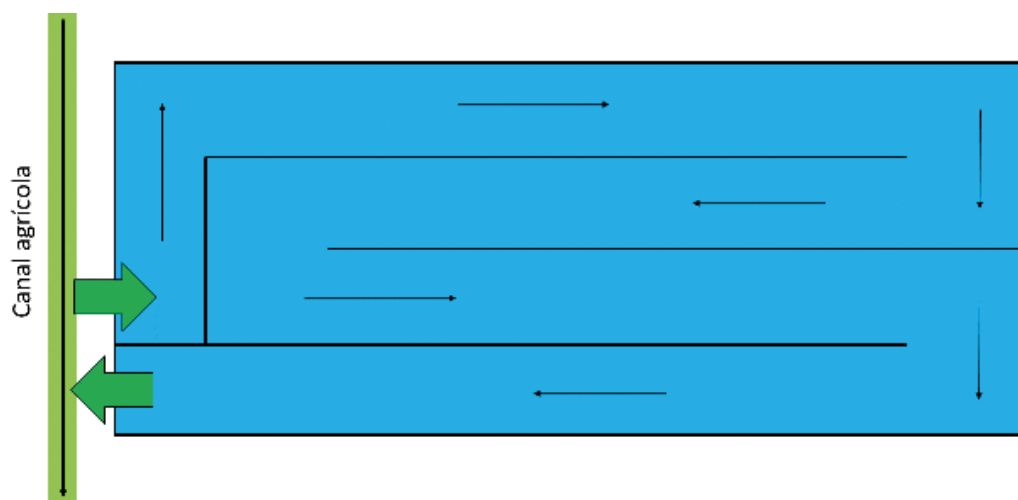


Figura 4. Esquema del humedal artificial con flujo superficial construido en la región Emilia-Romagna del norte de Italia (vista aérea), basado en Lavrnić et al. (2020). Las flechas indican la dirección del agua.

3.3.3. Aplicación en el campo de Cartagena y consideraciones para su diseño y dimensionamiento

Experiencias previas en el Campo de Cartagena

En el Campo de Cartagena se construyó una planta piloto de humedales artificiales, donde se analizó

durante dos años el efecto que diferentes factores, como el flujo subsuperficial o superficial y tipo de sustrato, principalmente, tenían sobre las eficiencias de eliminación de contaminantes, para así conseguir un diseño de humedales artificiales más eficiente. Esta planta piloto fue construida por la empresa ES-

AMUR y se localiza en las instalaciones de la EDAR de Los Alcázares. Sin embargo, el agua de entrada a la planta piloto no provenía directamente de la EDAR sino del canal de drenaje agrícola D7, situado junto a la EDAR y que posteriormente termina vertiendo a la Rambla del Albujón y de aquí al Mar Menor. La planta piloto se construyó en 2018 y estuvo en funcionamiento y seguimiento durante los años 2019 y 2020.

El agua que discurre por los canales de drenaje del Campo de Cartagena mostró una composición química bastante constante durante el período de estudio (Guerrero-Brotons et al., 2023, 2024): la concentración de Nt fue muy alta ($33.96 \pm 1.98 \text{ mg L}^{-1}$), y el NO_3^- era la fracción dominante ($24.89 \pm 1.53 \text{ mg L}^{-1}$), siendo más del 70 % del Nt. Por el contrario, las concentraciones de carbono orgánico soluble (COS) fueron muy bajas ($2.17 \pm 0.43 \text{ mg L}^{-1}$), así como el P inorgánico ($0.046 \pm 0.017 \text{ mg L}^{-1}$). El agua, además, estuvo caracterizada por contenidos bajos en SST ($13.27 \pm 2.09 \text{ mg L}^{-1}$) y clorofila a ($3.27 \pm 1.45 \text{ mg L}^{-1}$), pero una alta salinidad, con valores de conductividad eléctrica de $7.56 \pm 0.23 \text{ mS cm}^{-1}$ y predominancia de cloruros ($1402 \pm 75 \text{ mg Cl L}^{-1}$). Estas condiciones del agua de drenaje agrícola del Campo de Cartagena hacen que sea un agua difícil de tratar: la limitación de COS es un importante hándicap para eliminar las altas concentraciones de NO_3^- , ya que el principal mecanismo para su eliminación permanente del agua es la desnitrificación heterótrofa, un proceso llevado a cabo por microorganismos que utilizan el COS como fuente de energía. Así, en ausencia de COS o cuando su concentración es muy baja, la desnitrificación del NO_3^- a N gas (N_2) no tiene lugar. Además, las bajas concentraciones de P y otros nutrientes esenciales suponen una dificultad añadida para el desarrollo de la vegetación y la comunidad de microorganismos. Por tanto, la selección de un sustrato viable (de adecuada conductividad hidráulica) y que se comportase como fuente de COS y nutrientes para que la biota se pudiera desarrollar fue el objetivo principal a abordar en la planta piloto de humedales artificiales de Los Alcázares.

Diseño de la planta piloto

La planta piloto estaba formada por tres series de humedales artificiales multietapa con tres fases de tratamiento y una superficie total de 169 m^2 por serie (Figura 5). Las distintas fases estaban diseñadas con diferentes características relativas a: tipo de sustrato del lecho del humedal, vegetación, profundidad de la unidad y tipo de flujo hidrológico (subsuperficial vs. superficial).

Las series diferían entre sí en el diseño de sus primeras etapas respecto al material utilizado como sustrato. En la Fase I, la Serie 1 presentaba un lecho de grava (12-14 mm), la Serie 2 presentaba una mezcla de grava y suelo (30%) del humedal natural de la Marina del Carmolí, y la Serie 3 presentaba una mezcla al de grava y biochar (10%). Todas las series tenían un flujo subsuperficial, con objeto de potenciar la desnitrificación en esta primera fase de tratamiento, y estaban plantadas con *Phragmites australis*. Con la adición de estos dos sustratos ricos en C en las series 2 y 3, suelo natural y biochar respectivamente, se pretendía mejorar el funcionamiento de los humedales incrementando la concentración de COS y nutrientes.

Las Fases II y III tuvieron el mismo diseño entre series. En la Fase II, con el objeto de potenciar el crecimiento de biomasa vegetal (principalmente algas) y, con ello, la disponibilidad de COS en el agua por lixiviación y exudado de las algas macrófitas, se diseñó un humedal somero (40 cm de profundidad) de flujo superficial.

Por último, la Fase III o fase de afino, se diseñó como un lecho de grava (12-14 mm), con flujo subsuperficial y plantada con *Juncus maritimus*. El objetivo de esta última fase de tratamiento era la de contribuir a la eliminación de N-NO_3^- mediante desnitrificación gracias al COS generado en la fase anterior, pero también como fase de afino para eliminar los sólidos y algas crecidas, antes de que el agua volviera a verse al canal D7.



Figura 5. Planta piloto de humedales artificiales de Los Alcázares en el Campo de Cartagena. En las imágenes se muestran las tres fases de tratamiento con diferentes tipos de flujo (Fase I: flujo subsuperficial; Fase II: flujo superficial; Fase III: flujo subsuperficial) y vegetación (*Phragmites australis* en Fase I y *Juncus maritimus* en Fase III).

Resultados obtenidos en la planta piloto

Los resultados obtenidos durante el período de estudio (años 2019 y 2020) fueron los siguientes, tal y como se describen en Guerrero-Brotons et al. (2023, 2024):

- El empleo de flujo subsuperficial horizontal en humedales artificiales fue el más eficiente para el tratamiento del agua de drenaje agrícola de riego porque presentó desventajas considerables durante el estudio, principalmente la limitación de C, P y otros nutrientes para el adecuado desarrollo de las plantas y microorganismos (**Figura 6**).
- La adición de suelo natural o biochar a la grava fue una estrategia eficiente para mejorar el funcionamiento de los humedales y conseguir mejores eficiencias. Especialmente con la utilización de suelo se consiguieron incrementar las eficiencias hasta el 75 %, estando por encima del 50 % en los meses de primavera y verano del 2020.
- La creación de un humedal artificial con flujo superficial fue una opción eficiente para aumentar el COS como resultado de un elevado crecimiento de algas (**Figura 7**). Sin embargo, pese a la mayor disponibilidad de COS, esto no fue suficiente para incrementar la eliminación de N-NO_3^- en la Fase III por varias razones, entre ellas la utilización de un sustrato inadecuado (grava) para las características de esta agua de estudio.



Figura 6. Evolución del crecimiento de los ejemplares de *Phragmites australis* en un año (agosto 2019 – agosto 2020) en los diferentes sustratos: A) grava; B) grava+suelo y C) grava+biochar.



Figura 7. Crecimiento de algas en la Fase II de flujo superficial en dos fechas diferentes (agosto 2019 y febrero 2020).

Consideraciones para el diseño de humedales artificiales

Del estudio realizado con las aguas de drenaje agrícola del Campo de Cartagena podemos extraer algunas consideraciones clave para mejorar el diseño de humedales artificiales para el tratamiento de las aguas del acuífero cuaternario.

Selección del sustrato en los humedales con flujo subsuperficial

Los resultados previos tratando el agua de drenaje del Campo de Cartagena en la planta piloto de Los Alcázares han mostrado que existen fuertes limitaciones para alcanzar un buen rendimiento de eliminación de N-NO_3^- por desnitrificación, como consecuencia de la limitación de C en las aguas de drenaje agrícola. Recordemos que estas aguas son una combinación de las aguas de escorrentía superficial y subsuperficial (descarga del acuífero), así como de otras posibles fuentes, que son recogidas por los canales de drenaje agrícolas. Dada esta limitación de C, asegurar una fuente de COS lábil (biodisponible) para los microorganismos, así como macro y micro-nutrientes, es fundamental para asegurar su actividad y, por tanto, una parte fundamental del proceso depurador que tiene lugar en los humedales.

En el caso particular del Cinturón Verde de humedales del Campo de Cartagena, la combinación de los humedales artificiales con los biorreactores de astillas supone ciertas ventajas en este sentido. Los humedales están diseñados para recibir las aguas tratadas previamente en los biorreactores de astillas que presentarán, al menos puntualmente, mayores concentraciones de COS fruto del lixiviado de las astillas. Es previsible que esta fuente de C lábil estimule la desnitrificación y con ello las tasas de eliminación del N-NO_3^- del agua.

Igualmente, la adición de suelo natural (procedente de zonas húmedas) a la grava del lecho de los humedales artificiales ofrece numerosas ventajas sobre la actividad microbiana y desarrollo de la vegetación, elementos clave en el tratamiento de las aguas contaminadas, como ha sido demostrado en la planta piloto de Los Alcázares (Guerrero-Brotons et al., 2023, 2024).

Dinámica del P en los humedales y su papel en el crecimiento de algas

Mientras que la concentración de N en el agua de entrada al humedal fue más constante, con el P hubo

mayores fluctuaciones, debido a que este nutriente tiende a mobilizarse tras fuertes lluvias o a los periodos de mayor fertilización, entre otros factores. Debido a que el P es el nutriente limitante en las aguas de regadío agrícola, éste va a jugar un papel importante regulando los blooms de crecimiento de algas macrófitas y fitoplancton.

En los humedales con flujo subsuperficial hay mayor retención de P, sin embargo, en los humedales con flujo superficial puede haber exportación, como se detectó tanto en los de la Albufera como en el del norte de Italia. Esta exportación de P puede deberse a que éste incrementa en la columna de agua como resultado de la deposición atmosférica o traído por el viento (en el que se encuentra adsorbido a las partículas), las lluvias o incluso por la presencia de fauna dentro del humedal. Cuando la densidad de vegetación en los humedales superficiales es elevada, esta exportación de P se ve reducida, tanto por su consumo como nutriente, como porque esa interacción con el exterior y con la fauna es menor (Hernández-Crespo et al., 2017).

Esta consideración es especialmente pertinente en el caso de los humedales seminaturales (aquellos que apenas se encuentran impermeabilizados), que acompañarán a los humedales artificiales en el tratamiento del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena. El incremento de la biomasa de macrófitas (no helófitas) y de fitoplancton en estos humedales, estimulado por la elevada radiación solar y las temperaturas, así como de una mayor disponibilidad de P, puede tener, entre otras consecuencias, el incremento de la exportación de N y P fuera del sistema.

De igual manera, tal y como se detectó en la planta piloto de Los Alcázares, el incremento de la biomasa algal conlleva el incremento del C soluble (COS) y de los sólidos en suspensión (SS) en la columna de agua, ambos son parámetros de la calidad del agua que podrían comprometer el vertido del efluente.

Así, la presencia de vegetación que limite la entrada de la radiación solar (p.e., helófitas) en los humedales de flujo superficial es fundamental. A su vez, a modo preventivo, sería adecuado instalar un humedal de flujo subsuperficial detrás de uno superficial, o al menos, una franja de lecho con grava calcárea, que permita incrementar, fundamentalmente, la retención de P y de SS dentro del sistema.

3.3.4. Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario: propuesta para la utilización del sistema conjunto de biorreactores desnitrificadores + humedales artificiales

Los biorreactores de astillas permiten alcanzar elevadas eficiencias de eliminación de N-NO_3^- , lo que constituye el principal objetivo a conseguir. Sin embargo, pese a ello, nuestra propuesta es la combinación de biorreactores junto con humedales artificiales. Las razones que nos llevan a recomendar la instalación de ambos sistemas de depuración de manera complementaria para el tratamiento de las aguas del acuífero cuaternario ya han sido expuestas con anterioridad, cuando han sido descritas las limitaciones de uno y otro tipo de sistema de tratamiento. De forma resumida podemos destacar las siguientes:

Exportación puntual de COS desde los biorreactores

La presencia de carbono orgánico soluble (COS) puede constituir una fuente de contaminación si los efluentes contienen una alta concentración, elevando con ellos los niveles de DQO y DBO. Esto ocurre, sobre todo, en las primeras semanas de funcionamiento de los biorreactores, cuando la madera nueva lixivia alta cantidad de COS o en periodos de bajas temperaturas o de parada del funcionamiento de los biorreactores. Por su parte, la llegada a los humedales de un influente con concentraciones más elevadas de COS: i) incrementará la eficiencia de eliminación de N-NO_3^- del agua en los humedales y ii) será controlada sin problema por los humedales, reduciendo su concentración en el agua de salida.

Riesgo potencial de formación de sulfuros en los biorreactores

La presencia de sulfatos en el agua a tratar, bajo determinadas condiciones (escasa concentración de N-NO_3^- en el agua y condiciones de anoxia extrema o muy prolongada), puede llegar a ocasionar de forma extraordinaria la formación de procesos de sulfato-reducción (reducción de sulfatos a sulfuros), generándose sulfuros disueltos y gas sulfhídrico, los cuales serían neutralizados en los humedales artificiales.

La lixiviación de P desde las astillas de los biorreactores

Existen evidencias de que los biorreactores de astillas de madera pueden aportar P a los efluentes, pero también contribuir a la reducción de las concentraciones de P en el agua a tratar. Sin embargo, debido al papel tan relevante que tiene el P en los procesos de eutrofización, se debe mantener un principio de precaución y controlar las concentraciones de P a la salida del biorreactor. El posible P exportado por los biorreactores sería retenido en los humedales artificiales mediante mecanismos químicos (adsorción, precipitación) y biológicos (asimilación por la biota).

Posible presencia de amonio (NH_4^+) y nitrito (NO_2^-) en los efluentes de los biorreactores

El amonio y el nitrito pueden llegar a acumularse en el interior de los biorreactores y estar presentes en los efluentes si no han sido oxidados previamente. De darse esta circunstancia, en los humedales artificiales ambas formas de nitrógeno serían eliminadas por nitrificación y posterior desnitrificación o, de forma temporal, por asimilación biológica.

Finalmente, la presencia de humedales artificiales, no solo nos provee de un servicio de depuración natural, sino que contribuyen eficazmente al mantenimiento de la biodiversidad (Thiere et al., 2009; Zhang et al., 2020). Estos ecosistemas, especialmente en los paisajes agrarios, son un gran atrayente de especies de aves, anfibios, reptiles, insectos, e incluso pequeños mamíferos, que encuentran en ellos unas condiciones idóneas para su establecimiento y desarrollo. Por tanto, la combinación de ambas SbN supone un elevado beneficio para el tratamiento de las aguas agrícolas. La Comisión Europea se ha hecho eco de las posibilidades que ofrecen estas SbN (Davies et al., 2021) y, por ello, están siendo fomentadas como una iniciativa que trabaja con la naturaleza mejorándola para hacer frente a los actuales desafíos y problemas sociales, lo cual esperamos que suponga un paso más en la recuperación de la laguna del Mar Menor.

3.3.5. Conclusiones

Los humedales artificiales constituyen Soluciones basadas en la Naturaleza de uso extendido en el tratamiento de aguas de origen agrícola o afectadas por las escorrentías agrícolas, cuya implementación en los paisajes agrícolas es incentivada desde la propia Comisión Europea.

La diversidad de tipos de diseño y funcionamiento de humedales artificiales, así como la diversidad de procesos de retención y/o eliminación de contaminantes que en ellos tienen lugar, hacen de su empleo una herramienta mitigadora de los efectos de estas escorrentías muy versátil.

Experiencias previas realizadas en el Campo de Cartagena ponen de relieve que en el caso de

los humedales de flujo subsuperficial, el sustrato constituye un elemento fundamental para el correcto funcionamiento de los humedales, así como para el resto de servicios ecosistémicos que proveen.

En el caso particular de la desnitrificación de las aguas provenientes del acuífero cuaternario de Campo de Cartagena, la combinación de las ventajas ofrecidas por los biorreactores de astillas junto con las de los humedales artificiales, hacen de este binomio una herramienta de gran potencialidad para la reducción de las concentraciones de nitrato y de otros contaminantes de las aguas que drenan hacia el Mar Menor.

Bibliografía

- Álvarez-Rogel, J., Barberá, G. G., Maxwell, B., Guerrero-Brotons, M., Díaz-García, C., Martínez-Sánchez, J. J., ... & Gómez, R. (2020). The case of Mar Menor eutrophication: State of the art and description of tested Nature-Based Solutions. *Ecological Engineering*, 158, 106086. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106086>
- Bacon, P. R. (1997). Wetlands and biodiversity. En *Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention: The role of the Convention on Wetlands in the conservation and wise use of biodiversity*.
- Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives. *Water Science and Technology*, 30(8), 209-223.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? 35, 11-17. <https://doi.org/doi.org/10.2166/WST.1997.0154>
- Brix, H., & Schierup, H. H. (1990). Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. En *Constructed Wetlands in Water Pollution Control* (pp. 53-66). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-040784-5.50010-3>
- Çakir, R., Gidirislioglu, A., & Çebi, U. (2015). A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 164, 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.037>
- Cirujano Bracamonte, S., Meco Molina, A., & García Murillo, P. (with Chirino, M.). (2014). *Flora acuática española: Hidrófitos vasculares*. Real Jardín Botánico.
- Crites, R. W., Middlebrooks, E. J., & Reed, S. C. (2005). *Natural Wastewater Treatment Systems* (0 ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420026443>
- Davies, C., Chen, W. Y., Sanesi, G., & Laforteza, R. (2021). The European Union roadmap for implementing nature-based solutions: A review. *Environmental Science & Policy*, 121, 49-67. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.03.018>
- de Graaff, M.-A., Hornslein, N., Throop, H. L., Kardol, P., & van Diepen, L. T. A. (2019). Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis. En *Advances in Agronomy* (Vol. 155, pp. 1-44).
- Díaz, F. J., O-Geen, A. T., & Dahlgren, R. A. (2012). Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: Implications for water management and design. *Agricultural Water Management*, 104, 171-183. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.12.012>
- European Commission. (2021). REPORT FROM THE COMMISSION TO THE COUNCIL AND THE EUROPEAN PARLIAMENT on the implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2016–2019 [Implementation Report]. https://environment.ec.europa.eu/topics/water/nitrates_en#monitoring-and-reporting

- FAO. (2021). Inorganic fertilizers 1961-2019 (27; FAOSTAT Analytical Brief). Food and Agricultural Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/publications/card/es/c/cb5738en/>
- Frei, R. J., Abbott, B. W., Dupas, R., Gu, S., Gruau, G., Thomas, Z., ... & Pinay, G. (2020). Predicting Nutrient Incontinence in the Anthropocene at Watershed Scales. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 200. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00200>
- García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 25(4), 405-418. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.010>
- García Serrano, J., & Corzo Hernández, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. UPCommons. <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/2474>
- Georgiou, S., & Turner, R. K. (2012). Valuing Ecosystem Services: The Case of Multi-functional Wetlands. Taylor and Francis.
- Guerrero-Brotons, M., Álvarez-Rogel, J., Arce, M. I., & Gómez, R. (2023). Addressing the C/N imbalance in the treatment of irrigated agricultural water by using a hybrid constructed wetland at field-scale. *Journal of Environmental Management*, 348, 119329. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119329>
- Guerrero-Brotons, M., Perujo, N., Romani, A. M., & Gómez, R. (2024). Advantages of using a carbon-rich substrate in a constructed wetland for agricultural water treatment: Carbon availability and biota development. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 360, 108792. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108792>
- Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Benedito-Durá, V., Nacher-Rodríguez, B., Rodrigo-Alacreu, M. A., & Martín, M. (2017). Performance of surface and subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic waters. *Science of The Total Environment*, 595, 584-593. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.278>
- Ju, X., Wu, S., Huang, X., Zhang, Y., & Dong, R. (2014). How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. *Bioresource Technology*, 169, 605-613. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.051>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). Treatment Wetlands (0 ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). Treatment Wetlands. In *Treatment Wetlands*. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>
- Lavrnić, S., Nan, X., Blasioli, S., Braschi, I., Anconelli, S., & Toscano, A. (2020). Performance of a full scale constructed wetland as ecological practice for agricultural drainage water treatment in Northern Italy. *Ecological Engineering*, 154, 105927. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105927>
- Lee, C., Fletcher, T. D., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>
- Maes, J., Barbosa, A., Baranzelli, C., Zulian, G., Batista e Silva, F., Vandecasteele, I., ... & Lavalle, C. (2015). More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landscape Ecology*, 30(3), 517-534. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0083-2>
- Mallet, P., Béchet, A., Galewski, T., Mesléard, F., Hilaire, S., Lefebvre, G., ... & Sirami, C. (2022). Different components of landscape complexity are necessary to preserve multiple taxonomic groups in intensively-managed rice paddy landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 328, 107864. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107864>
- Mancuso, G., Bencresciuto, G. F., Lavrnić, S., & Toscano, A. (2021). Diffuse Water Pollution from Agriculture: A Review of Nature-Based Solutions for Nitrogen Removal and Recovery. *Water*, 13(14), 1893. <https://doi.org/10.3390/w13141893>
- Martín, M., Hernández-Crespo, C., Andrés-Doménech, I., & Benedito-Durá, V. (2020). Fifty years of eutrophication in the Albufera lake (Valencia, Spain): Causes, evolution and remediation strategies. *Ecological Engineering*, 155, 105932. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105932>
- Mateo-Sagasta, J., Marjani Zadeh, S., & Turrall, H. (2017). Water pollution from agriculture: A global review (Executive Summary 35). Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Water Management Institute on behalf of the Water Land and Ecosystems research program.
- Mitsch, W. J. (1992). Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. *Ecological Engineering*, 1, 27-47.
- Mulholland, P. J., Helton, A. M., Poole, G. C., Hall, R. O., Hamilton, S. K., Peterson, B. J., ... & Thomas, S. M. (2008). Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. *Nature*, 452(7184), 202-205. <https://doi.org/10.1038/nature06686>
- Nika, C. E., Gusmaroli, L., Ghafourian, M., Atanasova, N., Buttiglieri, G., & Katsou, E. (2020). Nature-based solutions as enablers of circularity in water systems: A review on assessment methodologies, tools and indicators. *Water Research*, 183, 115988. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115988>

- O'Geen, A. T., Budd, R., Gan, J., Maynard, J. J., Parikh, S. J., & Dahlgren, R. A. (2010). Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. En *Advances in Agronomy* (Vol. 108, Número C). Elsevier Inc. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)08001-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)08001-6)
- Paerl, H. W., Scott, J. T., McCarthy, M. J., Newell, S. E., Gardner, W. S., Havens, K. E., ... & Wurtsbaugh, W. A. (2016). It Takes Two to Tango: When and Where Dual Nutrient (N & P) Reductions Are Needed to Protect Lakes and Downstream Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 50(20), 10805-10813. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02575>
- Paul, A. S., & Anderson, B. (2011). Phosphorus removal by blast furnace slag and cement clinker – flow cell studies for estimation of sorptive capacity for use with constructed treatment wetlands. *Water Quality Research Journal*, 46(4), 300-311. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2011.112>
- Ramsar Convention on Wetlands. (2018). *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People*. Ramsar Convention Secretariat.
- Ramsar Convention on Wetlands. (2021). *Global Wetland Outlook: Special Edition 2021*. Secretariat of the Convention on Wetlands.
- Ren, Y., Zhang, B., Liu, Z., & Wang, J. (2007). Optimization of four kinds of constructed wetlands substrate combination treating domestic sewage. *Wuhan University Journal of Natural Sciences*, 12(6), 1136-1142. <https://doi.org/10.1007/s11859-007-0085-x>
- Rizzo, A., Sarti, C., Nardini, A., Conte, G., Masi, F., & Pistocchi, A. (2023). Nature-based solutions for nutrient pollution control in European agricultural regions: A literature review. *Ecological Engineering*, 186, 106772. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106772>
- Rodrigo, M. A., & Segura, M. (2020). Plankton participation in the performance of three constructed wetlands within a Mediterranean natural park. *Science of The Total Environment*, 721, 137766. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137766>
- Saeed, T., Miah, M. J., Khan, T., & Ove, A. (2020). Pollutant removal employing tidal flow constructed wetlands: Media and feeding strategies. *Chemical Engineering Journal*, 382, 122874. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122874>
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429-448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Schlesinger, W. H. (2009). On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(1), 203-208. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810193105>
- Song, H. L., Nakano, K., Taniguchi, T., Nomura, M., & Nishimura, O. (2009). Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed wetland with different depth. *Bioresource Technology*, 100(12), 2945-2951. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.01.045>
- Thiere, G., Milenkovski, S., Lindgren, P. E., Sahlén, G., Berglund, O., & Weisner, S. E. B. (2009). Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation*, 142(5), 964-973. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.006>
- UNEP-DHI, IUCN, TNC, WRI, Green Community Ventures, & U.S. Army Corps of Engineers. (2014). *Green infrastructure: Guide for water management*. <http://hdl.handle.net/20.500.11822/9291>
- Vörösmarty, C. J., Rodríguez Osuna, V., Cak, A. D., Bhaduri, A., Bunn, S. E., Corsi, F., ... & Uhlenbrook, S. (2018). Ecosystem-based water security and the Sustainable Development Goals (SDGs). *Ecohydrology & Hydrobiology*, 18(4), 317-333. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.07.004>
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1-3), 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. Springer.
- Wang, M., Zhang, D., Dong, J., & Tan, S. K. (2018). Application of constructed wetlands for treating agricultural runoff and agro-industrial wastewater: A review. *Hydrobiologia*, 805(1), 1-31. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3315-z>
- Wang, Y., Cai, Z., Sheng, S., Pan, F., Chen, F., & Fu, J. (2020). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 701, 134736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134736>
- Westholm, L. J. (2010). The Use of Blast Furnace Slag for Removal of Phosphorus from Wastewater in Sweden—A Review. *Water*, 2(4), 826-837. <https://doi.org/10.3390/w2040826>

- Wu, H., Wang, R., Yan, P., Wu, S., Chen, Z., Zhao, Y., ... & Zhang, J. (2023). Constructed wetlands for pollution control. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(4), 218-234. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00395-z>
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., ... & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594-601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Yasipourtehrani, S., Strezov, V., & Evans, T. (2019). Investigation of Phosphate Removal Capability of Blast Furnace Slag in Wastewater Treatment. *Scientific Reports*, 9(1), 7498. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43896-y>
- Zhang, C., Wen, L., Wang, Y., Liu, C., Zhou, Y., & Lei, G. (2020). Can Constructed Wetlands be Wildlife Refuges? A Review of Their Potential Biodiversity Conservation Value. *Sustainability*, 12(4), 1442. <https://doi.org/10.3390/su12041442>
- Zhang, D. Q., Tan, S. K., Gersberg, R. M., Zhu, J., Sadreddini, S., & Li, Y. (2012). Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *Journal of Environmental Management*, 96(1), 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.009>

3.4. Retención de sedimentos y restauración de ecosistemas mediante áreas de renaturalización: descripción y consideraciones para el diseño y dimensionamiento

AUTORES: María Degania Medina Vidal, Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (MI-TECO), María Teresa Castelló Carrascal (Tragsatec).

3.4.1. Objetivos y justificación del proyecto

Las Áreas de Renaturalización (ARN), forman parte de los proyectos de la línea '2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en la franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde' del MAPMM, junto con los humedales seminaturales y los filtros verdes. El objetivo del Cinturón Verde, según el MAPMM, es *"Eliminar las afecciones directas y buscar un efecto tampón o amortiguador de impactos, así como una naturalización del entorno inmediato"*. De esta forma, las ARN no son un proyecto aislado, ni en objetivos ni en ámbito espacial, sino que se entrelazan con el resto de los proyectos del MAPMM, coordinados administrativamente, y buscando un efecto sinérgico y acumulativo en la consecución del objetivo de recuperar el Mar Menor.

Como se ha expuesto en apartados anteriores, el cinturón verde se compone de tres grupos de proyectos según su objetivo: los filtros verdes enfocados al tratamiento del acuífero cuaternario, los humedales seminaturales enfocados a tratar las aguas que discurren por las ramblas o como tratamiento secundario tras los filtros verdes, y por último las áreas de renaturalización, que tienen como objetivo tratar la escorrentía difusa que no tiene un cauce delimitado, en la zona del arco sur del Mar Menor.

La elección de esta zona se debe a que cuenta con una litología diferente, y se observan sedimentos muy finos directamente relacionados con los problemas de turbidez en el Mar Menor (Alcántara-Carrió, 2019). Por todo esto, el diseño preliminar del proyecto consistió en la creación de bandas de amortiguación con vegetación, setos, modificación

geomorfológica de las pendientes y renaturalización de terrenos agrícolas; todo ello a modo de corredores que fomentaran la conectividad ecológica en el arco sur.

Las ARN tienen los siguientes **objetivos**:

- **Reducción de la entrada de sedimentos, sólidos en suspensión y contaminantes** (principalmente nitratos derivados de la agricultura) en el Mar Menor, generando zonas de amortiguación de los impactos que recibe la laguna por los diferentes usos del territorio.
- **Creación de un corredor ecológico** que aporte coherencia territorial a los diferentes proyectos que se plantean en el Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor (en adelante, MAPMM). De este modo, se pretende conectar mediante las Áreas de Renaturalización (en adelante, ARN), los elementos que conforman la infraestructura verde en la zona:
 - El Cabo de Palos y la Sierra Minera con el Albuñón.
 - El resto de proyectos del MAPMM: creación de filtros verdes y humedales seminaturales, restauración hidrológico-forestal en la Sierra Minera, remediación de balsas mineras, realización de actuaciones en ramblas mineras, etc.;
 - Otros elementos presentes en el ámbito de actuación, como vías pecuarias, espacios naturales protegidos, ramblas, etc.

- **Fomento de la biodiversidad y la producción de servicios de los ecosistemas** (de provisión, de regulación y culturales).
- **Renaturalización del entorno de las poblaciones costeras y mejora de la calidad paisajística** de la zona sur del Mar Menor, consiguiendo una mejora estética de la visual desde la autovía RM-12, la principal vía de comunicación en la zona y el acceso a La Manga.
- **Mejora del comportamiento del territorio ante episodios de inundación**, mediante actuaciones de retención de suelos y sedimentos, laminación de la escorrentía, y corrección hidrológica.
- **Creación de bosques comestibles, utilizando especies vinculadas a la agricultura tra-**

dicional del Campo de Cartagena, para el fomento de la biodiversidad vegetal y faunística, y como lugares de disfrute y educación ambiental.

En definitiva, dichos objetivos pretenden lograr la renaturalización y recuperación del paisaje tradicional del Campo de Cartagena, integrando la vegetación natural autóctona y los cultivos de especies leñosas tradicionales de secano, y fomentando el desarrollo de la fauna de interés, para mejorar, de este modo, la capacidad de adaptación del medio y su funcionalidad, entendida desde el punto de vista de los servicios ecosistémicos potenciales que éste puede aportar.

3.4.2. Ámbito de actuación y criterios para el dimensionamiento

Las ARN se desarrollan en terrenos **principalmente agrícolas** en la zona sur del Mar Menor, entre los núcleos de El Carmolí y Los Urrutias y Playa Honda. Se diferencian varias zonas de norte a sur:

- Zona 1: alrededores de El Carmolí y Los Urrutias, hasta Estrella de Mar y rambla de Las Matildes;
- Zona 2: Los alrededores de Los Nietos y Cabezo Mingote, rambla de La Carrasquilla y Mar de Cristal, hasta el camping Villas Caravaning;
- Zona 3: Los terrenos al este del camping, próximos a Playa Honda.

Los criterios para la selección de terrenos han sido los siguientes:

- Terrenos situados principalmente en la franja de 1.500m de distancia hacia el interior desde el Mar Menor, y dentro de esa franja, **ubicados en transición entre las zonas agrícolas/urbanas y el Mar Menor**, buscando crear ese efecto amortiguador/tampón de los impactos.
- Terrenos mayoritariamente sin derechos de riego.
- Suelo rústico.
- Coherencia territorial y conectividad ecológica: **terrenos colindantes con Dominio Público Hidráulico, Dominio Público Marítimo-Terrestre**, Espacios Naturales Protegi-

dos, vías pecuarias, y otros posibles elementos de la infraestructura verde.

- Superficies que permitan una anchura mínima del “cinturón” de 100 m, que se considere la franja mínima para conseguir el efecto amortiguador.

Por la complejidad del Proyecto y la amplia superficie que abarca (algo más de 500 hectáreas), se planteó desarrollarlo en tres fases según la prioridad identificada: Fase 1 (prioridad alta), Fase 2 (prioridad media-alta), Fase 3 (prioridad media).

En la siguiente ilustración se muestra el ámbito de actuación del Proyecto, y su división por fases de actuación:



Figura 1. Ámbito del proyecto y división en fases.

3.4.3. Criterios de diseño y soluciones adoptadas

Las soluciones adoptadas se pueden agrupar en cuatro grandes bloques transversales:

Modificación geomorfológica.

Esta solución consiste en la recuperación de la topografía aterrazada que caracterizaba la zona en el pasado, cuando los cultivos predominantes eran de secano (algarrobo, almendro, olivo, cereal, etc.), se roturaba el terreno por curvas de nivel, y la escorrentía se aprovechaba al máximo mediante la creación de terrazas a contrapendiente, como se puede apreciar en la fotografía aérea correspondiente al vuelo Ruiz de Alda, realizado en el año 1.929, o en la fotografía aérea realizada por la USAF en 1.956.

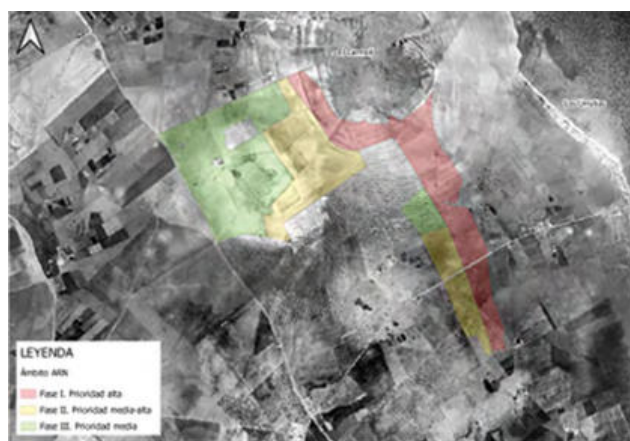


Figura 2. Ortofoto de 1.929 “Ruiz de Alda” de la zona de actuación, en el entorno de El Carmolí y Los Urrutias.

La llegada del trasvase Tajo-Segura supuso la transformación de las explotaciones agrícolas hacia aprovechamientos más eficientes y productivos, y la pérdida de la estructura de aterrazado y de las líneas originales de drenaje, siendo sustituidas por otras nuevas que recogen mayores caudales que las anteriores, al haber desaparecido esas zonas de laminación e infiltración que constituían el sistema de terrazas.

Para recuperar la topografía aterrazada, se han planificado un conjunto de infraestructuras hidrológicas lineales, consistentes en motas, caballones, ribazos y muros de mampostería, que permitirán interceptar y laminar el flujo de escorrentía, o encauzarlo hacia los cauces principales. La plantación de bandas de vegetación aguas arriba y abajo de dichas infraestructuras actuarán como un filtro verde, que reforzará la eficacia de las infraestructuras en la retención de

sedimentos y sólidos en suspensión, y que permitirá la fijación de nitratos y otros contaminantes.



Figura 3. Ortofoto actual de la zona de actuación en el entorno de El Carmolí y Los Urrutias.

Laminación y aprovechamiento de la escorrentía.

Actualmente, las escorrentías que bajan de las sierras se encuentran obstaculizadas por la autovía de La Manga, RM-12. Existen obras de drenaje bajo la autovía, por las que, durante los episodios de lluvias torrenciales, circulan importantes caudales, y para los que no se construyó ningún tipo de cauce o de infraestructura de laminación. Parte de esta escorrentía se concentra en las principales ramblas de la zona, donde la Confederación Hidrográfica del Segura también está realizando proyectos de restauración hidrológico-forestal y mejora ambiental. La otra parte de la escorrentía discurre por los canales de drenaje agrícola, junto con las aguas sobrantes del riego, consistentes en zanjas de sección continua y un recorrido lo más rectilíneo, uniforme y directo posible, que desaguan directamente en el Mar Menor o en los núcleos de población, como ocurre en Los Nietos y en Mar de Cristal. Esto provoca episodios de arrastres de barros y sedimentos (con los contaminantes que esto conlleva, al tratarse de escorrentías que provienen de la Sierra Minera), que provocan daños tanto en el Mar Menor como en las poblaciones colindantes.

Para dar respuesta a este problema, que ha sido puesto de relieve por los vecinos y agricultores de la zona durante el periodo de alegaciones correspondiente a la Fase Preceptiva del proceso de Evaluación de Impacto Ambiental Ordinaria a la que se está sometiendo el Proyecto, se ha planificado un conjunto

de actuaciones e infraestructuras (áreas de laminación impermeabilizadas y no impermeabilizadas, canales de drenaje que conectan unas áreas con otras, y la plantación de especies que actúen como filtro verde) en el entorno de **Cabezo Mingote, Islas Menores y Mar de Cristal, y en Playa Honda**, que tiene como objeto la **acumulación, evacuación y laminación del agua de escorrentía**:

- procedente de las sierras situadas aguas arriba de la autovía del Mar Menor, RM-12, canalizada a través de las obras de drenaje transversal (en adelante, ODT) de la autovía,
- recogida en la parte de la cuenca comprendida entre la autovía RM-12 y el Mar Menor.

Las infraestructuras son de **tres tipos**:

1. Un conjunto de **seis zonas de laminación**, consistentes en **depresiones en el terreno impermeabilizadas con arcilla**, situadas en la parte más alta del terreno, próximos a la salida de las ODT, para la recogida y laminación del agua de escorrentía canalizada desde las mismas, y decantación y retención de sedimentos y nitrógeno. Se han tenido en cuenta para su diseño, parámetros constructivos que permitan optimizar su utilización por la fauna, en particular los anfibios, contribuyendo de esa forma al fomento de biodiversidad, que es otro de los objetivos del Proyecto, motivo por el cual, se han denominado **charcas de anfibios**. Se realizarán plantaciones para su integración paisajística. Para evitar una colmatación temprana, dispondrán de una zona de decantación previa. La capacidad de las charcas se verá superada en episodios de tormentas fuertes, por lo que la escorrentía rebosará por un aliviadero, a partir del cual discurrirá (controladamente y una vez laminada por el efecto de la charca) por los cauces naturalizados expuestos en el siguiente punto.
2. Ampliación y mejora de los **canales de drenaje agrícola** existentes, creando cauces naturalizados. La trazada de dichos canales se mantendrá, con el fin de causar el mínimo impacto en las parcelas colindantes. No obstante, se contempla la realización de mejoras para aumentar su capacidad, favorecer su integración paisajística y la naturalización de los cauces, y reducir la velocidad del agua, favoreciendo de este modo, la infiltración a lo largo de su recorrido, y reduciendo la erosión y el arrastre de sedimentos. Dichos cauces desembocarán en las áreas de infiltración que se exponen en el siguiente punto.

3. Realización de **tres áreas de infiltración** aguas abajo de las charcas, donde se laminará el agua recogida por los canales de drenaje, evitando así que viertan directamente al Mar Menor, o provoquen inundaciones en las poblaciones próximas. Consisten en una ligera depresión del terreno de profundidad variable e irregular (alrededor de 0,5m) en la que se fomente de nuevo la acumulación e infiltración de la escorrentía y la sedimentación de sólidos como paso final de tratamiento de las aguas de lluvia en la zona más próxima al Mar Menor. En estas áreas de infiltración se realizarán plantaciones de especies asociadas a los tarayales y saladares propios de la zona, como por ejemplo los existentes en la marina de El Carmolí. Se realizarán unos canales que permitan el drenaje del agua laminada en las áreas de infiltración hacia el Mar Menor.

La siguiente ilustración compara la situación actual y el resultado esperable tras la realización de las actuaciones descritas:



Figura 4. Estado actual de la zona junto a Mar de Cristal y Playa Honda y estado tras la realización de las actuaciones descritas.



Figura 5. Estado actual de uno de los canales de drenaje agrícola existentes. Al fondo, Mar de Cristal y la laguna del Mar Menor.

Este sistema de tratamiento y drenaje de las aguas es una solución basada en la naturaleza en la que se fomenta el aumento de biodiversidad mediante la creación de ecosistemas (charcas, cauces temporales, saladares de inundación temporal), y que realizarán una provisión de servicios, destacando los de regulación.

Renaturalización y fomento de la biodiversidad

En toda la zona se plantean reforestaciones de vegetación autóctona según diferentes modelos, que incluyen la vegetación propia de los Hábitats de Interés Comunitario presentes en la zona y las formaciones vegetales características del entorno, así como otras especies asociadas a la agricultura tradicional en el campo de Cartagena (algarrobos, palmeras, granados, higueras, etc.), que se dispondrán creando bosques de alimentos que fomenten los servicios ecosistémicos de provisión.

Además, se plantean, en el marco de las medidas preventivas y correctoras del Proyecto, actuaciones que promuevan la biodiversidad faunística, como cajas nido para aves y murciélagos, y refugios para insectos, que a su vez constituyen elementos útiles para actividades de educación y concienciación ambiental.

Red de caminos, uso público y mejora del paisaje

El proyecto plantea una red de caminos y senderos que fomenten el uso público y permitan la conexión entre los diferentes núcleos de población, el mantenimiento de las infraestructuras y la defensa contra incendios. También se utilizarán para conectar Hitos de Interés Cultural y Paisajístico en el entorno, como los molinos, yacimientos arqueológicos, puntos de observación del paisaje, cabezos, ramblas, espacios

protegidos, lugares para la observación de fauna, etc. La plantación de líneas de arbolado a lo largo de estas infraestructuras mejorará la experiencia de los usuarios, al generar sombra y disminuir la temperatura, y mejorarán su integración paisajística y calidad visual.



Figura 6 Ilustración de la zona comprendida entre el camping Villas Caravaning, la autovía y Mar de Cristal. Terrenos agrícolas con pendiente continua y zanjas de drenaje hacia la laguna. (Ilustración en base a ortofoto de fecha de mayo de 2020).



Figura 7. Ilustración del estado final previsto para la zona junto a Mar de Cristal. Ilustración de la propuesta. Red de caminos de uso público, reforestaciones y zonas de bosques de alimentos, nuevos cauces naturalizados.

Bibliografía

Aguilar Escribano, J., Gimenez-Casaldueiro, F., Mas Hernández, J., & Ramos-Esplá, A. A. (2016). Evaluación del estado y composición de la Comunidad Fitoplanctónica de las aguas del Mar Menor, Murcia (mayo de 2016).

Alcántara-Carrió, J. (2019). Procesos sedimentarios y calidad del agua en el Mar Menor: análisis de la turbidez y la influencia de aportes terrestres. *Journal of Coastal Research*, 35(4), 804-812

Álvarez-Rogel, J. (coordinador). 2019. Informe final de la Asistencia Técnica Estudio biogeoquímico de los fondos del Mar Menor (Murcia) —Caracterización geoquímica de sedimentos. Ref. Tec0004881. Grupos de Investigación Edafología Ambiental, Química y Tecnología Agrícola (ETSIA-Universidad Politécnica de Cartagena)-Seagrass Ecology Group-IEO (Centro Oceanográfico de Murcia)— Cartografía de suelos y paisaje, físico- química, degradación y recuperación de sue-

los y aguas (Universidad de Santiago de Compostela). TRAGSA-CARM-FEDER.

Belando-Torrente MD, García-Muñoz R, Ramos Segura A, Bernardeau-Esteller J, Giménez-Casero J, Marín-Guirao L, García-Moreno P, Franco-Navarro I, Fraile Nuez E, Mercado-Carmona J, Ruiz JM. 2019. Collapse of macrophytic communities in a eutrophicated coastal lagoon. XXth Simposio de Estudios del Bentos Marino. Braga (Portugal). Septiembre 2019.

Carreño, M.F. 2015. Seguimiento de los Cambios de Usos y su Influencia en las Comunidades y Hábitats Naturales en la Cuenca del Mar Menor, 1988-2009, con el Uso de SIG y Teledetección. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G., Albaladejo, J., Castillo, V.M., 2007. Anthropogenic nutrient

sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *The Science of the Total Environment* 373, 220–239.

Manual para el diseño de charcas para anfibios españoles (2019). Documento elaborado por la Asociación Herpetológica Española en el marco de la "Encomienda de gestión para el diseño de un prototipo de charca prefabricada en hormigón, modular, destinada a la implantación y conservación de los hábitats de los anfibios españoles", efectuada por el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente a Tragsatec.

Molina, A., & Durán, M. (2018). Evaluación de la aportación de sedimentos al Mar Menor y su influencia en los episodios de turbidez: una aproximación desde el análisis de cuencas vertientes. Universidad de Murcia, Departamento de Ciencias del Mar.

3.5. Sistema integrado de soluciones: Cinturón Verde. Descripción y ubicación de las actuaciones

AUTORES: Marcos Del Pozo Manrique, Almudena Fernández Cebrián, Marta González Sánchez, Juan Manuel Martín Luque, José Alejandro Mayordomo Martínez, María Dolores Maza Vera (GRUPO TRAGSA)

Como se ha explicado anteriormente, los sistemas integrados de filtración propuestos persiguen el objetivo fundamental de retirar los nitratos de las aguas del acuífero cuaternario que son descargadas al Mar Menor.

Con este objetivo se plantea el empleo de un triple sistema de filtración, compuesto por un filtro orgánico, un filtro verde o humedal artificial y un humedal seminatural.

Para la implantación de este triple sistema se han buscado emplazamientos en los que fuese factible bombear volúmenes significativos desde el acuífero cuaternario, lo más próximos al Mar Menor posible y con una superficie suficiente para la instalación de todos los elementos necesarios. Con estos

criterios y teniendo en cuenta los usos actuales, disponibilidad de los terrenos y compatibilidad con la ordenación territorial existente, se han seleccionado ocho emplazamientos, que podrán ser ampliados en el futuro en función del grado de consecución de los objetivos que se vaya obteniendo, lo que se analizará durante la fase de seguimiento prevista.

Al tratarse de un sistema modular, es posible su adaptación a las distintas condiciones y disponibilidad de los terrenos, de modo que en algunos emplazamientos se propone la instalación completa del sistema integrado, con las tres piezas que lo componen, y en otros casos, la solución contemplada cuenta únicamente con parte de estas piezas (ver mapa y tabla siguientes).

Zona de actuación	Composición del sistema propuesto
Albuñón	Filtro orgánico + Filtro verde
Alcázares	Filtro orgánico + Filtro verde + Humedal seminatural
Bocarrambla	Humedal seminatural
Mirador	Filtro orgánico + Filtro verde
Miranda I	Humedal seminatural
Miranda II	Filtro orgánico + Filtro verde + Humedal seminatural
San Pedro del Pinatar	Humedal seminatural
Torre del Negro	Filtro orgánico + Filtro verde + Humedal seminatural

Tabla 1. Sistemas propuestos en cada uno de los emplazamientos seleccionados

Para el dimensionamiento de los sistemas se han utilizado las distintas fórmulas, bibliografía y experiencias previas existentes.

A continuación, se describe y justifica de manera pormenorizada dicho dimensionamiento, y se aportan una ficha resumen con las principales características del sistema proyectado en cada uno de los emplazamientos propuestos.

Se distingue entre el dimensionamiento de los sistemas integrados (que cuentan con filtro orgánico y filtro verde) y los que cuentan solamente con la pieza correspondiente al humedal seminatural ya que, tanto el origen del agua como el sistema de filtración son significativamente distintos.



Figura 1. Emplazamientos seleccionados para la ubicación de los sistemas integrados (Filtros Verdes) y los humedales seminaturales.

3.5.1. Justificación del dimensionamiento del sistema integrado

El agua con alto contenido en nitratos se extrae del acuífero cuaternario mediante una serie de **pozos de bombeo** distribuidos en la superficie de la zona de actuación. Desde estos se conduce hasta un **depósito de cabecera**, para luego pasar por los sistemas de tratamiento de agua previstos, primero por los **filtros orgánicos (filtros de astillas)** y después por los **humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (filtros verdes)**. Finalmente, el agua podrá ser vertida a un **humedal seminatural** donde se almacenará y evapotranspirará o será derivada para su reutilización en diferentes usos.

Características del agua a tratar

El origen del agua a extraer y tratar en el sistema proyectado es el acuífero Cuaternario.

De acuerdo con los estudios realizados en cuanto a productividad y disponibilidad de agua a bombear en las distintas zonas, se fijan los caudales a tratar para el dimensionamiento de los sistemas, si bien, al tratarse de estructuras modulares, es posible su adaptación en función de los resultados y la evolución que se vaya observando en el entorno:

Caudales de tratamiento en las distintas zonas de actuación					
Zona de actuación	Nº de pozos	Caudal mínimo (m³/día)	Caudal máximo (m³/día)	Caudal mínimo (hm³/año)	Caudal máximo (hm³/año)
Alcázares	5	1.080,00	1.080,00	0,39	0,39
Torre del Negro	5	1.382,40	3.024,00	0,50	1,10
Miranda	7	1.382,40	3.024,00	0,50	1,10
Albujón	7	3.024,00	3.024,00	1,10	1,10
El Mirador	4	1.382,40	3.024,00	0,50	1,10
TOTAL	28	8.251,20	13.176,00	2,99	4,79

Tabla 2. Rango de caudales de tratamiento.

Para la estimación de la concentración y carga contaminante de las aguas a tratar en el sistema a proyectar se analizan datos de los diferentes parámetros medidos en puntos del entorno. Concretamente los datos analizados proceden de las siguientes fuentes:

- “Cuantificación, control de calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de agua subterránea del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor” (Clave: 07.831-0070/0411), elaborado por el Grupo Tragsa, en marzo de 2020.

- Datos de campañas de campo entre septiembre 2022 y noviembre 2023 llevadas a cabo por el Grupo Tragsa.
- Datos procedentes de puntos de medición de nivel y calidad de la red SAIH de la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS) para los años 2022 y 2023.

Tras el análisis de los datos existentes en las fuentes citadas anteriormente se ha obtenido la siguiente caracterización de las aguas del acuífero Cuaternario a tratar en los distintos emplazamientos de los proyectos:

Características estimadas de las aguas del acuífero Cuaternario en la zona de Los Alcázares			
Parámetro	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	157	304	12
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)	1,6	4,4	1,0
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	16,2	26,7	3,5
Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	0,16	0,80	0,03
Conductividad (µS/cm)	7.440	15.900	593
pH	7,5	8,5	6,9

Características estimadas de las aguas del acuífero Cuaternario en la zona de Torre del Negro			
Parámetro	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Nitratos (NO_3^-) (mg/l)	225	420	32
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) (mg/l)	1,4	4,9	1,0
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	15,5	55,0	3,5
Fosfatos (PO_4^{3-}) (mg/l)	0,07	0,12	0,03
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	5.247	10.600	1.040
pH	7,7	8,5	7,1
Características estimadas de las aguas del acuífero Cuaternario en la zona de Miranda			
Parámetro	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Nitratos (NO_3^-) (mg/l)	230	420	32
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) (mg/l)	1,4	4,9	1,0
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	14,7	43,0	3,5
Fosfatos (PO_4^{3-}) (mg/l)	0,15	1,11	0,03
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	6.575	15.900	1.040
pH	7,7	8,5	6,9
Características estimadas de las aguas del acuífero Cuaternario en la zona de Albujón			
Parámetro	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Nitratos (NO_3^-) (mg/l)	236	420	32
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) (mg/l)	1,5	4,9	1,0
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	16,9	43,0	3,5
Fosfatos (PO_4^{3-}) (mg/l)	0,15	1,11	0,03
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	7.331	15.900	3.920
pH	7,6	8,5	6,9
Características estimadas de las aguas del acuífero Cuaternario en la zona de El Mirador			
Parámetro	Valor medio	Valor máximo	Valor mínimo
Nitratos (NO_3^-) (mg/l)	192	280	49
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) (mg/l)	1,6	3,3	1,0
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	14,9	28,9	3,5
Fosfatos (PO_4^{3-}) (mg/l)	0,14	0,70	0,03
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	5.133	9.400	2.070
pH	7,6	8,3	7,1

Tabla 3. Características estimadas de las aguas del acuífero Cuaternario en las diferentes zonas de actuación.

3.5.2. Rendimientos esperados

El rendimiento esperado en los sistemas de tratamiento previstos no es un resultado, sino un objetivo que se establece al inicio y para cuya consecución se dimensionan las distintas piezas que lo componen. De esta forma, partiendo de la base de un rendimiento esperado de desnitrificación próximo al 100% para el conjunto del sistema, se ha establecido el objetivo a conseguir en cada una de las piezas: filtro orgánico (75%), filtro verde (90%) y humedal seminatural (10%).

Filtros orgánicos

El diseño y dimensionamiento de los filtros orgánicos se realiza en base a las consideraciones y recomendaciones del informe elaborado por la Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT) titulado “Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena mediante un sistema de biorreactores” de fecha noviembre de 2022. Las principales conclusiones de este informe se resumen a continuación:

- Se considera que el diseño más adecuado para los filtros orgánicos es que se construyan de forma rectangular con una **profundidad máxima de unos 1,5 a 1,7 m**.
- Grandes tamaños de los filtros orgánicos pueden hacerlos difíciles de manejar técnicamente y de monitorizar. Se recomienda no exceder los 30 m de largo y 8-10 m de ancho.
- El volumen de huecos a estimar o calcular es un parámetro fundamental para calcular el tamaño del filtro orgánico, o lo que es lo mismo, la **porosidad** del sustrato filtrante (la madera), que será por donde circula el agua. Según estudios previos realizados en el campo de Cartagena, se puede estimar una porosidad para rellenos de astillas de madera de cítrico de en torno al **60 %**. A esto hay que añadir una cierta pérdida de volumen útil debido a la necesidad de realizar un cierto relleno con grava gruesa en la zona de entrada con objeto de evitar obturaciones, con lo que el volumen útil para el paso de agua será algo inferior. Se rellenará con grava en la zona de salida siguiendo este mismo principio.
- El tiempo de retención hidráulica (TRH) debe ser tal que permita obtener un buen rendimiento en términos de volumen de agua tratada y eliminación de nitratos en el menor tiempo posible. Si el TRH es insuficiente, el efluente de los filtros orgánicos contendrá aún altas cantidades de nitratos. Por el contrario, si se excede el tiempo necesario para la desnitrificación y se agotan por completo los nitratos, los microorganismos anaerobios pueden utilizar otros compuestos en su metabolismo y dar lugar a otros procesos como, por ejemplo, el sulfato-reducción. Trabajos precedentes realizados en el Campo de Cartagena sugieren unos **TRH de en torno a 24 horas**.

- El diseño más recomendable para conseguir una buena distribución del flujo de agua es provocar un **flujo ascendente**, instalando un sistema para regular la altura de salida en función del TRH requerido.

Los filtros orgánicos se plantean como una serie de balsas de desnitrificación mediante astillas de madera de cítricos que sean capaces de desnitrificar/eliminar en torno al 70%-80% de los nitratos de las aguas que traten en función de las diferentes épocas del año. Estos filtros recibirán el agua procedente del depósito de cabecera a través de una serie de conducciones.

Según lo recogido en el informe de la UPCT, para un TRH de 24 h se puede considerar una **eficiencia media del 75% en la eliminación de NO_3^-** , asumiendo que habrá periodos, sobre todo al principio de su funcionamiento y/o cuando las temperaturas sean elevadas, que se conseguirán rendimientos superiores, pero también otros en los que los rendimientos pueden ser menores, cuando la madera envejezca y/o las temperaturas sean bajas.

En base a estas consideraciones, se calcula el volumen necesario teniendo en cuenta el tiempo de retención hidráulica y el caudal a tratar, y a partir del mismo se fijan las dimensiones y número de celdas necesarias.

Se consideran celdas con planta rectangular, esquinas achaflanadas y un talud interior 1H:1V. Los diferentes parámetros y variables considerados para el dimensionamiento, así como los resultados obtenidos se exponen abajo. Se considera una pendiente longitudinal del fondo a lo largo de cada celda del 0,5% para facilitar el vaciado de la misma.

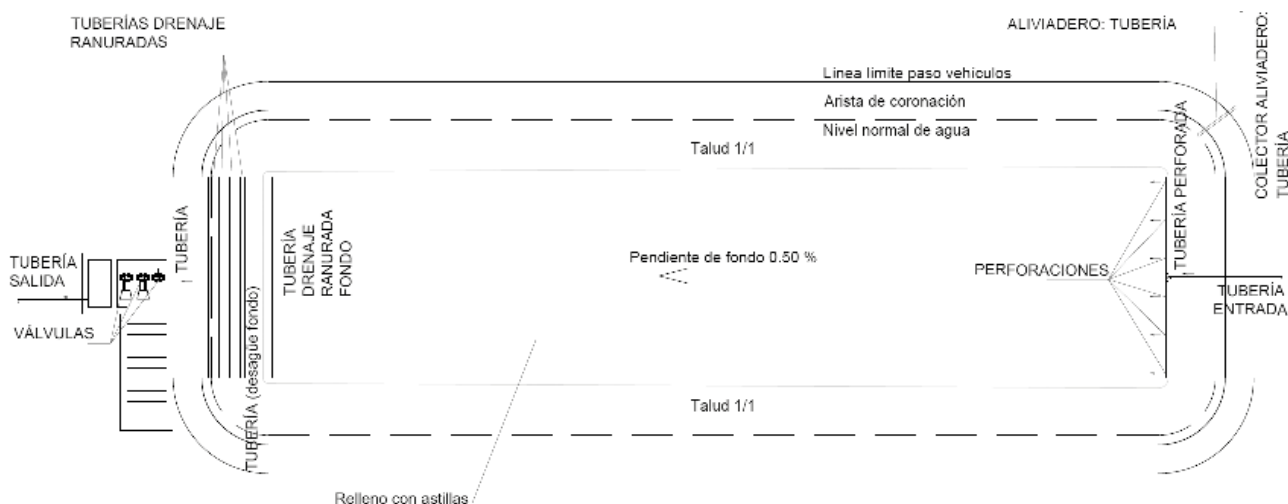


Figura 2. Esquema en planta de un filtro orgánico tipo.

Considerando la eficacia del 75% mencionada y las concentraciones medias de NO_3^- del influente en cada uno de los ámbitos de actuación se obtienen

las siguientes dimensiones de los filtros orgánicos para cada uno de los ámbitos de actuación:

Dimensionamiento filtro orgánico (filtros de astillas)					
ÁMBITOS DE ACTUACIÓN:	Los Alcázares	Torre del Negro	Miranda	Albujón	El Mirador
Características del agua a tratar					
Concentración influente NO_3^- (mg/l)	157	225	230	236	192
Rendimiento eliminación diseño	75%	75%	75%	75%	75%
Concentración efluente NO_3^- (mg/l)	39,3	56,3	57,5	59,0	48,0
Q ($\text{m}^3/\text{día}$)	1.080,0	3.024,0	3.024,0	3.024,0	3.024,0
Volumen requerido					
TRH (días)	1	1	1	1	1
Volumen necesario (m^3)	1.080,00	3.024,00	3.024,00	3.024,00	3.024,00
Celda filtro astillas (total)					
Largo (m)	30,0	30,0	30,0	30,0	30,0
Ancho (m)	8,35	8,3	8,3	8,3	8,3
Alto (m)	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55
L:A	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
Superficie (m^2)	250,5	249,0	249,0	249,0	249,0
Volumen (m^3)	388,28	385,95	385,95	385,95	385,95
Aporte de grava a la entrada					
Longitud (m)	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55
Anchura (m) - Anchura celda	8,35	8,3	8,3	8,3	8,3
Altura (m)	0,4	0,40	0,40	0,40	0,40
Volumen (m^3)	5,18	5,15	5,15	5,15	5,15
Aporte de grava a la salida					
Longitud (m)	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55
Anchura (m) - Anchura celda	8,35	8,3	8,3	8,3	8,3
Altura (m)	1,55	1,55	1,55	1,55	1,55
Volumen (m^3)	20,06	19,94	19,94	19,94	19,94
Celda filtro astillas (útil en contacto con el agua)					
Volumen astillas (m^3)	363,04	360,86	360,86	360,86	360,86
Porosidad astillas (%)	60	60	60	60	60
Volumen útil en contacto con el agua (m^3)	217,82	216,52	216,52	216,52	216,52
Nº celdas	5	14	14	14	14

Tabla 4. Dimensionamiento del filtro orgánico NO_3^-

Filtros verdes

Tratamiento de NO_3^-

Se propone la creación de una serie de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal con el objetivo inicial de mejorar la calidad de las aguas de salida del filtro orgánico. En estos filtros se continuará con la desnitrificación del agua y se controlará la

retención y/o eliminación de otros potenciales contaminantes como el fósforo, sulfuro y carbono orgánico soluble (COS) que haya podido incrementarse con los filtros orgánicos.

El diseño y dimensionamiento de los filtros verdes se realiza en base a las consideraciones y recomendaciones del informe elaborado por la Universidad de Murcia (UMU) titulado "Humedales artificiales y se-

minaturales” de fecha diciembre de 2022. Las principales conclusiones de este informe se resumen a continuación:

- La profundidad del lecho para HFSS puede oscilar entre 0,4-1,6 m (Wu et al., 2015). En el caso de estos humedales se recomienda una **profundidad** de la columna de agua en torno a 0,7 m pudiendo aumentarse hasta **1 m** (profundidad de la zona media del humedal), sobre la que se ha de disponer una capa de sustrato entre 0,05 y 0,10 m.
- Para los humedales de flujo subsuperficial se recomienda una **ratio longitud-anchura** L:A > 1 y $\leq 2,2$, siendo un valor de 2 adecuado, y no superar 1 ha de superficie, con objeto esto último de facilitar su posterior manejo y gestión. En caso de que no se cumplan, se debe dividir la anchura total en diferentes celdas, que funcionarán en paralelo (dividiendo el caudal de entrada de igual manera), que sí cumplan este criterio (García y Corzo, 2008).
- Se aconseja el empleo de grava calcárea (para favorecer la adsorción de P presente). La granulometría variará dependiendo de la zona del humedal. A la entrada y salida de cada humedal se establecerá una zona de 2 m y 1 m, respectivamente, con grava de 40-80 mm (hasta 100 mm según García y Corzo, 2005); para la zona media se destinará una grava de entre 6-12 mm o bien 12-14 mm. Sobre la grava se aconseja disponer una capa de subsuelo de la zona (es decir, el suelo tras eliminar la capa superficial) de 5 cm de espesor para favorecer el crecimiento de las plantas. La **porosidad** del sustrato se estima en un **35%**. Es importante que la grava esté lavada para reducir la entrada de finos al humedal.
- El TRH es la medida del tiempo de permanencia del agua en el humedal. Un TRH bajo reduce el tiempo de contacto del agua con los microorganismos en la matriz del sustrato. Sin embargo, una mayor permanencia del agua permite que existan mayores tasas de sedimentación por reducción de la velocidad de corriente y mayor tiempo, tanto para el desarrollo de la comunidad microbiana, como para asegurar un tiempo de contacto adecuado para la acción de los microorganismos. Éstos son los responsables mayoritarios de los distintos procesos biogeoquímicos implicados en la eliminación de la contaminación (Kadlec y Wallace, 2009). En general, se recomienda un TRH de 2-5 días para los

HFSS (Wu et al., 2015). Para el diseño final de las dimensiones de los HFSS se considera que el **TRH no sea inferior a 4 días**.

- Los valores de la **pendiente** (s) que se suelen utilizar varían en el rango de 0,01 a 0,02 m/m. La pendiente asegura el correcto fluir del agua a través del lecho del humedal, facilitando su evacuación. Se aconseja una pendiente de en torno a **0,01 (1%)**.
- Considerando la salinidad las especies más adecuadas serían: *Phragmites australis*, *Juncus maritimus*, *J. acutus*, *Scirpus holoschaenus*. Dependiendo de la salinidad de cada zona, podría introducirse *Typha domingensis* (siempre por debajo de los 5.000 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$). El marco de plantación se aconseja sea de 2-4 plantas/m².

Los filtros verdes se dimensionan en función de la concentración de NO_3^- en el influente, ya que es el contaminante mayoritario en las aguas a tratar. Para ello se considera la concentración del agua procedente del filtro orgánico, en el que ya se ha producido una reducción media del 75% de este contaminante.

Asimismo, se contempla en el dimensionamiento la reducción de las concentraciones de DQO y DBO_5 , las cuales podrían verse incrementadas de forma puntual a la salida de los filtros orgánicos.

El dimensionamiento se lleva a cabo considerando una reducción en el humedal (filtro verde) del **90%** en la concentración final de NO_3^- del efluente.

Se consideran celdas con planta rectangular, esquinas achaflanadas y un talud interior 1H:1V. Los diferentes parámetros y variables considerados para el dimensionamiento, así como los resultados obtenidos se exponen abajo.

Para el dimensionamiento de los humedales (área superficial necesaria) se aplica el modelo propuesto por Reed et al. (1995), el cual asume que los humedales son reactores biológicos y su rendimiento puede aproximarse al descrito por la cinética de primer orden de un reactor de flujo pistón ideal para la eliminación de la DBO_5 y del nitrógeno. En este modelo, se tienen en cuenta variables como: el caudal a tratar; la concentración de entrada y salida; la profundidad del lecho; la porosidad del sustrato a utilizar; la constante de reacción de primer orden que depende de la Tª ambiente a la cual va a operar el humedal y del contaminante en cuestión (estos valores se encuentran tabulados en la bibliografía).

A continuación, se resumen los resultados obtenidos a las características del influente para cada uno de los ámbitos de actuación en base

Dimensionamiento filtro verde (humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal HAFSSH)						
ÁMBITOS DE ACTUACIÓN:		Los Alcázares	Torre del Negro	Miranda	Albuñón	El Mirador
Características del agua a tratar (procedente del filtro orgánico)						
Concentración influente NO_3^-	C_i (mg/l)	39,3	56,3	57,5	59,0	48,0
Rendimiento	(%)	90	90	90	90	90
Concentración efluente NO_3^-	C_e (mg/l)	3,9	5,6	5,8	5,9	4,8
Caudal de alimentación	Q (m ³ /día)	1.080,0	3.024,0	3.024,0	3.024,0	3.024,0
Dimensionamiento biológico (Modelo de Reed): Obtención de superficie requerida						
Constante de reacción	KT (d ⁻¹)	0,572	0,572	0,572	0,572	0,572
	KR (d ⁻¹)	1	1	1	1	1
	θ_R	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15
	T_w (°C)	16	16	16	16	16
	T_r (°C)	20	20	21	22	23
Profundidad media de la lámina de agua	h (m)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Porosidad del sustrato filtrante	ϕ_s	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35
Superficie requerida humedal (m²)	S (m²)	12.426,90	34.795,32	34.795,32	34.795,32	34.795,32
Dimensionamiento hidráulico: Obtención de dimensiones de cada celda						
Conductividad hidráulica sustrato	k_s (m/d)	7.000	7.000	7.000	7.000	7.000
Factor seguridad		5	5	5	5	5
Conductividad hidráulica sustrato factor seguridad	k_s^* (m/d)	1.400	1.400	1.400	1.400	1.400
Pendiente	s (%)	0,705	0,705	0,705	0,705	0,705
Sección del humedal	A_s (m ²)	109,4	306,4	306,4	306,4	306,4
Anchura del humedal	W (m)	109,4	306,4	306,4	306,4	306,4
Longitud del humedal	L (m)	113,6	113,6	113,6	113,6	113,6
Nº celdas		2	5	5	5	5
Anchura de cada celda	W_c (m)	54,7	61,3	61,3	61,3	61,3
Longitud de cada celda	L_c (m)	113,6	113,6	113,6	113,6	113,6
Ratio Longitud:Anchura	$L:W$	2,1	1,9	1,9	1,9	1,9
Profundidad entrada	h_e (m)	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Profundidad salida	h_s (m)	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
Tiempo de retención hidráulica						
Volumen total celdas	V_T (m ³)	12.426,90	34.795,32	34.795,32	34.795,32	34.795,32
Volumen total agua celdas	V_a (m ³)	4.349,40	12.178,36	12.178,36	12.178,36	12.178,36
Tiempo de retención hidráulica	TRH (días)	4,03	4,03	4,03	4,03	4,03

Tabla 5. Dimensionamiento del filtro verde NO_3^- conforme al modelo de Reed et al. (1995) $S=L \cdot A = \frac{Q}{K_T \cdot h \cdot \phi_s} \cdot \ln \frac{C_i}{C_e}$

Tratamiento de DQO/DBO₅

De acuerdo a los informes de la UPCT y UMU, se debe tener precaución con la concentración de DQO que podría ser exportada de los filtros orgá-

nicos. Estudios anteriores han demostrado que los efluentes procedentes de filtros de astillas pueden contener concentraciones altas de COS al inicio de su funcionamiento, cuando la madera es nueva, pero este período es relativamente corto (pocas semanas)

en comparación con la vida útil general del mismo (años). En todo caso, dichas concentraciones dependerán en gran medida de factores como la naturaleza de las astillas, la fuente de carbono, la temperatura (que acelera la actividad microbiana) y el tiempo transcurrido desde la puesta en marcha del filtro.

Según se expone en el informe de la UMU, a partir de los análisis realizados en los diferentes puntos de muestreo alrededor del Mar Menor recogidos en el Anexo 5 del estudio “Cuantificación, control de la calidad y seguimiento piezométrico de la descarga de agua subterránea del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena al Mar Menor (Clave 07.831-0070/0411)”, se extrae una concentración media de DQO de 16,2 mg O₂/l con un valor mínimo y máximo respectivamente de 7 mg O₂/l y 41 mg O₂/l para las muestras analizadas en octubre de 2018 y de 17 mg O₂/l, 7,8 mg O₂/l y 54 mg O₂/l, respectivamente, para el mes de octubre de 2019. Estas concentraciones no son preocu-

pantes ni denotan contaminación orgánica (aunque sí la observada en determinados puntos del muestreo de octubre de 2018 con valores de 332 y 406 mg O₂/l, valores que se asumen como no representativos).

En la **tabla 3** se muestran los datos de DBO₅ y DQO de las aguas del acuífero en los distintos ámbitos de proyecto.

En experiencias piloto previas (Planta piloto de Los Alcázares. Experiencia expuesta en capítulos anteriores de esta publicación), se observaron exportaciones de DQO que supusieron un incremento medio del 242% sobre la concentración inicial del agua de entrada al filtro orgánico, con valores mínimos del 15% y máximos del 607%.

Aplicando los incrementos máximos observados a las concentraciones medias indicadas en la **tabla 3**, se obtienen los siguientes resultados:

Filtro verde DBO ₅ (humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal HAFSSH)		Los Alcázares	Torre del Negro	Miranda	Albuñón	El Mirador
Características del agua a tratar (procedente del filtro orgánico)						
Concentración influente DBO ₅ (concentración media con incremento máximo)	C _i (mg/l)	80,2	76,8	72,8	83,7	73,8
Caudal de alimentación	Q (m ³ /día)	1.080,0	3.024,0	3.024,0	3.024,0	3.024,0
Dimensionamiento biológico (Modelo de Reed)						
Constante de reacción	KT (d ⁻¹)	0,874	0,874	0,874	0,874	0,874
	KR (d ⁻¹)	1,104	1,104	1,104	1,104	1,104
	θ _R	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
	Tw (°C)	16	16	16	16	16
	Tr (°C)	20	20	20	20	20
Profundidad media de la lámina de agua	h (m)	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Porosidad del sustrato filtrante	φ _s	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35
Superficie disponible humedal (m ²)	S (m ²)	12.426,90	34.795,32	34.795,32	34.795,32	34.795,32
Concentración efluente DBO₅ obtenida	C_e (mg/l)	2,4	2,3	2,2	2,5	2,2
Rendimiento obtenido	(%)	97	97	97	97	97
Concentración efluente DQO obtenida (conforme a ratio DBO₅/DQO planta piloto)¹ (*)	C_e (mg/l)	3,4-5,9	3,2-5,7	3,1-5,4	3,5-6,2	3,1-5,5

Tabla 6. Rendimiento filtro verde para DBO₅ y DQO conforme al modelo de Reed et al (1995)

¹ Para el cálculo de la DQO se han aplicado los ratios DQO/DBO₅ observados en la planta piloto de Los Alcázares conforme al informe de la UMU. Dichos ratios, máximo y mínimo son, respectivamente, 1,43 y 2,50.

Tomando como referencia los valores límite establecidos para aguas de vertido a zonas sensibles (Directiva 91/271/CEE) que son 25 mg O₂/l y 125 mg O₂/l para la DBO₅ y DQO, respectivamente, se ob-

serva que no es previsible alcanzar dichos límites en el caso de que se produjeran los incrementos máximos observados en la mencionada planta piloto.

Tratamiento de fósforo

Según se recoge en el informe de la UMU, en cuanto al fósforo soluble ($P-PO_4^{3-}$), en las aguas del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena las concentraciones son muy bajas, no siendo un compuesto de especial relevancia en las aguas subterráneas por lo general. En el estudio del acuífero mencionado arriba se recoge que, asumiendo un valor correspondiente a la mitad del límite de determinación (RD 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro), el contenido medio de la concentración de fosfatos en las aguas del acuífero sería de 0,06 mg/l. Por encima de estas concentraciones, de forma puntual en algunas localizaciones y momentos del año, el informe recoge concentraciones en el rango de 0,1-0,3 mg/l y de forma más extraordinaria algunos máximos en el rango de 2-3 mg/l.

Según los datos estimados, en las zonas de proyecto las concentraciones medias de fósforo soluble serían de entre 0,07 y 0,16 mg/l.

Según se recoge en el informe de la UMU, en las experiencias previas con filtros orgánicos se conoce que éstos no tienden a exportar sino a retener, con mayor frecuencia, fósforo soluble. La concentración de este nutriente en el efluente suele ser inferior a 0,2 mg/l.

En todo caso, aunque el fósforo soluble no condicionará el dimensionamiento de los humedales al encontrarse de forma habitual en muy baja concentración, en estos sistemas se podrá producir una eliminación del mismo.

Tratamiento de otros contaminantes

Según se recoge en el informe de la UMU, en cuanto a metales pesados, en el citado estudio del acuífero se realizó el análisis de su presencia en el mismo (arsénico, cadmio, cromo, mercurio, níquel, cobre, plomo y zinc). Como criterio de evaluación se emplearon los valores de intervención (Intervention Values) establecidos en la Normativa Holandesa para aguas subterráneas (Soil Remediation Circular 2013, version of 1 July 2013). Con la excepción de los puntos de muestreo próximos a las ramblas de Ponce y Carrasquilla, en los que se encontraron niveles próximos o incluso superiores al umbral del mercurio para alguna de las campañas de muestreo (caso de la Rambla de Ponce), el resto de las deter-

minaciones se encontraron por debajo del valor umbral para el resto de puntos muestreados.

Los humedales también se han mostrado como herramientas útiles para la retención y reducción de los niveles de metales en agua mediante procesos de adsorción e intercambio iónico con los sedimentos, pero también por bioacumulación. Respecto a otros parámetros, los humedales artificiales muestran elevadas eficiencias para la retención de sólidos y de organismos patógenos mediante diversos procesos físico, químicos y biológicos. En los humedales de flujo subsuperficial estudiados en la planta piloto de los Alcázares, las eficiencias de eliminación para estos parámetros fueron siempre superiores al 80%, alcanzando frecuentemente valores del 100%, valores que se encuentran en el rango de la extensa bibliografía existente al respecto.

Del mismo modo, los humedales han mostrado elevadas eficacias de retención y degradación de los mismos mediante procesos físicos, químicos y biológicos.

Humedales seminaturales

El humedal seminatural se diseña con la función principal de servir como amortiguamiento del sistema de tratamiento de las aguas propuesto, recibiendo las aguas tratadas previamente en los filtros orgánicos y filtros verdes, que circularán a través de este durante un periodo de tiempo antes de llegar a su destino final.

En este humedal se producirá la evapotranspiración de una parte del agua tratada. Se espera que en este humedal se continúe con los procesos de reducción de contaminantes en las aguas, aunque no sea el objetivo de este.

El diseño en planta del humedal pretende maximizar su superficie, ocupando el espacio disponible de la parcela tras la implantación del resto de elementos del proyecto.

Asimismo, se considerará una altura de la columna de agua reducida para facilitar la evapotranspiración, con el objetivo de conseguir el incremento de la conductividad del agua que será vertida, a través de la rambla o cauce más cercano, al Mar Menor.

Teniendo en cuenta la superficie de las láminas de agua proyectadas en los distintos emplazamientos y la tasa de evapotranspiración de referencia fijada en 1.000 mm/año³, se obtienen los siguientes volúmenes totales de agua:

³ Dato estimado a partir de la información existente en el Anejo 2 del Plan Hidrológico de la DHS (2022-2027) y estimaciones realizadas con el modelo SIMPA (CEDEX) en zonas como la Marina de El Carmolí

ÁMBITOS DE ACTUACIÓN:	Superficie humedal (ha)	Tasa ETP (Hm ³ /100 ha)	ETP (Hm ³ /año)	Rango volumen total anual tratado (Hm ³ /año)		Rango % evaporación anual		Volumen excedentario (vertido) (Hm ³ /año)	
TORRE DEL NEGRO	48,79	1	0,49	0,5	1,1	98%	44%	0,01	0,61
MIRADOR	0	1	0	0,5	1,1	0%	0%	0,5	1,1
ALCÁZARES	3,8	1	0,038	0,39	0,39	9,7%	9,7%	0,35	0,35
ALBUJÓN	0	1	0	1,1	1,1	0%	0%	1,1	1,1
MIRANDA	31	1	0,31	0,5	1,1	62%	28%	0,19	0,79
TOTAL	91,59	1	0,918	2,99	4,79	31%	19%	2,07	3,87

Tabla 7. Volúmenes estimados de evapotranspiración en los humedales seminaturales

Como se puede observar en la tabla anterior, el volumen de agua que se estima anualmente que va a evaporarse en los humedales seminaturales del conjunto de los proyectados es de 0,918 Hm³, dicho volumen, por tanto, será retirado de la descarga que recibe anualmente de manera subterránea el Mar Menor, lo que supone un impacto global positivo en un contexto en el que el exceso de agua dulce es uno de los problemas ecológicos más relevantes. Por otro lado, cabe destacar el incremento de salinidad que se espera, asociado con la evaporación, y el hecho de que las condiciones de vertido del agua excedentaria, a través de las ramblas, no contribuirá (o lo hará mínimamente) a una nueva recarga del acuífero, con lo cual se reduce muy considerablemente el impacto sobre el Mar Menor y los espacios litorales protegidos del entorno.

La cota de fondo del humedal se fija en función de la orografía del terreno y considerando mantener un resguardo con la situación del nivel piezométrico en cada zona.

Como referencia se tienen los datos de piezometría tomados por el Grupo Tragsa en campañas realiza-

das durante diciembre 2022 y noviembre 2023. Se cuenta con los datos de nivel piezométrico medidos en distintos puntos de la zona del Campo de Cartagena, así como las isopiezas ajustadas a partir de dichos niveles. Considerando esta información para cada uno de los ámbitos de actuación y estableciendo un resguardo de al menos 1 m entre la superficie piezométrica y el fondo del humedal, se fija la cota del fondo del humedal en cada caso.

Los humedales serán impermeables para evitar la infiltración en el subsuelo del agua contenida.

Igualmente se prevé un cordón de gravas y vegetación en el borde del humedal, previo a la salida del agua, que garantice el filtrado de posibles microalgas o materia orgánica que pueda proliferar, especialmente durante la primera etapa de funcionamiento del humedal, hasta que alcance cierta madurez y su comportamiento, en cuanto a la actividad biológica y concentración de materia orgánica, sea similar al que se produce de manera natural en los humedales y espacios abiertos protegidos del entorno.

3.5.3. Justificación del dimensionamiento de los sistemas que cuentan únicamente con humedal seminatural

Los humedales proyectados de Bocarrambla y San Pedro del Pinatar, forman parte de una amplia batería de medidas que se pretende llevar a cabo en el entorno del Mar Menor y su eficacia no debería valorarse de manera individual, sino como parte del conjunto de humedales, brazos de retención, zonas de acumulación controlada (ZAC), y otras medidas que forman el marco general.

Fuera de este contexto general, estos humedales deben considerarse como proyectos piloto cuyo objetivo principal es contribuir a la mejora del conocimiento de la eficacia y funcionalidad de este tipo de sistemas naturales de manera práctica de cara a adoptar decisiones en cuanto al resto de actuaciones previstas para la mejora del Mar Menor.

Características del agua tratada

En cuanto a las **características del agua** en el ámbito de actuación, cabe diferenciar entre el agua procedente del acuífero cuaternario, el agua del flujo base de las ramblas (procedente del acuífero) y el agua de pluviales que fluye en episodios de tormentas por las ramblas.

A continuación, se describen los principales parámetros (nitratos, fosfatos y sólidos en suspensión) de los diferentes tipos de aguas, conforme a los datos de la CHS referidos al **año medio de la serie histórica**:

Tipo de agua	Concentración Media N_o^3 (mg/l)	Concentración Media Fosfatos (mg/l)	Origen
Agua Superficial en Avenidas	26 ¹	1,6 ³	Superficial
Agua Superficial Flujo – Base	177,3	0,08	Subterráneo
Agua Subterránea	185,3 ²	0,06	Subterráneo

Tabla 8. Características del agua (nitratos y fosfatos) para el año medio de la serie histórica (C.H. del Segura).

¹ Dato utilizado como referencia para el humedal de Bocarrambla y San Pedro del Pinatar.

² Dato utilizado como referencia para los tres humedales.

³ Dato utilizado como referencia para el humedal de Rambla Miranda.

En cuanto a los **sólidos en suspensión**, se dispone de las siguientes referencias respecto a las aguas

superficiales (todas ellas referidas a la rambla de Albuñón):

Referencia	Concentración Media Sólidos en Suspensión (mg/l)
Concentración media en las muestras tomadas por la CHS en avenidas a lo largo del año 2021	615,7 ¹
Concentración para el caudal pico según <i>Estudio del transporte de sedimentos en la Rambla del Albuñón. Anuario de Jóvenes Investigadores, vol. 9 (2016). Marco F.; Marín M.D.; Castillo L.G.</i>	600 ² -870 ³
Concentración media calculada a partir de los datos muestreados en la rambla del Albuñón en marco del estudio <i>"El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico. Instituto Euromediterráneo del Agua. 2009"</i>	255,2 ⁴

Tabla 9. Características del agua (sólidos en suspensión) según diversas referencias.

¹ Promedio de los siguientes datos: 256 mg/l (8/3/2021) para 0,227 m³/s; 2808 mg/l (9/3/2021) para 2 m³/s; 709 mg/l (9/3/21) para 0,9 m³/s; 29 mg/l (24/05/21) para 0,76 m³/s; 46 mg/l (22/10/21) para 0,37 m³/s; 199 mg/l (18/11/21) para 0,184 m³/s.

² Para un caudal de 50 m³/s.

³ Para un caudal de 400 m³/s.

⁴ Dato calculado a partir de los datos mostrados en el estudio: 1.863 t/año en 7,3 Hm³/año

Frente a estos datos medios, contrastan los datos puntuales obtenidos por la CHS en avenidas de dis-

tinta magnitud, durante los años 2021 y 2022 en la estación de control del Albuñón ES0701012801:

Parámetro: Sólidos en suspensión (Rambla del Albuñón ES0701012801)	
Fecha muestra	Valor (mg/L)
09/03/2021	2.808,0
21/09/2021	3.233,3
21/11/2021	3.380,0
26/09/2022	2.030,0
26/09/2022	2.760,0
11/10/2022	5.420,0
Promedio total	3.271,9
Promedio 2021	3.140,4
Promedio 2022	3.403,3

Tabla 10. Características del agua (sólidos en suspensión) según red de control de la C.H. del Segura.

Dado que hay una gran diferencia entre los datos medios mencionados anteriormente y los datos puntuales muestreados en avenidas de magnitud no muy grande (con caudales bastante inferiores a los establecidos para periodo de retorno T2), se van a tomar estos últimos como referencia para el cálculo de los rendimientos esperados en los humedales, cuyo funcionamiento está pensado fundamentalmente para este tipo de avenidas pequeñas.

De este modo, el valor de concentración de Sólidos en Suspensión que se utilizará es **3.271,9 mg/l**.

Sistemas de tratamiento

El humedal proyectado es un sistema basado en la naturaleza, cuyo régimen de funcionamiento es bas-

tante similar al de los humedales naturales, sometidos a una importante variabilidad en el flujo de entrada y salida de agua y sin contar en principio con ningún sistema de control específico de dicho flujo.

Por ello, no es posible encuadrarlos de manera absoluta en ninguno de los sistemas de tratamiento convencionales, si acaso el sistema al que mejor pueden asimilarse, sería el de tipo "Humedal artificial de flujo superficial", aunque, en este tipo de humedales, existe un control absoluto en cuanto al caudal de entrada y salida, mientras que los humedales proyectados estarán sometido a las fluctuaciones propias de los regímenes de avenidas de la rambla del Albujón y de la escorrentía.

A continuación, se especifica el origen del agua que entra al humedal.

Nombre del proyecto	Origen del agua que entra al sistema
Humedal seminatural de Bocarrambla	Pluviales de avenidas (procedentes de la rambla del Albujón y de las obras de paso de la carretera A-7) mezcladas con flujo base
Humedal seminatural de San Pedro del Pinatar	Pluviales

Tabla 11. Origen del agua a considerar.

Evolución y condicionantes de diseño

Durante el desarrollo de los proyectos, se han barajado distintas ubicaciones y soluciones en función de los condicionantes de diseño existentes, así como de la disponibilidad de terrenos, la compatibilidad con los usos existentes o previstos y la oportunidad de actuación.

Entre los principales condicionantes para el diseño y la elección de los emplazamientos cabe destacar los siguientes:

- Productividad potencial de los bombeos desde el acuífero cuaternario
- Nivel freático a efectos de la potencial profundidad de excavación
- Proximidad a cauces o ramblas existentes
- Interacción con infraestructuras o servicios existentes (red viaria, red ferroviaria, red eléctrica, red hidráulica...)
- Volumen estimado de descarga desde el acuífero cuaternario al Mar Menor en los distintos puntos del frente litoral
- Calidad del agua obtenida en los distintos piezómetros existentes
- Inundabilidad de los terrenos

- Proximidad a núcleos de población
- Afecciones a HIC y/o especies protegidas

En base a estos criterios se seleccionó una primera batería de posibles emplazamientos que fueron ajustándose y descartándose en algunos casos. En estos emplazamientos se fueron planteando distintos diseños, a veces con el sistema integrado completo y, en otros casos, contando únicamente con alguna de las partes de este.

En un principio se plantearon una decena de ubicaciones para la instalación del sistema integrado completo. De estas ubicaciones, se descartaron varias, por existir distintas incompatibilidades de uso (terrenos militares, usos urbanos...), por contar con una baja transmisividad de los terrenos (baja productividad potencial para bombeos) o por no disponer de superficie suficiente. Tras esta primera fase de selección, quedaron seis posibles emplazamientos y se añadió un emplazamiento no contemplado en la primera fase, por surgir la oportunidad de actuación en los terrenos (San Pedro del Pinatar).

Una vez seleccionados estos siete emplazamientos se estudiaron en detalle las características de cada uno de ellos, al objeto de valorar el encaje de los sistemas planteados en los terrenos.

Durante esta fase de encaje se vio la idoneidad de cinco de los siete emplazamientos para la instalación del sistema integrado completo (Torre del Negro, Mirador, Albujón, Miranda y Alcázares), mientras que en el resto se planteó instalar únicamente los humedales seminaturales (Bocarrambla y San Pedro del Pinatar).

Una vez desarrollados los proyectos básicos y sometidos éstos a información pública, algunos de los diseños fueron retocados, para adaptarse a las observaciones y sugerencias recibidas. En este sentido, las principales modificaciones con respecto a su versión inicial se llevaron a cabo en los proyectos de humedales seminaturales. A continuación, se resumen estos cambios o adaptaciones:

- Cambio en el régimen hidrológico de funcionamiento, pasando de contar con una lámina de agua permanente (por su conexión directa con el nivel freático), a ser impermeables y recibir agua únicamente en avenidas. De este modo se dio respuesta a las observaciones recibidas en relación a la potencial proliferación de mosquitos y al fomento de comunidades vegetales de saladar y estepa salina (hábitat que se encuentra en regresión en la zona) frente a otras formaciones vegetales como el carrizal. Con este cambio de régimen hidrológico, se consiguió además una mayor aproximación al comportamiento de los criptohumedales (tan importantes y propios de esta zona). Este cambio se llevó a cabo tanto en el Humedal de Bocarrambla como en el de San Pedro del Pinatar.
- Cambio en la superficie de actuación, para garantizar la compatibilidad con los usos previstos o el fomento de la recuperación de hábitats de interés. Este cambio se llevó a cabo tanto en el Humedal de Bocarrambla como en el de San Pedro del Pinatar (cuyos vasos lagunares se redujeron en aproximadamente 7 ha en ambos casos).

Resultados esperados

Como se ha explicado en el apartado anterior, el humedal seminatural proyectado no es asimilable a

ningún sistema convencional de tratamiento, dado su régimen de funcionamiento sometido al régimen natural de avenidas.

En este sentido, no son de aplicación de manera directa ninguna de las fórmulas de cálculo de rendimientos establecidas, por lo que los resultados que se presentan a continuación deben considerarse meras aproximaciones que deberán ser contrastadas mediante el seguimiento previsto en los proyectos y proceder en función de los resultados a la gestión adaptativa necesaria.

Por otro lado, cabe destacar que los rendimientos que a continuación se presentan variarán conforme evolucionen los humedales y que para su mantenimiento en unos niveles adecuados es necesario llevar a cabo el cosechado y retirada periódica tanto de la vegetación como de los sedimentos que se vayan depositando.

Por último, es importante comentar, que algunos de los datos que se han utilizado para los cálculos, como el tiempo de retención o el número de llenados anual, son meros objetivos de funcionamiento más que parámetros fijos pre-establecidos y que podrían variar significativamente en función de los eventos que se produzcan.

Estimación de la retirada de Nitrógeno total

Para el cálculo de los rendimientos esperados en el humedal seminatural en cuanto a la retirada de Nitrógeno total, se han utilizado dos fórmulas diferentes, dado que la tipología de los proyectos no es asimilable totalmente a ninguna de ellas: cálculo mediante la fórmula de Reed recomendada para lagunas facultativas y de maduración y cálculo mediante la fórmula aplicable a filtros verdes por aplicación superficial al suelo.

A continuación, se presentan ambos métodos de cálculo:

- Cálculo mediante la fórmula de Reed (1985) recomendada para procesos la eliminación de nitrógeno total en **lagunas facultativas y de maduración:**

$$Ce = Ci \cdot \exp [(-0,064 \cdot 1,039T - 20)(\emptyset + 60(\text{pH} - 6,6))]$$

Siendo T la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), en el rango 1-28 $^{\circ}\text{C}$; y $\emptyset$ el tiempo de retención hidráulica (d) (rango 5-232 d)

En base a esta fórmula, los resultados que cabe esperar se detallan en la siguiente tabla:

Parámetros de cálculo	Bocarrambla	San Pedro del Pinatar
Volumen (agua pluvial o caudal base) (m ³)	190.000	60.000
Llenados/año (nº)	2	2
Volumen (agua aflorante del freático) (m ³)	-	-
Tr (d) ¹	1	1
Volumen a tratar (Hm ³ /año)	0,38	0,12
T (°C)	16	16
PH	7	7
Ce/Ci	87%	87%
Eliminación Ntotal (%)	13%	13%
Ntotal inicial (mg/l) ²	5,87	5,87
Ntotal final (mg/l)	5,11	5,11
Ntotal retirado en el sistema (mg/l)	0,76	0,76
Nitratos (NO ₃) retirados (mg/l)	3,37	3,37

Tabla 12. Resultados esperados en cuanto a retirada de Nitrógeno, conforme a la fórmula de Reed para lagunas facultativas.

¹ Dado que se trata de humedales sometidos a los flujos naturales del agua (lluvias, escorrentías, avenidas, variaciones de nivel freático, etc.) y que no cuentan con sistemas de retención específicos, el tiempo de retención establecido en 1 d es el mínimo que se considera que el agua permanecerá en los sistemas, aunque este dato podría variar significativamente.

² Para convertir unidades de Nitrato (NO₃) a Nitrógeno total se divide por el valor de 4,427.

- Cálculo mediante la fórmula aplicable a filtros verdes por aplicación superficial al suelo:

$$ChNa = (Ni(Pr - ETP) + 10C) / ((1 - f)Na - Ni)$$

Siendo *ChNA* la carga hidráulica anual basada en las limitaciones de aplicación de nitrógeno (mm/año), *Pr* la precipitación anual (mm/año), *ETP* la evapotranspiración potencial anual (mm/año), *C* el

consumo anual de nitrógeno por el cultivo, que en el caso de chopos es 150 Kg ha⁻¹ año⁻¹, *f* la fracción eliminada por desnitrificación y volatilización de nitrógeno aportado (15-25%), *Na* la concentración media de nitrógeno en el agua residual (mg/l) y *Ni* la concentración de nitrógeno en el agua percolada (mg/l)

En base a esta fórmula, los resultados que cabe esperar se detallan en la siguiente tabla:

Parámetros de cálculo	Bocarrambla	San Pedro del Pinatar
Superficie (ha)	22,0	6,1
Carga hidráulica (mm/año)	1.727	1.954
P (mm/año)	300	300
ETP (mm/año)	300	300
Na (mg/l)	5,87	5,87
C (kg/ha/año)	150	150
f (%)	20	20
Ntotal a la salida (Ni) (mg/l)	3,83	3,93
Eliminación Ntotal (%)	35%	33%
Ntotal retirado en el sistema (mg/l)	2,04	1,94
Nitratos (NO ₃) retirados (mg/l)	9,04	8,60

Tabla 13. Resultados esperados en cuanto a retirada de Nitrógeno, conforme a la fórmula de filtros verdes por aplicación superficial.

En conclusión, el porcentaje esperado de eliminación de N_{total} en los humedales seminaturales se puede estimar entre un 13% y un 35%.

Es posible que los resultados calculados para los dos tipos de procesos (el que se produce en lagunas facultativas y de maduración y el correspondiente a filtros verdes) puedan complementarse y, por tanto, los rendimientos esperados podrían ser algo superiores a los indicados.

- En **lagunajes** no existen ecuaciones de diseño para la eliminación de fósforo. Huang y Gloyba (1984) estiman que si el rendimiento global de eliminación de DBO_5 es del 90% la eliminación de fósforo total es del orden del 45%. Se utilizará, por tanto, esta referencia calculando primero la posible retirada de carga orgánica, y en base a esta, se calculará la retirada de fósforo como la mitad de la misma.

$$C_{sel} = 10,35 + 0,725 C_{sap}$$

Siendo C_{sel} la carga orgánica superficial eliminada ($Kg DBO/ha \cdot d$) y C_{sap} la carga superficial aplicada ($Kg DBO/ha \cdot d$) (Fórmula para Lagunas facultativas McGarry y Pescod (1970))

Estimación de la retirada de Fósforo total

Para la estimación de la retirada de fósforo en el humedal seminatural se han utilizado las referencias existentes en lagunajes y filtros verdes:

Parámetros de cálculo	Miranda	San Pedro del Pinatar	Bocarrambla
DBO_5 (mg/l) ¹	—	30	30
Superficie (ha)	—	6,1	22,0
C_{sap} (Kg $DBO/ha \cdot d$)	—	293,16	259,09
C_{sel} (Kg $DBO/ha \cdot d$)	—	212,551	198,19
Materia orgánica retirada (%)	—	73%	76%
Ptotal retirado (%)	—	38,0%	38,2%
Ptotal inicial (mg/l)	—	1,6	1,6
Ptotal final (mg/l)	—	0,99	0,99
Fosfatos (PO_4) retirados (mg/l)	—	1,86	1,87

Tabla 14. Resultados esperados en cuanto a retirada de Fósforo, conforme a la fórmula de filtros verdes por aplicación superficial.

¹ Este dato de DBO_5 se ha utilizado como referencia en los 3 humedales, por tratarse del valor más alto registrado en las ramblas en base a la información disponible.

- En el caso de **filtros verdes por aplicación superficial al suelo** la referencia para el cálculo que se ha tomado es la siguiente:

Rendimiento de depuración de los sistemas de Aplicación Superficial al terreno	Sólidos en suspensión	DBO_5	DQO	N	P
Filtro Verde	95-99%	90-95%	90-95%	90-95%	85-90%
Infiltración rápida	90-95%	90-95%	70-80%	30-95%	24-40%
Escurrentía superficial	70-80%	90-95%	60-70%	45-50%	20-30%

Tabla 15. Rendimiento de depuración de los sistemas de Aplicación Superficial al terreno.

Fuente: CENTA. 2008. MANUAL DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS.

En base a esta información, se ha establecido que el rendimiento promedio de retirada de P es del 70% con respecto al de retirada de N.

Rendimiento en N	Rendimiento en P	P/N
90	85	94%
95	90	95%
30	25	83%
95	40	42%
45	20	44%
50	30	60%
Media		70%

Tabla 16. Rendimiento promedio estimado de retirada de fósforo.

Fuente: CENTA. 2008. MANUAL DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS.

Con esta referencia se obtienen los siguientes resultados:

Parámetros de cálculo	Miranda	Bocarrambla	San Pedro del Pinatar
Ptotal retirado (%)	—	15%	23%
Ptotal a la salida (mg/l)	—	1,35	1,23
Ptotal retirado en el sistema (mg/l)	—	0,25	0,37
Fosfatos (PO_4) retirados (mg/l)	—	0,76	1,13

Tabla 17. Resultados esperados en cuanto a retirada de Fósforo, conforme a la fórmula de filtros verdes por aplicación superficial.

En conclusión, el porcentaje esperado de eliminación de Ptotal en el humedal seminatural se puede estimar entre un 15% y un 38%.

Estas estimaciones podrían incrementarse si se considera la fracción no soluble ligada a las partículas que puedan decantar en los humedales. También hay que tener en cuenta que los humedales de reciente construcción pueden asimilar más fósforo que los humedales maduros, por lo que es importante, como se comentaba anteriormente, que se lleve a cabo una gestión adecuada tanto del sustrato como de la vegetación.

Estimación de retirada de sólidos en suspensión

La velocidad de sedimentación de las partículas depende fundamentalmente del tamaño de las mismas, la velocidad de flujo del agua y el calado. Te-

niendo en cuenta que el objetivo de los proyectos es retener las partículas más finas (limos y arcillas) y que los humedales no funcionan mayoritariamente como un fondo de saco que retenga totalmente el agua, sino que el caudal entra y sale de los mismos de manera continuada, la tasa de sedimentación será muy variable dependiendo del tipo de evento que se produzca.

Si se toma como referencia los decantadores primarios de las estaciones depuradoras (aunque obviamente estos sistemas se alejan bastante de los humedales proyectados) según la bibliografía consultada, los rendimientos medios de retirada de sólidos en suspensión (TSS) en este tipo de instalaciones son de 50% a 70%.

Tomando esta referencia (60% de rendimiento), la capacidad total de los humedales y un número estimado de llenados al año (2), los resultados esperados serían los siguientes:

Parámetros de cálculo	Miranda	Bocarrambla	San Pedro del Pinatar
Volumen (agua pluvial o caudal base) (m³)	—	190.000	60.000
Llenados/año (nº)	—	2	2
Concentración TSS (mg/l)	—	3.271,9	3.271,9
Volumen a tratar (Hm³/año)	—	0,38	0,12
Masa total TSS que entran al humedal (t/año)	—	1.243,3	392,63
% esperado de decantación TSS	—	60%	60%
Masa total TSS decantados (tn/año)	—	754,99	235,58

Tabla 18. Resultados esperados en cuanto a retirada de sólidos en suspensión.

Estos resultados deben considerarse como meras referencias, ya que, como se ha visto anteriormente, los volúmenes de tratamiento pueden variar

considerablemente en función del número y tipología de los eventos que se produzcan a lo largo del año.

3.5.4. Síntesis de resultados esperados

Sistema integrado (filtros orgánicos + filtros verdes + humedal seminatural)

Los filtros orgánicos conseguirían un rendimiento medio de eliminación de nitratos del 75% y tras los mismos, en los filtros verdes se conseguiría una eficiencia media del 90%. La eficiencia conjunta del sistema en cuanto a eliminación de

nitratos alcanzaría el 97,5%. A este rendimiento habría que sumar la aportación del humedal seminatural.

Considerando los rendimientos de eliminación del sistema de tratamiento completo y las características de las aguas a tratar (influyente), se estiman las características del efluente, tal y como se muestra en la siguiente tabla para cada uno de los ámbitos de actuación considerados.

Parámetro	Características influente		Características efluente	
	Valor medio	Valor máximo	Valor medio	Valor máximo
Los Alcázares				
Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	157	304	3,9	7,6
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)	1,6	4,4		2,4
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	16,2	26,7		3,4-5,9
Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	0,16	0,80	Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
Conductividad (µS/cm)	7.440	15.900	Se espera un incremento	
pH	7,5	8,5	No se espera variación significativa	
Torre del Negro				
Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	225	420	5,6	10,5
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)	1,4	4,9		2,3
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	15,5	55,0		3,2-5,7
Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	0,07	0,12	Se espera una reducción, <0,2 mg/l	

Parámetro	Características influente		Características efluente	
	Valor medio	Valor máximo	Valor medio	Valor máximo
Conductividad (µS/cm)	5.247	10.600	Se espera un incremento	
pH	7,7	8,5	No se espera variación significativa	
Miranda				
Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	230	420	5,8	10,5
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)	1,4	4,9		2,2
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	14,7	43,0		3,1-5,4
Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	0,15	1,11	Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
Conductividad (µS/cm)	6.575	15.900	Se espera un incremento	
pH	7,7	8,5	No se espera variación significativa	
Albuñón				
Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	236	420	5,9	10,5
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)	1,5	4,9		2,5
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	16,9	43,0		3,5-6,2
Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	0,15	1,11	Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
Conductividad (µS/cm)	7.331	15.900	Se espera un incremento	
pH	7,6	8,5	No se espera variación significativa	
El Mirador				
Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	192	280	4,8	7,0
Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)	1,6	3,3		2,2
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	14,9	28,9		3,1-5,5
Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	0,14	0,70	Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
Conductividad (µS/cm)	5.133	9.400	Se espera un incremento	
pH	7,6	8,3	No se espera variación significativa	

Tabla 19. Características del influente y efluente del sistema de tratamiento de aguas del acuífero Cuaternario.

Para el conjunto de los cinco proyectos de sistema integrado de filtrado, teniendo en cuenta los valores medios de concentración de nitratos de entrada y salida del sistema y el volumen máximo a tratar ($4,79 \text{ hm}^3/\text{año}$), se conseguiría una eliminación de un total estimado de 1.006 t de nitratos al año. Para el volumen mínimo ($2,99 \text{ hm}^3/\text{año}$) la eliminación sería de 628 t de nitratos al año.

Considerando una descarga al Mar Menor de 1930 t/año de nitratos, según los datos aportados por la Confederación Hidrográfica del Segura y la Dirección General del Agua para el año 2022, gracias

al conjunto de proyectos, esta cantidad puede ser reduciría entre un 33 y un 52%.

Humedales seminaturales

Los rendimientos esperados, en cuanto a retirada de nitratos, fosfatos y sólidos en suspensión, en los humedales, se estima respectivamente en unos porcentajes del 13-35%, 15-38% y 60%.

Con estas estimaciones, las concentraciones esperadas de los efluentes se resumen en la siguiente tabla.

Parámetros de cálculo	Bocarrambla	San Pedro del Pinatar
Volumen a tratar (Hm ³ /año)	0,38	0,12
Nitratos (NO ₃) retirados (mg/l)	3,37-9,04	3,37-8,60
Fosfatos (PO ₄) retirados (mg/l)	0,76-1,87	1,13-1,86
Masa total TSS decantados (tn/año)	754,99	235,58

Tabla 20. Estimación de volúmenes de nitratos, fosfatos y sólidos en suspensión retirados en los humedales.

De este modo, para el conjunto de los proyectos de humedales seminaturales, teniendo en cuenta los volúmenes a tratar, se estima una retirada de entre

1,7 y 4,5 t/año de nitratos, 0,4 y 0,9 t/año de fosfatos y 990 t/año de sólidos en suspensión.

3.5.5. Fichas resumen de proyectos

A continuación, se incluye una ficha resumen con las principales características de cada uno de los proyectos.

Localización	ALBUJÓN (T.M. CARTAGENA – MURCIA)
Línea de actuación del MAPMM*	2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde
Actuación	FILTRO VERDE

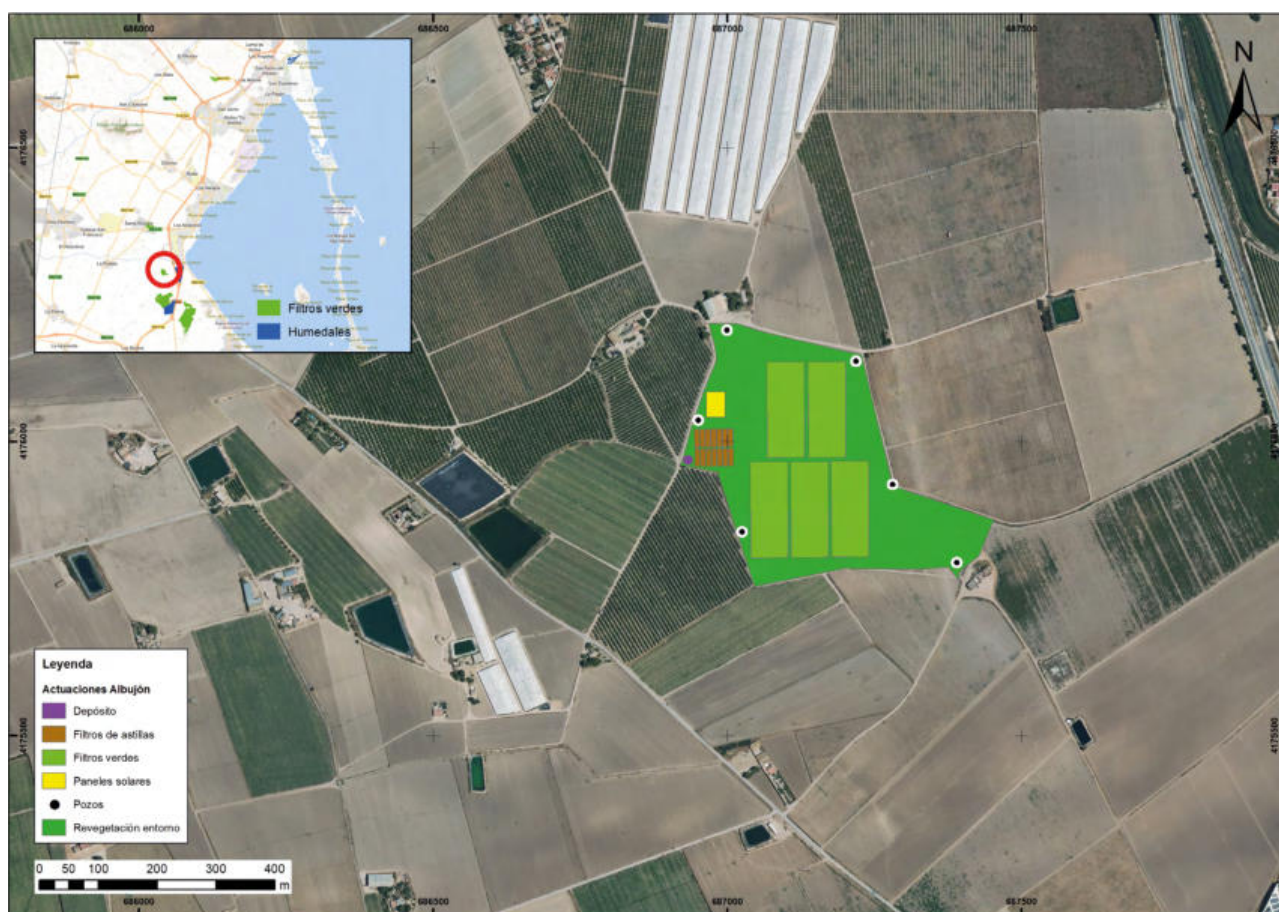


Figura 3. Filtro verde en el paraje del Albuñón

*1 MAPMM: Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor.

Tipo de sistema	Filtro orgánico + Filtro verde		
Contribución a los objetivos planteados	Retirada de nitratos	Alta	
	Retirada de sólidos en suspensión	Baja	
	Retirada de otros contaminantes	Media	
	Reducción del riesgo de inundación	Baja	
	Conectividad ecológica	Baja	
	Mejora de especies y hábitats	Media	
Características del agua a tratar (influyente)	Rango	Media	
	Nitratos (NO_3^-) (mg/l)	32-420	236
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) (mg/l)	1,0-4,9	1,5
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	3,5-43,0	16,9
	Fosfatos (PO_4^{3-}) (mg/l)	0,03-1,11	0,15
	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	3920-15.900	7.331
	pH	6,9-8,5	7,6
Dimensionamiento del sistema	Rango de caudales de tratamiento ($\text{m}^3/\text{día}$)		3.024,00
	Rango de volúmenes de tratamiento anuales ($\text{Hm}^3/\text{año}$)		1,10
	Superficie total (ha)		13,35
	Nº de bombeos para extracción del agua del acuífero		7
	Filtro orgánico	TRH (días)	1
		Volumen necesario (m^3)	3.024,00
		Largo (m)	30,0
		Ancho (m)	8,3
		Alto (m)	1,55
		Nº celdas	14
		Concentración influente NO_3^- (mg/l)	236
		Rendimiento eliminación diseño	75%
		Concentración efluente NO_3^- (mg/l)	59,0
		Superficie requerida en los filtros Orgánico(m^2)	3.486
	Filtro verde	Profundidad media de la lámina de agua	1,0
		Superficie requerida humedal (m^2)	34.795,32
		Nº celdas	5
		Anchura de cada celda (m)	61,3
		Longitud de cada celda (m)	113,6
		TRH (días)	4,03
		Concentración efluente DBO_5 obtenida C_e (mg/l)	2,5
		Rendimiento obtenido (%)	97
		Concentración efluente DQO obtenida (conforme a ratio DBO_5/DQO planta piloto) (*) C_e (mg/l)	3,5-6,2

		Valor medio	Valor máximo
Resultados esperados (características del efluente)	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	5,9	10,5
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)	2,2	
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	3,1-5,4	
	Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
	Conductividad (µS/cm)	Se espera un incremento	
	pH	No se espera variación significativa	
Destino del agua tratada	Rambla del Albujón		

Localización	LOS ALCAZARES (T.M. LOS ALCAZARES – MURCIA)
Línea de actuación del MAPMM*	2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde
Actuación	FILTRO VERDE



Figura 4. Filtro verde en el entorno de la depuradora de Los Alcázares

* MAPMM: Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor.

Tipo de sistema	Filtro orgánico + Filtro verde+ Humedal Seminatural
Descripción del sistema	Sistema completo de filtrado que permite de una de puración completa del agua de acuífero extraída de los pozos realizados.

Contribución a los objetivos planteados	Retirada de nitratos		Alta		
	Retirada de sólidos en suspensión		Baja		
	Retirada de otros contaminantes		Media		
	Reducción del riesgo de inundación		Baja		
	Conectividad ecológica		Baja		
	Mejora de especies y hábitats		Media		
			Rango	Media	
Características del agua a tratar (influyente)	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)		304-12	157	
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)		4,4-1,0	1,6	
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)		26,7-3,5	16,2	
	Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)		0,80-0,03	0,16	
	Conductividad (µS/cm)		15.900-593	7.440	
	pH		8,5-6,9	7,5	
Dimensionamiento del sistema	Rango de caudales de tratamiento (m³/día)		1.080,00	1.080,00	
	Rango de volúmenes de tratamiento anuales (Hm³/año)		0,39	0,39	
	Superficie total (ha)		11,41		
	Nº de bombeos para extracción del agua del acuífero		5		
	Filtro orgánico	TRH (días)		1	
		Volumen necesario (m³)		1.080,00	
		Largo (m)		30,0	
		Ancho (m)		8,35	
		Alto (m)		1,55	
		Nº celdas		5	
		Concentración influente NO ₃ ⁻ (mg/l)		157	
		Rendimiento eliminación diseño		75%	
		Concentración efluente NO ₃ ⁻ (mg/l)		39,3	
		Superficie requerida en los filtros Orgánico(m²)		1.252,5	
	Filtro verde	Profundidad media de la lámina de agua		1,0	
		Superficie requerida humedal (m²)		12.426,90	
		Nº celdas		2	
		Anchura de cada celda (m)		54,7	
		Longitud de cada celda (m)		113,6	
		TRH (días)		4,03	
Concentración efluente DBO5 obtenida Ce (mg/l)		2,4			
Rendimiento obtenido (%)		97			
Concentración efluente DQO obtenida (conforme a ratio DBO ₅ /DQO planta piloto) (*)Ce (mg/l)		3,4-5,9			

Dimensionamiento del sistema	Humedal seminatural	Superficie humedal (ha)	3,8	
		Superficie humedal (m²)	38.000	
		Rango volumen total anual tratado (Hm³/año)	0,5-1,1	
		Rango Volumen excedentario (vertido) (Hm³/año)	0,01-0,61	
			Valor medio	Valor máximo
Resultados esperados (características del efluente)	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)		3,9	7,6
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)			2,4
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)			3,4-5,9
	Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)		Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
	Conductividad (µS/cm)		Se espera un incremento	
	pH		No se espera variación significativa	
Destino del agua tratada		Rambla de Miranda		
Localización		RAMBLA DE MIRANDA (T.M. CARTAGENA – MURCIA)		
Línea de actuación del MAPMM*		2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde		
Actuación		FILTRO VERDE		

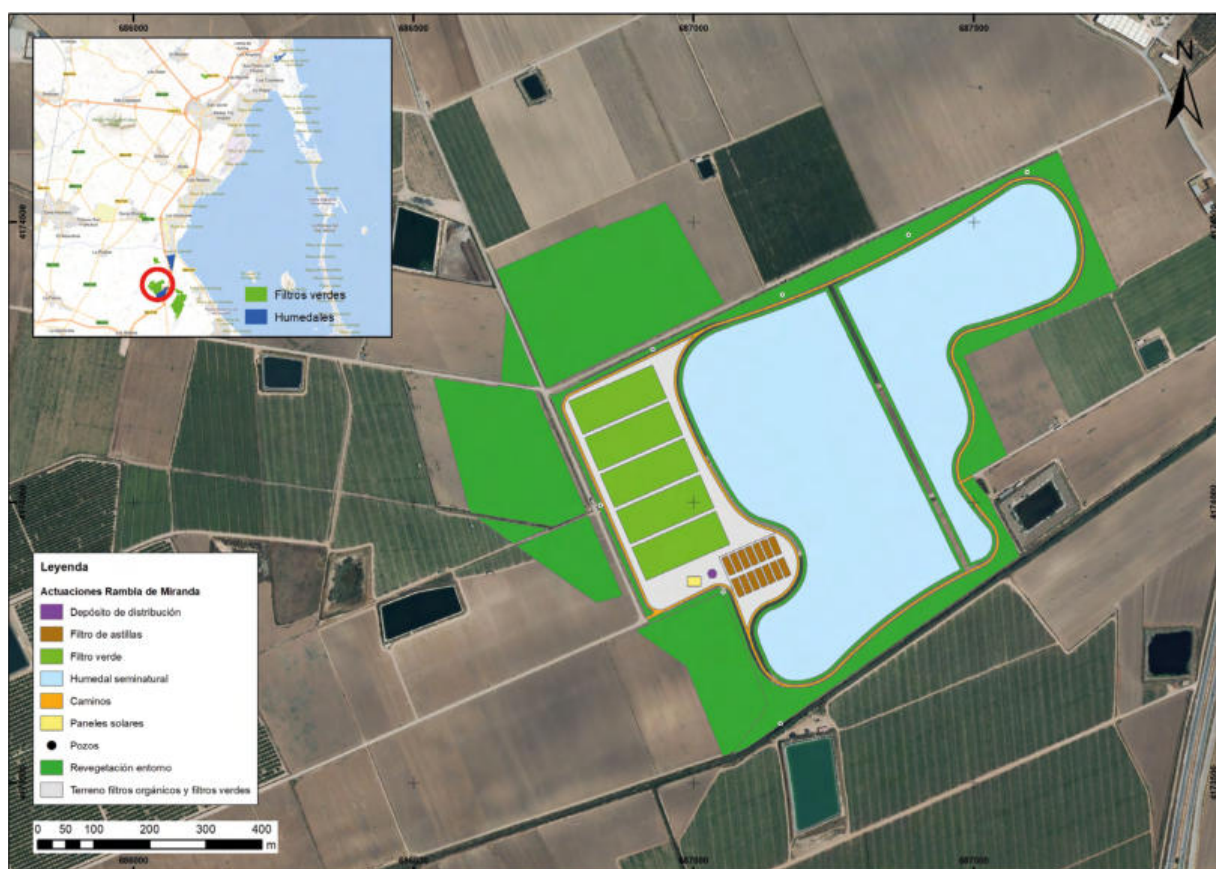


Figura 5. Filtro verde en el paraje de Rambla de Miranda

* MAPMM: Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor.

Tipo de sistema	Filtro orgánico + Filtro verde+ Humedal Seminatural		
Contribución a los objetivos planteados	Retirada de nitratos	Alta	
	Retirada de sólidos en suspensión	Baja	
	Retirada de otros contaminantes	Media	
	Reducción del riesgo de inundación	Baja	
	Conectividad ecológica	Baja	
	Mejora de especies y hábitats	Media	
	Rango	Media	
Características del agua a tratar (influyente)	Nitratos (NO₃⁻) (mg/l)	32-420	230
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅) (mg/l)	4,4-1,0	1,4
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	43,0-3,5	14,7
	Fosfatos (PO₄⁼) (mg/l)	1,11-0,03	0,15
	Conductividad (μS/cm)	15.900-1040	6.575
	pH	8,5-6,9	7,7
Dimensionamiento del sistema	Rango de caudales de tratamiento (m³/día)	1.080,00	3.024,00
	Rango de volúmenes de tratamiento anuales (Hm³/año)	0,50	1,10
	Superficie total (ha)	70,94	
	Nº de bombes para extracción del agua del acuífero	5	
	Filtro orgánico	TRH (días)	1
		Volumen necesario (m³)	3.024,00
		Largo (m)	30,0
		Ancho (m)	8,3
		Alto (m)	1,55
		Nº celdas	14
		Concentración influente NO₃⁻ (mg/l)	230
		Rendimiento eliminación diseño	75%
		Concentración efluente NO₃⁻ (mg/l)	39,3
		Superficie requerida en los filtros Orgánico (m²)	3.360
	Filtro verde	Profundidad media de la lámina de agua	1,0
		Superficie requerida humedal (m²)	34.795,32
		Nº celdas	5
		Anchura de cada celda (m)	61,3
		Longitud de cada celda (m)	113,6
		TRH (días)	4,03
		Concentración efluente DBO5 obtenida Ce (mg/l)	2,2
		Rendimiento obtenido (%)	97
		Concentración efluente DQO obtenida (conforme a ratio DBO₅/DQO planta piloto) (*)Ce (mg/l)	3,1-5,4

Dimensionamiento del sistema	Humedal seminatural	Superficie humedal (ha)	31	
		Rango volumen total anual tratado (Hm³/año)	0,5-1,1	
		Rango Volumen excedentario (vertido) (Hm³/año)	0,19-0,79	
			Valor medio	Valor máximo
Resultados esperados (características del efluente)	Nitratos (NO₃⁻) (mg/l)		5,9	10,5
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅) (mg/l)			2,2
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)			3,1-5,4
	Fosfatos (PO₄=) (mg/l)		Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
	Conductividad (µS/cm)		Se espera un incremento	
	pH		No se espera variación significativa	
Destino del agua tratada		Rambla de Miranda		
Localización		EL MIRADOR (TM DE SAN JAVIER, MURCIA)		
Línea de actuación del MAPMM *		2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde		
Actuación		FILTRO VERDE		



Figura 6. Filtro verde en el paraje de El Mirador

* MAPMM: Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor.

Tipo de sistema	Filtro orgánico + Filtro verde		
Contribución a los objetivos planteados	Retirada de nitratos	Alta	
	Retirada de sólidos en suspensión	Baja	
	Retirada de otros contaminantes	Media	
	Reducción del riesgo de inundación	Baja	
	Conectividad ecológica	Baja	
	Mejora de especies y hábitats	Media	
Características del agua a tratar (influyente)		Rango	Media
	Nitratos (NO_3^-) (mg/l)	49-280	192
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) (mg/l)	1,0-3,3	1,6
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	3,5-28,9	14,9
	Fosfatos (PO_4^{3-}) (mg/l)	0,03-0,70	0,14
	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	2.070-9.400	5.133
Dimensionamiento del sistema	pH		7,1-8,3
	Rango de caudales de tratamiento ($\text{m}^3/\text{día}$)		1.382,40
	Rango de volúmenes de tratamiento anuales ($\text{Hm}^3/\text{año}$)		0,5
	Superficie total (ha)		10,80
	Nº de bombeos para extracción del agua del acuífero		4
	Filtro orgánico	TRH (días)	1
		Volumen necesario (m^3)	3.024,00
		Largo (m)	30,0
		Ancho (m)	8,3
		Alto (m)	1,55
		Nº celdas	14
		Concentración influente NO_3^- (mg/l)	192
		Rendimiento eliminación diseño	75%
		Concentración efluente NO_3^- (mg/l)	48,0
		Superficie requerida en los filtros Orgánico (m^2)	3.486
	Filtro verde	Profundidad media de la lámina de agua	1,0
		Superficie requerida humedal (m^2)	34.795,32
		Nº celdas	5
		Anchura de cada celda (m)	61,3
		Longitud de cada celda (m)	113,6
		TRH (días)	4,03
		Concentración efluente DBO_5 obtenida C_e (mg/l)	2,2
		Rendimiento obtenido (%)	97
		Concentración efluente DQO obtenida (conforme a ratio DBO_5/DQO planta piloto) (*) C_e (mg/l)	3,1-5,5

		Valor medio	Valor máximo
Resultados esperados (características del efluente)	Nitratos (NO_3^-) (mg/l)	4,8	7,0
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) (mg/l)		2,2
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)		3,1-5,5
	Fosfatos (PO_4^{3-}) (mg/l)	Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Se espera un incremento	
	pH	No se espera variación significativa	
Destino del agua tratada		Reutilización de las aguas para usos municipales	

Localización	TORRE DEL NEGRO (T.M. CARTAGENA – MURCIA)
Línea de actuación del MAPMM*	2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde
Actuación	FILTRO VERDE

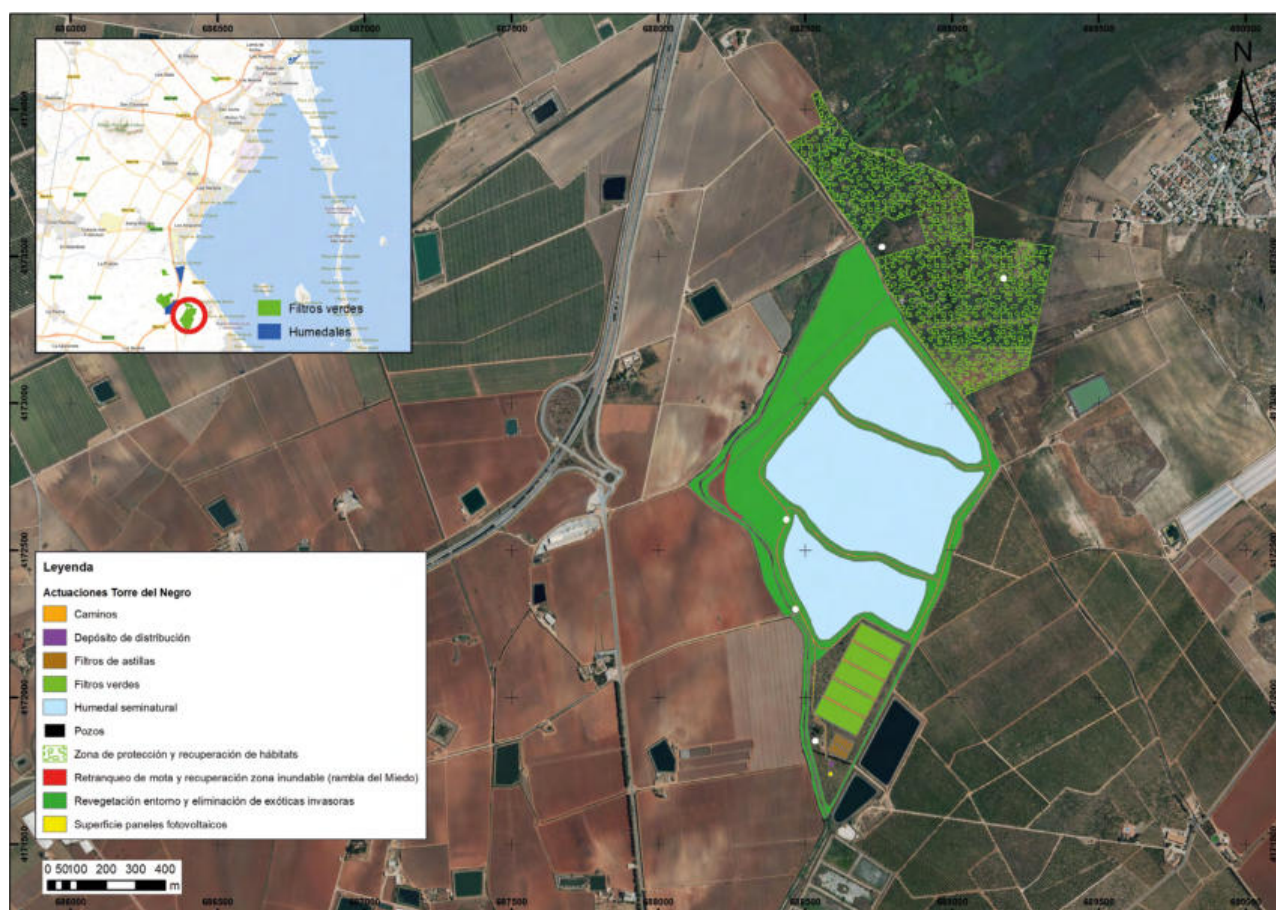


Figura 7. Filtro verde en el paraje de Torre del Negro

* MAPMM: Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor.

Tipo de sistema	Filtro orgánico + Filtro verde+ Humedal Seminatural
------------------------	---

Contribución a los objetivos planteados	Retirada de nitratos		Alta	
	Retirada de sólidos en suspensión		Baja	
	Retirada de otros contaminantes		Media	
	Reducción del riesgo de inundación		Baja	
	Conectividad ecológica		Media	
	Mejora de especies y hábitats		Media	
			Rango	Media
Características del agua a tratar (influyente)	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)		32-420	225
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)		1,0-4,9	1,4
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)		3,5-55,0	15,5
	Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)		0,03-0,12	0,07
	Conductividad (µS/cm)		1040-10.600	5.247
	pH		7,1-8,5	7,7
	Rango de caudales de tratamiento (m³/día)		1.382,40	3.024,00
	Rango de volúmenes de tratamiento anuales (Hm³/año)		0,5	1,10
	Superficie total (ha)		124,73	
	Nº de bombeos para extracción del agua del acuífero		5	
Dimensionamiento del sistema	Filtro orgánico	TRH (días)		1
		Volumen necesario (m³)		3.024,00
		Largo (m)		30,0
		Ancho (m)		8,3
		Alto (m)		1,55
		Nº celdas		14
		Concentración influente NO ₃ ⁻ (mg/l)		225
		Rendimiento eliminación diseño		75%
		Concentración efluente NO ₃ ⁻ (mg/l)		56,3
		Superficie requerida en los filtros Orgánico (m²)		3.486
	Filtro verde	Profundidad media de la lámina de agua		1,0
		Superficie requerida humedal (m²)		34.795,32
		Nº celdas		5
		Anchura de cada celda (m)		61,3
		Longitud de cada celda (m)		113,6
		TRH (días)		4,03
		Concentración efluente DBO5 obtenida Ce (mg/l)		2,3
		Rendimiento obtenido (%)		97
		Concentración efluente DQO obtenida (conforme a ratio DBO ₅ /DQO planta piloto) (*) Ce (mg/l)		3,2-5,7

Dimensionamiento del sistema	Humedal seminatural	Superficie humedal (ha)	48,79	
		Rango volumen total anual tratado (Hm³/año)	0,5-1,1	
		Rango Volumen excedentario (vertido) (Hm³/año)	0,01-0,61	
			Valor medio	Valor máximo
Resultados esperados (características del efluente)	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)		5,6	10,5
	Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días (DBO ₅) (mg/l)			2,3
	Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)			3,2-5,7
	Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)		Se espera una reducción, <0,2 mg/l	
	Conductividad (µS/cm)		Se espera un incremento	
	pH		No se espera variación significativa	
Destino del agua tratada		Rambla del Miedo		
Localización		BOCARRAMBLA (T.M. CARTAGENA – MURCIA)		
Línea de actuación del MAPMM*		2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde		
Actuación		Humedal Seminatural		



Figura 8. Humedal seminatural de Bocarramblla

* MAPMM: Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor

Tipo de sistema	Humedal Seminatural		
Contribución a los objetivos planteados	Retirada de nitratos	Baja	
	Retirada de sólidos en suspensión	Media	
	Retirada de otros contaminantes	Baja	
	Reducción del riesgo de inundación	Alta	
	Conectividad ecológica	Alta	
	Mejora de especies y hábitats	Alta	
Características del agua a tratar	Caudal Hm ³ /año	0,38	
	Volumen (agua pluvial o caudal base) (m ³)	190.000	
	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	26	
	Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	4,896	
	Concentración TSS (mg/l)	3.271,9	
	Masa total TSS que entran al humedal (t/año)	1.243,3	
	Origen del agua tratada	Avenidas	
Dimensionamiento del sistema	Superficie total vaso (ha)	27,28	
	La capacidad zona inundable (Hm ³)	0,1946	
	Profundidad máxima del sistema (m)	1,1	
	Zona de conservación y recuperación de hábitats (ha)	6,68 ha	
Rendimientos esperados		Cálculo para lagunas facultativas y de maduración	Cálculo filtros verdes por aplicación superficial
	Nitratos (NO ₃) retirados (mg/l)	3,37	9,04
	Fosfatos (PO ₄) retirados (mg/l)	1,87	0,76
	Masa total TSS decantados (tn/año)	754,99	

Localización	SAN PEDRO DEL PINATAR. (T.M. SAN PEDRO DEL PINATAR- MURCIA)
Línea de actuación del MAPMM*	2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde
Actuación	Humedal Seminatural



Figura 8. Humedal seminatural de San Pedro del Pinatar

* MAPMM: Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor

Tipo de sistema	Humedal Seminatural	
Contribución a los objetivos planteados	Retirada de nitratos	Media
	Retirada de sólidos en suspensión	Media
	Retirada de otros contaminantes	Baja
	Reducción del riesgo de inundación	Alta
	Conectividad ecológica	Alta
	Mejora de especies y hábitats	Alta
Características del agua a tratar	Caudal Hm³/año	0,12
	Volumen (agua pluvial o caudal base) (m³)	60.000
	Nitratos (NO ₃ ⁻) (mg/l)	26
	Fosfatos (PO ₄ ⁼) (mg/l)	4,896
	Concentración TSS (mg/l)	3.271,9
	Masa total TSS que entran al humedal (t/año)	392,63
	Origen del agua tratada	Avenidas

Dimensionamiento del sistema	Superficie total vaso (ha)		6,14
	La capacidad zona inundable (Hm³)		0,06
	Profundidad máxima del sistema (m)		1,1
	Zona de conservación y recuperación de hábitats (ha)		3,09
Rendimientos esperados		Cálculo para lagunas facultativas y de maduración	Cálculo filtros verdes por aplicación superficial
	Nitratos (NO₃) retirados (mg/l)	3,37	8,60
	Fosfatos (PO₄) retirados (mg/l)	1,87	1,13
	Masa total TSS decantados (tn/año)	235,58	

Bibliografía:

- Álvarez Rogel, J., Díaz García, C., Martínez Sánchez, J.J., González Alcaraz, M.N. (2022). *Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena mediante un sistema de biorreactores*.
- CENTA. 2008. *MANUAL DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS*.
- Gómez Cerezo, R., Guerrero Brotons, M. (2022). *Humedales artificiales y seminaturales*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto del Humedal Seminatural de San Pedro del Pinatar*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto del Humedal Seminatural de Rambla de Miranda*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto del Humedal Seminatural de Bocarrambla*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje de Torre del Negro (T.M. Cartagena. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje de El Mirador (T.M. San Javier. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje de Rambla de Miranda (T.M. Cartagena. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje del Albujón (T.M. Cartagena. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2024). *Proyecto de construcción de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el entorno de la depuradora de Los Alcázares (T.M. Los Alcázares. Murcia)*.

3.6. Seguimiento y evaluación de la efectividad de las actuaciones del Cinturón Verde

AUTORES: Marcos Del Pozo Manrique, Almudena Fernández Cebrián, Marta González Sánchez, Juan Manuel Martín Luque, José Alejandro Mayordomo Martínez, María Dolores Maza Vera (GRUPO TRAGSA)

3.6.1. Introducción y objetivos

En el presente capítulo se definen las medidas de control y seguimiento necesarias, en cada una de las piezas que componen los sistemas (filtro orgánico, filtro verde y humedal seminatural), para garantizar el correcto funcionamiento y la consecución de los objetivos en cuanto a la eficacia de depuración perseguida, así como para el análisis de su evolución a medio y largo plazo al objeto de establecer las medidas de gestión adaptativa que se consideren necesarias.

Así mismo, se plantean acciones de control y seguimiento de las actuaciones, incluidas en los proyectos, para la mejora de los hábitats y otras medidas de seguimiento generales, como las relativas a las cuestiones relacionadas con la ordenación del uso público o la salud pública (posibles plagas de mosquitos).

Complementariamente a lo indicado en este capítulo, cabe destacar la existencia del Programa de Vigilancia Ambiental, previsto en los Estudios de Impacto Ambien-

tal del conjunto de proyectos, donde se incluyen todas las medidas para el control ambiental de las actuaciones durante la fase de ejecución y funcionamiento.

La correcta ejecución de las actuaciones de control y seguimiento previstas, redundará en una mejora de la respuesta de los sistemas frente a posibles eventos extremos, como inundaciones y otros riesgos naturales. Así mismo, el mantenimiento preventivo y correctivo, garantiza la funcionalidad de las instalaciones a largo plazo y, el seguimiento, permitirá la adaptación, gracias a los procesos de revisión y actualización continuados.

La evaluación de los resultados se realizará mediante el seguimiento de diversos indicadores, lo que permite reajustar las actuaciones o el manejo para mejorar los mismos. Esta gestión adaptativa de los sistemas, mejora los resultados finales, ya que implica un proceso de aprendizaje, identificación de nuevos objetivos y resolución de problemas de gestión.

3.6.2. Seguimiento de los Filtros Orgánicos

Para el seguimiento de los filtros orgánicos se consideran dos aspectos fundamentales a controlar: el agua y el sustrato (en este caso, astillas).

A continuación, se detallan los elementos a controlar y la metodología de control.

Control y seguimiento del agua

Se debe controlar el caudal de agua que entra en cada uno de los filtros orgánicos para mantener un caudal fijo preestablecido. Se debe contar con un sistema que

registre este caudal individualmente, ya que puede haber periodos en los que sea menor de lo habitual en alguno de los estanques que componen el sistema (por ejemplo, debido a obstrucciones en tuberías o llaves).

Los registros de flujo, combinados con las concentraciones, permitirán calcular la reducción de la carga total de contaminantes potenciales, especialmente nitratos, y regular y registrar los tiempos de retención hidráulica.

A continuación, se establecen los indicadores para el control y seguimiento del agua:

a) Cantidad de agua

Se recomienda tomar diferentes datos referentes a la cantidad de agua en el sistema.

Índices o indicadores:

- Caudal de salida (l/s) y entrada del sistema.
- Calados alcanzados en distintos puntos de muestreo del filtro orgánico.

Frecuencia:

- Caudal de salida y entrada: será registrada en continuo por diferentes caudalímetros en la entrada y salida del sistema.
- Calados alcanzados en distintos puntos del sistema con los piezómetros instalados en los filtros orgánicos. Los muestreos deberán realizarse de forma semanal.

Gestión adaptativa:

Si se detectan caudales anómalos, en comparación con los caudales de diseño, se corregirán aquellos elementos que estén generando dichas anomalías, procediendo a la reparación de posibles obstrucciones, averías en el sistema hidráulico (conducciones, valvulería, arquetas...).

Si se observan calados anómalos con afloramiento de las astillas, se corregirán para evitar que se desencadenen reacciones y procesos químicos indeseados que aceleren la degradación de la madera.

Si se observan anomalías en los tiempos de retención del agua, se adaptarán la altura de salida.

b) Calidad de agua

El objetivo es evaluar aspectos relacionados con la actividad microbiana, responsable de la desnitrificación y otros procesos, así como de la calidad de los efluentes y los posibles riesgos debido a la posible mala calidad de éstos.

Para ello, se coloca una sonda multi-paramétrica que permita registrar los valores de entrada y de salida del sistema.

Dentro de cada filtro se deben instalar tres grupos de dos piezómetros, a ≈ 5 m, ≈ 15 m y ≈ 25 m de la entrada de agua. Estos deben permitir monitorizar el agua que circula por cada filtro a dos profundidades. Deberán estar colocados en perpendicular a la dirección del flujo de agua, cada uno a 3 m de la orilla y a 3 m entre ellos aproximadamente.

Índices o indicadores:

- Temperatura
- pH
- Conductividad eléctrica
- Oxígeno Disuelto y porcentaje de saturación
- Potencial Redox
- Sólidos en Suspensión (SS)
- Concentraciones de Cl^- , Nt , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , Pt , PO_{42}^- , SO_{42}^- , H_2S y S_2^-
- DQO y DBO5

Frecuencia:

- Se llevará a cabo el monitoreo de las variables fisicoquímicas tanto en tiempo real mediante sensores ubicados en la entrada y salida del sistema, como a través de la toma de muestras de agua en los piezómetros de los filtros orgánicos.
- Este monitoreo con sensores se realizará de manera continuada en la entrada y salida del sistema, chequeándose los valores obtenidos diariamente durante las 3 primeras semanas. A partir de la cuarta semana, el chequeo puede realizarse semanalmente y se ampliará a mensual a partir del cuarto mes de funcionamiento.
- De igual modo, se controlarán los valores de DQO, DBO₅ y las concentraciones de Cl^- , Nt , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , Pt , PO_{42}^- , SO_{42}^- y S_2^- mediante la toma de muestras diarias en los piezómetros durante un periodo inicial de 3 semanas. En función de las concentraciones que se vayan obteniendo, la frecuencia del muestreo disminuirá a una vez por semana durante los 4 primeros meses. Posteriormente, se realizarán mediciones mensuales.

- Tras posibles paradas de funcionamiento, se aplicará la misma frecuencia de monitoreo indicada para la puesta en marcha del sistema (diaria durante 3 semanas y semanal durante 4 meses).

Gestión adaptativa:

Si se observa la aparición de compuestos indeseados, debe procederse a un seguimiento intensivo de la calidad del agua en el filtro verde situado a continuación, donde debería corregirse dicha situación. En caso de no ser así, se pueden establecer otras medidas relacionadas con el tiempo de retención hidráulica (TRH), ya que este es el factor que más influye en la aparición de determinados procesos, como por ejemplo la sulfato-reducción.

Si se observan pérdidas de rendimiento en la desnitrificación, pueden alternarse fases de secado y re-humedecimiento.

Control y seguimiento del sustrato (astillas de madera)

En cuanto a las astillas es necesario controlar dos aspectos fundamentales:

- Niveles de COS en los lixiviados: las astillas deben lavarse las veces que sea necesario hasta comprobar que el contenido en COS en los lixiviados disminuye a niveles aceptables (concentraciones de COS por debajo de 50 mg/l y/o DQO <125 mg/l), es recomendable que la puesta en marcha de los filtros orgánicos se haga en invierno, ya que en épocas frías la liberación de carbono es menor (se medirá conforme a lo indicado en el punto anterior relativo a la calidad del agua).
- Control del grado de asentamiento y reducción del espacio poroso, ya que esto influye directamente en la conductividad hidráulica del biorreactor.

a) Control de la porosidad:

Índices o indicadores:

- Volumen de agua contenida en el biorreactor hasta el nivel superior de las astillas (será necesario el vaciado completo antes de la medición).

Frecuencia:

- Mensualmente

Gestión adaptativa:

Reposición o aporte de nuevas astillas en caso de detectarse bajos niveles de porosidad e ineficacia del sistema.

b) Nivel de las astillas de madera:

Índices o indicadores:

- Altura de la columna de astillas en varios puntos respecto al borde superior de la zanja antes y después de su inundación.

Frecuencia:

- Mensualmente

Gestión adaptativa:

Reposición o aporte de nuevas astillas en caso de detectarse hundimiento significativo.

c) Peso, forma y tamaño de las astillas

Índices o indicadores:

- Pérdida de peso de las astillas
- Longitud y forma de una muestra de astillas.

Frecuencia:

- Se tomarán muestras mensuales y se procederá a su pesado y medición y análisis morfológico

Gestión adaptativa:

Reposición o aporte de nuevas astillas en caso de detectarse pérdidas de peso o de tamaño de las astillas significativas, y formas aplanadas y redondeadas en exceso.

d) Control de entrada de sedimentos:**Índices o indicadores:**

- Presencia de sedimentos en la arqueta de desarenado

Frecuencia:

- Mensualmente y después de episodios de lluvias

Gestión adaptativa:

Se revisará periódicamente el correcto funcionamiento de la arqueta de desarenado, previa a la entrada a los filtros orgánicos, para garantizar que no entran sedimentos al sistema. En caso de observarse deposición de sedimentos se retirarán.

Control y seguimiento de la impermeabilización

A los efectos de garantizar la estanqueidad de los sistemas, evitando posibles infiltraciones al subsuelo,

se deberá revisar periódicamente la impermeabilización prevista en los proyectos.

a) Revisión del estado de las geomembranas HPDE**Índices o indicadores:**

- Presencia de signos de desgaste, daños o degradación, especialmente en costuras y uniones

Frecuencia:

- Trimestralmente

Gestión adaptativa:

Se repararán en caso de detectarse problemas de degradación que impidan garantizar el correcto funcionamiento.

3.6.3. Metodología de seguimiento de los Filtros Verdes

En estos sistemas es esencial controlar el agua (a la entrada y salida), la vegetación implantada y el sustrato filtrante que soporta dicha vegetación.

Es esencial realizar un control continuo de las características del agua tanto en la entrada como en la salida de cada celda, así como dentro de los lechos del filtro verde.

Durante las revisiones del sistema, se comprobará que el agua fluya adecuadamente por todos los elementos del sistema para detectar posibles obstrucciones.

Es crucial asegurar un tratamiento primario adecuado de decantación de sedimentos antes de que el agua pase al filtro verde, ya que puede causar su colmatación y reducir su rendimiento.

Control y seguimiento del agua

Para el control y seguimiento del agua, se proponen los mismos indicadores descritos en el apartado anterior para los filtros orgánicos.

a) Cantidad de agua

Se recomienda tomar diferentes datos referentes a la cantidad de agua en el sistema.

Índices o indicadores:

- Caudal de salida (l/s) y entrada del sistema.
- Calados alcanzados en distintos puntos de muestreo del filtro verde (cm)

Frecuencia:

- Caudal de salida y entrada: será registrada en continuo por diferentes caudalímetros en la entrada y salida del sistema.
- Calados alcanzados en distintos puntos del filtro verde mediante piezómetros instalados en el sistema

Los muestreos de ambas variables deberán realizarse de forma semanal.

Gestión adaptativa:

Si se detectan caudales o calados anómalos, en comparación con los de diseño, se corregirán aquellos elementos que estén generando dichas anomalías, procediendo a la reparación de posibles obstrucciones, averías en el sistema hidráulico (conducciones, válvulas, arquetas...).

b) Calidad de agua

Se recomienda tomar diferentes datos referentes a la calidad de agua en el sistema.

Algunos parámetros fisicoquímicos podrán ser medidos in situ, directamente a la entrada y salida de los humedales artificiales. Se colocará una sonda multi-paramétrica que permita registrar los valores de entrada y de salida.

Para los parámetros DQO, DBO₅ y las concentraciones de Cl⁻, Nt, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, Pt, PO₄₂⁻, SO₄₂⁻ y S₂ se deberán tomar muestras manuales de agua en los piezómetros instalados y en la entrada y salida del sistema siguiendo los protocolos estándares descritos en la normativa y adecuados al parámetro a analizar.

Se instalarán piezómetros en cada filtro, a lo largo (zona inicial, media y final) y ancho de cada humedal.

Índices o indicadores:

- Temperatura
- pH
- Conductividad eléctrica
- Oxígeno Disuelto y porcentaje de saturación
- Potencial Redox
- Sólidos en Suspensión (SS)
- Concentraciones de Cl⁻, Nt, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, Pt, PO₄₂⁻, SO₄₂⁻, H₂S y S₂
- DQO y DBO₅

Frecuencia:

- Se llevará a cabo el monitoreo de las variables fisicoquímicas tanto en tiempo real mediante sensores ubicados en la entrada y salida del sistema, como a través de la toma de muestras de agua en los piezómetros de los filtros verdes.
- Este monitoreo con sensores se realizará de manera continuada en la entrada y salida del sistema, chequeándose los valores obtenidos diariamente durante las 3 primeras semanas. A partir de la cuarta semana, el chequeo puede realizarse semanalmente y se ampliará a mensual a partir del cuarto mes de funcionamiento.
- De igual modo, se controlarán los valores de DQO, DBO₅ y las concentraciones de Cl⁻, Nt, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, Pt, PO₄₂⁻, SO₄₂⁻ y S₂ mediante la toma de muestras diarias en los piezómetros durante un periodo inicial de 3 semanas. En función de las concentraciones que se vayan obteniendo, la frecuencia del muestreo disminuirá a una vez por semana durante los 4 primeros meses. Posteriormente, se realizarán mediciones mensuales.
- Tras posibles paradas de funcionamiento, se aplicará la misma frecuencia de monitoreo indicada para la puesta en marcha del sistema (diaria durante 3 semanas y semanal durante 4 meses).

Gestión adaptativa:

Si se observa la aparición de compuestos indeseados en la entrada del sistema, debe procederse a un seguimiento intensivo de la calidad del agua a la salida y en el humedal seminatural situado a continuación, para garantizar que dichas alteraciones son corregidas en la siguiente etapa de filtración. En caso de no ser así, se establecerán otras medidas relacionadas con el TRH, la vegetación o el sustrato.

Control y seguimiento del sustrato a) Sedimentos:

Se debe controlar la existencia de sedimentos en el sustrato que pueda provocar la colmatación e impedir el correcto flujo del agua y disminuir la eficiencia de la desnitrificación.

Es importante el control de sedimentos para impedir que el sistema se colmate y pierda eficiencia de desnitrificación. El filtro orgánico anterior cuenta con un sistema de filtrado a la salida de estos permitiendo la retención del sedimento en una zona de gravas.

Índices o indicadores:

- Restos sedimentarios acumulados antes de entrar al sistema de filtros verdes.

Frecuencia:

- Control de la acumulación de sedimentos previa a los FFVV semanalmente.

Gestión adaptativa:

En caso de colmatación y pérdida de rendimiento del sistema, se deberá corregir el problema mediante la intervención en los elementos que lo componen (segado de la vegetación, reposición del sustrato, manejo de los caudales) y se adaptará el sistema de retención de sedimentos para garantizar un buen funcionamiento futuro.

Control y seguimiento de la impermeabilización

A los efectos de garantizar la estanqueidad de los sistemas, evitando posibles infiltraciones al subsuelo, se deberá revisar periódicamente la impermeabilización prevista en los proyectos.

a) Revisión del estado de las geomembranas HPDE

Índices o indicadores:

- Presencia de signos de desgaste, daños o degradación, especialmente en costuras y uniones

Frecuencia:

- Trimestralmente

Gestión adaptativa:

Se repararán en caso de detectarse problemas de degradación que impidan garantizar el correcto funcionamiento.

3.6.4. Metodología de seguimiento de los Humedales seminaturales

En el humedal seminatural, última pieza del sistema antes del vertido del agua tratada, es importante controlar la acumulación excesiva de materia orgánica, ya que esto podría afectar a la calidad del agua debido a la descomposición de la masa vegetal. En caso de acumula-

ción, se debe gestionar la vegetación mediante siegas. En este sentido se plantean mecanismos de control enfocados principalmente a la cantidad y calidad del agua, al seguimiento de los sedimentos acumulados y el seguimiento de la evolución de la vegetación palustre.

Control y seguimiento del agua

a) Cantidad de agua

Se recomienda tomar diferentes datos referentes a la cantidad de agua en la zona inundable.

Índices o indicadores:

- Caudal de salida y entrada (l/s)
- Calados alcanzados en distintos puntos de muestreo del humedal (cm)
- Tasa de evaporación-evapotranspiración (mm/día)

Frecuencia:

- Caudal de salida y entrada: se podrá saber de manera continua mediante un caudalímetro instalado en la entrada y otro en la salida del humedal.
- Calados alcanzados en distintos puntos de muestreo del humedal: 4 campañas anuales (una en cada estación) y en cada episodio de lluvias. Medidas sobre los jalones instalados al finalizar las obras.
- Tasa de evaporación-evapotranspiración: estimada de manera continua a través de los caudales de entrada y salida del sistema teniendo en cuenta el tiempo de retención.

Gestión adaptativa:

Se evaluarán los datos obtenidos, se analizará la evolución. Se valorará la adaptación de los sistemas de control/regulación de caudales (compuertas, aliviaderos, marcos de entrada/salida).

b) Calidad de agua

Se recomienda tomar diferentes datos referentes a la calidad de agua en la zona inundable.

Índices o indicadores:

- Temperatura
- pH
- Conductividad eléctrica
- Oxígeno Disuelto y porcentaje de saturación
- Potencial Redox
- Sólidos en Suspensión (SS)
- Concentraciones de Cl⁻, Nt, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, Nitrógeno Kjeldahl, Nitrógeno Total, Pt, PO₄₂⁻, Fosforo total, SO₄₂⁻, H₂S y S₂⁻
- DQO y DBO₅
- Clorofila a (µg/l)
- Turbidez (cm)
- Metales pesados*

Frecuencia:

- Se llevará a cabo el monitoreo de las variables fisicoquímicas tanto en tiempo real mediante sensores ubicados en la entrada y salida del sistema, como a través de la toma de muestras de agua en los piezómetros de los humedales seminaturales.
- Este monitoreo con sensores se realizará de manera continuada en la entrada y salida del sistema, chequeándose los valores obtenidos diariamente durante las 3 primeras semanas. A partir de la cuarta semana, el chequeo puede realizarse semanalmente y se ampliará a mensual a partir del cuarto mes de funcionamiento.
- De igual modo, se controlarán las concentraciones los valores de DQO, DBO₅ y las concentraciones de Cl⁻, Nt, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, Pt, PO₄₂⁻, SO₄₂⁻ y S₂ mediante la toma de muestras diarias en los piezómetros durante un periodo inicial de 3 semanas. En función de las concentraciones que se vayan obteniendo, la frecuencia del muestreo disminuirá a una vez por semana durante los 4 primeros meses. Posteriormente, se realizarán mediciones mensuales.

Gestión adaptativa:

Se evaluarán los datos obtenidos, se analizará la evolución y la gestión de los elementos del sistema: cosechado de vegetación; retirada de sedimentos; adaptación de tiempos de retención mediante mecanismos de control del agua.

* Solamente en las zonas afectadas por metales pesados (Sistemas de Rambla Miranda y Torre del Negro).

Control y seguimiento de sedimentos acumulados

La colmatación del humedal como resultado de una acumulación excesiva de sedimentos, puede generar problemas en el correcto funcionamiento del mismo, por lo que, aunque se espera que su funcionamiento sea lo más natural posible,

con cierta dinámica sedimentaria, es recomendable establecer indicadores de control en este sentido.

a) Sedimentos

Se recomienda tomar diferentes datos referentes a la calidad de agua en la zona inundable.

Índices o indicadores:

- Tasa de sedimentación (cm/año)
- Características físico-químicas-biológicas del sedimento (granulometría, pH, concentración de nutrientes y otros contaminantes, etc.)

Frecuencia:

- Tasa de sedimentación (cm/año): en cada episodio de lluvias y 1 vez al final del año durante los 2 primeros años mediante la medición de espesor de fango en las varillas instaladas.
- Características físico-químicas-biológicas del sedimento: en cada episodio de lluvias y 1 vez al final del año durante los 2 primeros años mediante la toma de muestras y análisis de laboratorio.

Gestión adaptativa:

Se evaluarán los datos obtenidos, se analizará la evolución y la relación con precipitaciones. Se valorará alguna actuación que mejore posibles efectos adversos (retirada de sedimentos, cosechado o mejora de los mecanismos de retención).

Control y seguimiento de vegetación palustre

Si bien no se contempla la instalación de vegetación palustre en los humedales, salvo en el borde y junto al cinturón de gravas previsto a la salida del mismo,

es previsible que ésta se instale paulatinamente de manera natural, lo que se considera positivo para un buen mantenimiento de la calidad del agua, así como para el control del desarrollo de posibles plagas de mosquitos. En este sentido, conviene establecer indicadores que permitan hacer un seguimiento de la evolución de la vegetación.

Índices o indicadores:

- Cobertura vegetal de las comunidades vegetales desarrolladas
- Especies dominantes y acompañantes

Frecuencia:

- Mensual: El estudio se realizará mediante un muestreo de campo que puede ser complementado por un vuelo dron o el análisis de ortofoto-imágenes actuales con suficiente resolución.

Gestión adaptativa:

En función de la evolución, se valorará la ejecución de plantaciones o siembras de refuerzo o la realización de siegas.

a) Vegetación palustre

Se recomienda realizar un seguimiento del grado de colonización de humedal por especies palustres.

Este seguimiento deberá ser supervisado por especialistas en botánica y geobotánica.

3.6.5. Metodología de seguimiento de actuaciones de mejora de los hábitats

Dentro de los proyectos se incluyen diversas actuaciones para la mejora de los hábitats de interés propios de la zona, en este sentido, se han planteado acciones de control enfocadas a la evaluación de la eficacia de dichas medidas. Los principales aspectos a evaluar son: la vegetación implantada, la fauna que se instale en los nuevos hábitats creados o la aparición de posibles enfermedades que puedan afectar a la fauna.

Vegetación

Se recomienda realizar un seguimiento de la vegetación implantada o de aquella cuya expansión quiere potenciarse en la zona del proyecto. Este seguimiento deberá ser supervisado por especialistas en botánica y geobotánica.

Índices o indicadores:

- Implantación de hábitats a proteger (saladar y estepa salina)
- Estado/Sp dominante /Sp acompañantes/ Exóticas /Nitrófilas/grado de colonización/cobertura/estado fenológico
- Capacidad de generar refugio, alimento, etc. para la fauna
- Evolución hábitats en el entorno
- Especies protegidas, especies invasoras, plagas.

Frecuencia:

- Anual: siempre se realizará en la época del año para que los valores sean comparables. El estudio se realizará mediante un muestreo de parcelas, control de la vegetación existente mediante teledetección y comprobación en campo.

Gestión adaptativa:

En función de la evolución, se valorará la ejecución de nuevas plantaciones, siembras, tratamientos selvícolas, riegos, etc.

Fauna:

Se recomienda realizar un seguimiento a la fauna que se refugie, visite o se haya instalado en la zona.

Índices o indicadores:

- Presencia de especies protegidas, invasoras o plagas

Frecuencia:

- Anual: siempre se realizará en la época del año para que los valores sean comparables. El estudio se realizará mediante transectos, búsqueda de evidencias (huellas, heces, nidos, pelos, etc.)

Gestión adaptativa:

En función de la evolución observada, se valorará la necesidad de adoptar medidas para la mejora y conservación de las especies o para la erradicación, en caso de plagas.

3.6.6. Otras medidas de seguimiento

Se incluyen en este apartado otras medidas de seguimiento, de carácter general, no asociadas de manera específica a ninguna de las actuaciones incluidas en los proyectos.

Salud pública:

Se establecerán medidas de control y seguimiento para la detección temprana y erradicación en caso de aparición de posibles focos de proliferación de mosquitos.

El control de las poblaciones de mosquitos se centra en identificar y delimitar los lugares de cría larvaria, ya que los adultos pueden desplazarse varios kilómetros. La lucha contra las larvas se considera la herramienta más útil en el control de mosquitos.

Se deben identificar las características ecológicas de cada especie para predecir lugares y épocas de aparición de problemas.

En base a las referencias y estudios existentes, cabe destacar cinco especies, como las principales causantes de problemas en el área de actuación, cada una con sus hábitats y características específicas:

- *Anopheles algeriensis*: Cría en aguas limpias, a veces en zonas de cultivo. La prevención personal y el tratamiento de hábitats larvarios son recomendados.
- *Culex pipiens*: Cría en aguas residuales y acumulaciones pequeñas, cerca de zonas urbanas. La destrucción de hábitats larvarios es clave, junto con el uso de larvicidas biológicos.
- *Culex modestus*: Cría en zonas naturales y agrícolas. Se recomienda la lucha larvicida y, si es posible, medidas correctoras en los hábitats de cría.
- *Aedes caspius* y *Aedes detritus*: Prefieren zonas inundables periódicamente, como arrozales y áreas abiertas. Se deben tomar medidas para prevenir inundaciones y tratar larvas con *Bacillus thuringiensis* en lugares naturales.

Se considera que la estrategia más adecuada a llevar a cabo en los humedales proyectados debería ser una combinación de:

- Correcto manejo del hábitat: evitando el agua estancada, eliminando los posibles lugares de cría y con la posibilidad del manejo del agua para su desecación y control de la temperatura.
- Uso de larvicidas biológicos: *Bacillus thuringiensis* o nematodos parásitos como *Romanomermis culicivorax* y *R. iyengari*.

Índices o indicadores:

- Identificación y evolución tras el tratamiento de posibles focos de cría de las especies más molestas

Frecuencia:

- Inspecciones semanales durante los meses más cálidos y mensuales durante los más fríos de las áreas potenciales de cría

Gestión adaptativa:

Se evaluarán los datos obtenidos para tomar las medidas que sean necesarias, con urgencia y diligencia.

Una vez identificados los focos, si es que existen, se aplicarán larvicidas y otros tratamientos para eliminar los mosquitos adultos en las zonas afectadas. Las labores que se realicen en este sentido, deberán ser comunicadas a los centros de control de mosquitos existentes, de manera que los nuevos humedales creados pasen a formar parte de la red de seguimiento de estos centros y exista una buena coordinación con los mismos.

Se valorará la eficacia de las medidas realizadas como las que se han incluido en el proyecto para el control de los mosquitos como la instalación de cajas nido para aves y quirópteros para combatir la fase adulta de los mosquitos y la fumigación con la bacteria *Bacillus thuringiensis* subespecie israelensis (Bti) para la fase larvaria.

Botulismo aviar:

Se deben realizar controles para detección temprana y control de posibles brotes epidemiológicos.

Índices o indicadores:

- Detección de esporas del bacilo en sedimento (mediante toma de muestra manual y análisis laboratorio según los métodos estandarizados).

Frecuencia:

- Dos veces al año seleccionando los momentos que mayor riesgo de desarrollar estas enfermedades o plagas.

Gestión adaptativa: se evaluarán los datos obtenidos para tomar las medidas que sean necesarias, con urgencia y diligencia.

Ordenación de usos:

Se recomienda poner en marcha algún estudio que valore la percepción social, el grado de conocimiento y el interés de los proyectos como nuevos espacios para el uso público, la investigación o la educación ambiental.

Índices o indicadores:

- Valoración de la percepción social de las medidas puestas en marcha mediante la realización de encuestas a una muestra representativa de la población

Frecuencia:

- Anual

Gestión adaptativa: se evaluarán los datos obtenidos para determinar qué acciones se podrían realizar para la puesta en valor de los espacios, la potenciación del conocimiento, la mejorar del uso público y de la educación ambiental.

3.6.7. Medidas de seguimiento en espacios naturales colindantes

En la fase de funcionamiento se debe prever el seguimiento y control anual de la implantación de los nuevos hábitats creados. Además, en este seguimiento se deberá comprobar que las obras no afecten a hábitats de interés cercanos a la zona de los proyectos.

Se llevará a cabo un monitoreo de los niveles piezométricos, dado que estos pueden tener un impacto significativo en los hábitats circundantes. Se prestará especial atención a los piezómetros ubicados cerca de las zonas protegidas, considerando que la

extracción de agua de los pozos para el sistema de desnitrificación contribuirá a restablecer los niveles freáticos a profundidades mayores. Esto favorecerá el desarrollo de hábitats propios de saladar y estepa salina en detrimento de otras formaciones como el carrizal.

Niveles piezométricos:

Se recomienda la realización de mediciones de la cota del nivel freático en los piezómetros próximos al hábitat de interés para comprobar que efectos está teniendo esta actuación.

Índices o indicadores:

Cota del nivel freático de los sondeos situados en el entorno de la zona del proyecto, perteneciente a la Red Piezométrica del Mar Menor de la Confederación Hidrográfica del Segura y los realizados en los sistemas de filtros propuestos.

Frecuencia: se recomiendan tres campañas anuales.

Gestión adaptativa:

Se evaluarán los datos obtenidos, se analizará la evolución. Se podrá variar la frecuencia o proponer actuaciones nuevas si fuera necesario.

Bibliografía

- Álvarez Rogel, J., Díaz García, C., Martínez Sánchez, J.J., González Alcaraz, M.N. (2022). *Tratamiento para desnitrificación de agua del acuífero cuaternario del Campo de Cartagena mediante un sistema de biorreactores*.
- Gómez Cerezo, R., Guerrero Brotons, M. (2022). *Humedales artificiales y seminaturales*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto del Humedal Seminatural de San Pedro del Pinatar*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto del Humedal Seminatural de Rambla de Miranda*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto del Humedal Seminatural de Bocarramba*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje de Torre del Negro (T.M. Cartagena. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje de El Mirador (T.M. San Javier. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje de Rambla de Miranda (T.M. Cartagena. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2023). *Proyecto básico de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el paraje del Albuñón (T.M. Cartagena. Murcia)*.
- MITECO-TRAGSATEC. (2024). *Proyecto de construcción de Filtro Verde y Humedal Seminatural en el entorno de la depuradora de Los Alcázares (T.M. Los Alcázares. Murcia)*.

3.7. Estudio y definición de la vegetación potencial en las zonas del proyecto Áreas de Renaturalización

AUTORES: José López Bernal (LATIZAL), Eugenia Belén Miras Pérez (LATIZAL) y Antonio Félix Carrillo López (LATIZAL)

3.7.1. Definición de vegetación potencial

Se entiende como vegetación potencial, la comunidad estable que existiría en un área dada como consecuencia de la sucesión geobotánica progresiva si el hombre dejase de influir y alterar los ecosistemas vegetales (Rivas-Martínez, 1987). La vegetación potencial de un territorio está condicionada por el clima, fundamentalmente por el régimen de precipitaciones y temperaturas, y por las características físico-químicas de los suelos.

Unido al concepto de vegetación potencial, se encuentra el de serie de vegetación; la cual se define como un conjunto de formaciones vegetales, donde se incluye la formación vegetal considerada como cabeza de serie (vegetación potencial) y todas sus etapas de sustitución y degradación.

3.7.2. Revisión de cartografías previas de vegetación potencial

Antes de abordar el estudio de la vegetación potencial de un territorio dado, es necesario analizar las cartografías previas existentes; en el caso en concreto de las Áreas de Renaturalización del entorno del Mar Menor encontramos: el Mapa de series de vegetación potencial de Rivas Martínez del año 1987 a escala 1:400.000 (Banco de Datos de la Naturaleza, 2023) y la Vegetación potencial de la Región de Murcia a escala 1:200.000 (Geocatálogo de la CARM, 2023).

Por otra parte, destacar que a fin de disponer de un área más o menos continua se ha tomado como ámbito de estudio un perímetro externo (*buffer*) a las Áreas de Renaturalización de unos 100 m aproximadamente.

Según el Mapa de series de vegetación de Rivas Martínez, reflejado en la **Figura 1**, en las zonas de renaturalización se desarrollaría mayoritariamente la serie termomediterránea murciano-almeriense del lentisco y palmito (*Chamaeropo-Rhamnetylicoidis sigmetum*); mientras que según la cartografía de Vegetación potencial de la Región de Murcia a escala 1:200.000, realizada a principios del siglo XXI y reflejada a continuación (**Figura 2**), la vegetación potencial dominante sería el cornical (*Mayteno europaei-Periploceto angustifoliae sigmetum*), que corresponde a la serie inframediterránea murciano-almeriense de la Sierra de Cartagena.

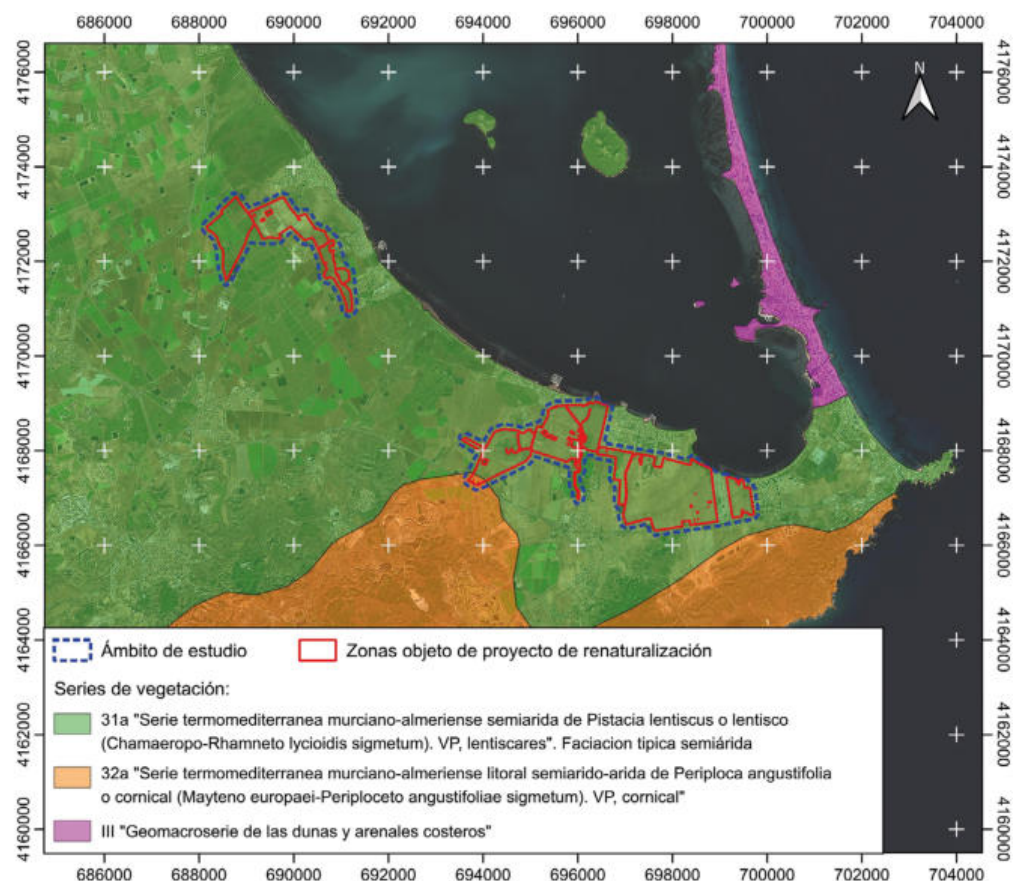


Figura 1. Mapa de series de vegetación potencial de Rivas Martínez del año 1987 y ámbitos de trabajo.

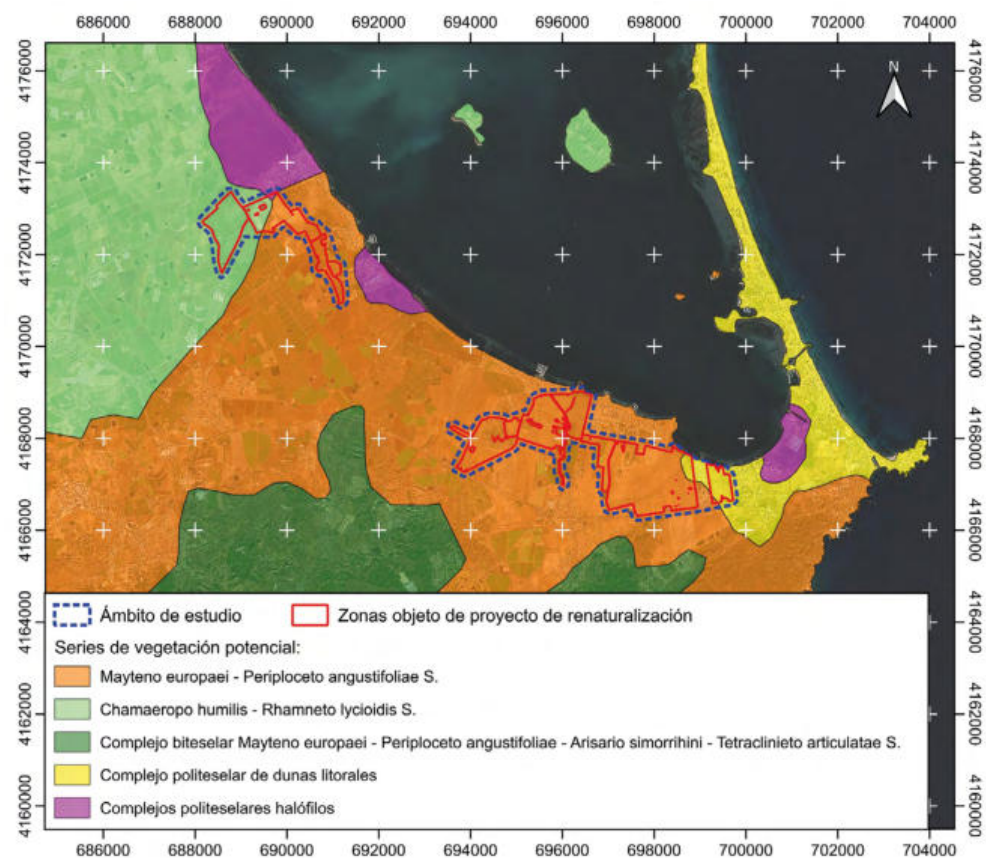


Figura 2. Vegetación potencial de la Región de Murcia a escala 1:200000 (Geocatálogo de la CARM, 2023) y ámbitos de trabajo.

3.7.3. Análisis de la vegetación potencial en las Áreas de Renaturalización

Una vez revisadas las cartografías previas es necesario conocer la situación actual del territorio para establecer la vegetación potencial real a una escala de más detalle.

Para ello, se llevaron a cabo diversas salidas de campo para identificar y cartografiar los hábitats de interés comunitario presentes en la zona y establecer posteriormente, la distribución potencial de los hábitats dentro del ámbito de estudio; teniendo en cuenta tanto los factores bióticos existentes, sobre todo la flora, como los factores abióticos, sobre todo edafohigrófilos y proximidad al mar.

Finalmente, en función del trabajo de campo de los hábitats y de las cartografías previas se determina la potencialidad de la zona de estudio, estableciendo las series de vegetación potencial.

Distribución potencial de hábitats de interés comunitario

La zona de estudio se ha dividido en 12 áreas en función de la tipología general de los hábitats potenciales; se han excluido de esta división los núcleos de población, codificados como T.0.1 y la autovía y línea de ferrocarril, codificados como T.0.2.

Código tipo	Descripción de la tipología general de hábitats
T.0.1	Zonas sin HIC: Urbano
T.0.2	Zonas sin HIC: autovía y/o FFCC
T.1.1	HIC propios de monte tipo 5330: zonas de ladera y/o cresta (palmitar)
T.1.2	HIC propios de monte tipo 5230: zonas de baja pendiente (lentiscar)
T.2.1	HIC propios de monte tipo 5220: zonas de ladera y/o cresta (cornical)
T.2.2	HIC propios de monte tipo 5220: zonas de baja pendiente (lentiscar)
T.2.3	HIC propios de monte tipo 5220: zonas llanas próximas al mar
T.3.1	HIC propios de ramblas y fondos de valle: rambla subsalinas con tarayal
T.3.2	HIC propios ramblas y fondos de valle: rambla con tarayal (posible introducción de <i>Ziziphus lotus</i>)
T.3.3	HIC propios de ramblas y fondos de valle: ramblas saladas con tarayal
T.3.4	HIC propios de ramblas y fondos de valle: rambla con baladral y tarayal
T.3.5	HIC propios de ramblas y fondos de valle: fondos de valle con tarayal
T.4.1	HIC propios de saladares: zonas de tarayal (92D0)
T.4.2	HIC propios de saladares: zonas de almarjal (1420 y 1430)
T.4.3	HIC propios de saladares: zonas de almarjal (1420)
T.5.1	HIC propios de playas, dunas y acantilados: zona superior de acantilado (1430)
T.5.2	HIC propios de playas, dunas y acantilados: zona de playa alta (1210)
T.5.3	HIC propios de playas, dunas y acantilados: zona de dunas fijas y semifijas

Tabla 1. Tipología general en función de los hábitats potenciales. HIC significa hábitats de interés comunitario.

En la **Tabla 2** se relacionan los 15 tipos de hábitats de interés comunitario (HIC), según Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats), que se estiman como de más valor o en la zona de estudio, 4 de ellos son, además, prioritarios y aparecen con un asterisco (*). El "Código" de identificación del HIC

(**Tabla 2**) es el utilizado en los listados de referencia de hábitats (Directiva 92/43/CEE); la columna denominada "Código tipo" indica el número de identificación del área o polígono delimitado, relacionado en la Tabla 1, donde se localiza el HIC (**ver Figuras 3 y 4**).

Código	Descripción	Código tipo
1210	Vegetación anual sobre desechos marinos acumulados	T.5.2
1410	Pastizales salinos mediterráneos (<i>Juncetalia maritimi</i>)	T.3.3, T.3.5
1420	Matorrales halófitos mediterráneos y termoatlánticos (<i>Sarcocornetea fruticosi</i>)	T.3.3, T.4.1, T.4.2, T.4.3
1430	Matorrales halo-nitrófilos (<i>Pegano-Salsotea</i>)	T.1.2, T.2.1, T.2.2, T.2.3, T.3.1, T.3.2, T.3.3, T.3.4, T.3.5, T.4.1, T.4.2, T.4.3, T.5.1
1510*	Estepas salinas mediterráneas (<i>Limonieta</i>)	T.3.3, T.4.2, T.4.3
2210	Dunas fijas de litoral del <i>Crucianellion maritimae</i>	T.5.3
2230	Dunas con céspedes del <i>Malcomietalia</i>	T.5.3
2260	Dunas con vegetación esclerófila del <i>Cisto-Lavanduletalia</i>	T.5.3
5220*	Matorrales arborescentes de <i>Zyziphus</i> *	T.2.1, T.2.2, T.2.3
5330	Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos	T.1.1, T.1.2, T.2.1, T.2.2, T.2.3, T.3.2, T.3.4, T.5.1
6110*	Prados calcáreos cársticos o basófilos del <i>Alyso-Sedion albi</i>	T.1.1, T.2.1
6220*	Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del <i>Thero-Brachypodietea</i>	T.1.1, T.2.1, T.3.4, T.5.1
8210	Pendientes rocosas calcícolas con vegetación casmofítica	T.2.1
9540	Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos	T.2.2, T.5.3
92D0	Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>)	T.3.1, T.3.2, T.3.3, T.3.4, T.3.5, T.4.1

Tabla 2. Listado de hábitats de interés comunitario potenciales (Anexo I de la Directiva Hábitats).

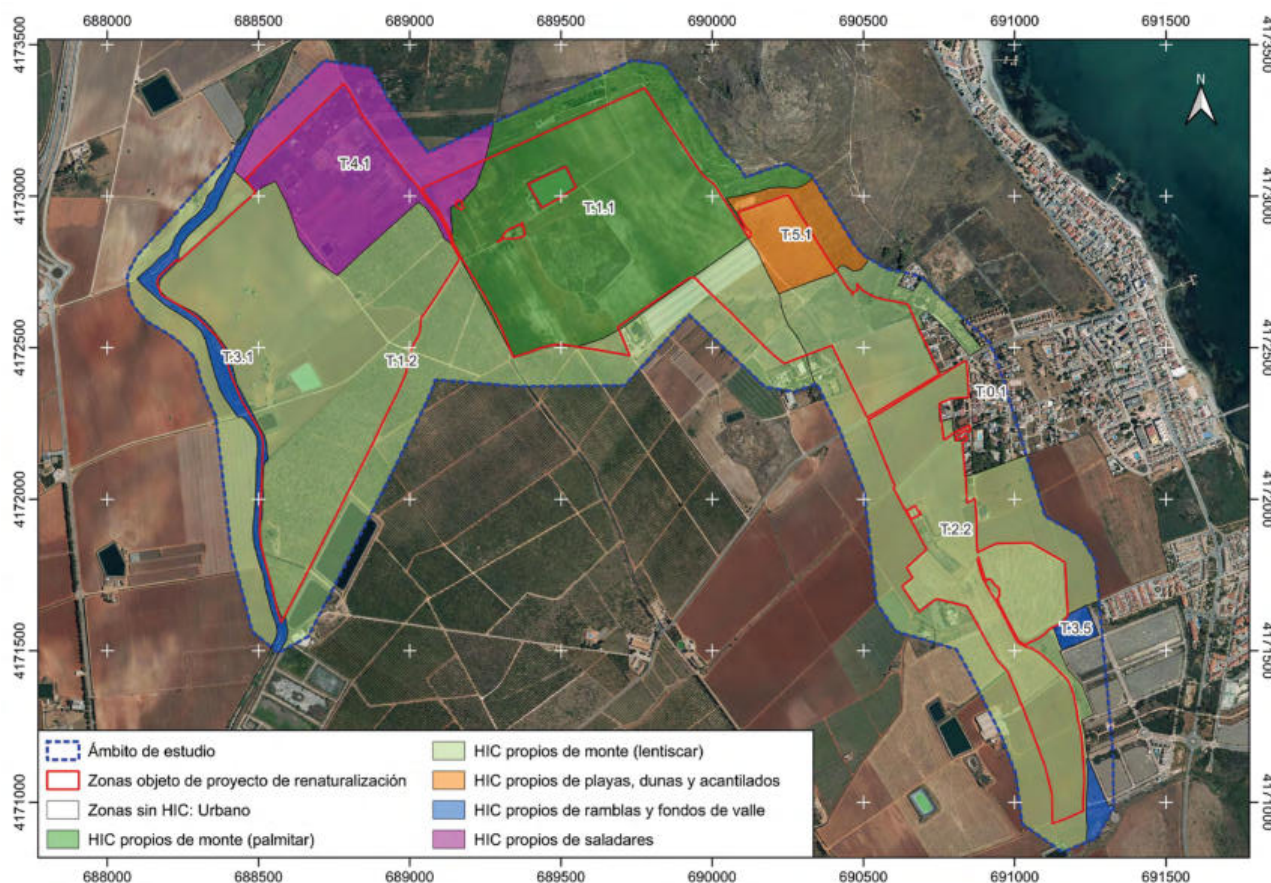


Figura 3. Distribución potencial de los hábitats de interés comunitario en la zona de Los Urrutias. Referencias numéricas explicadas en Tabla 1.1 en columna "Código tipo".

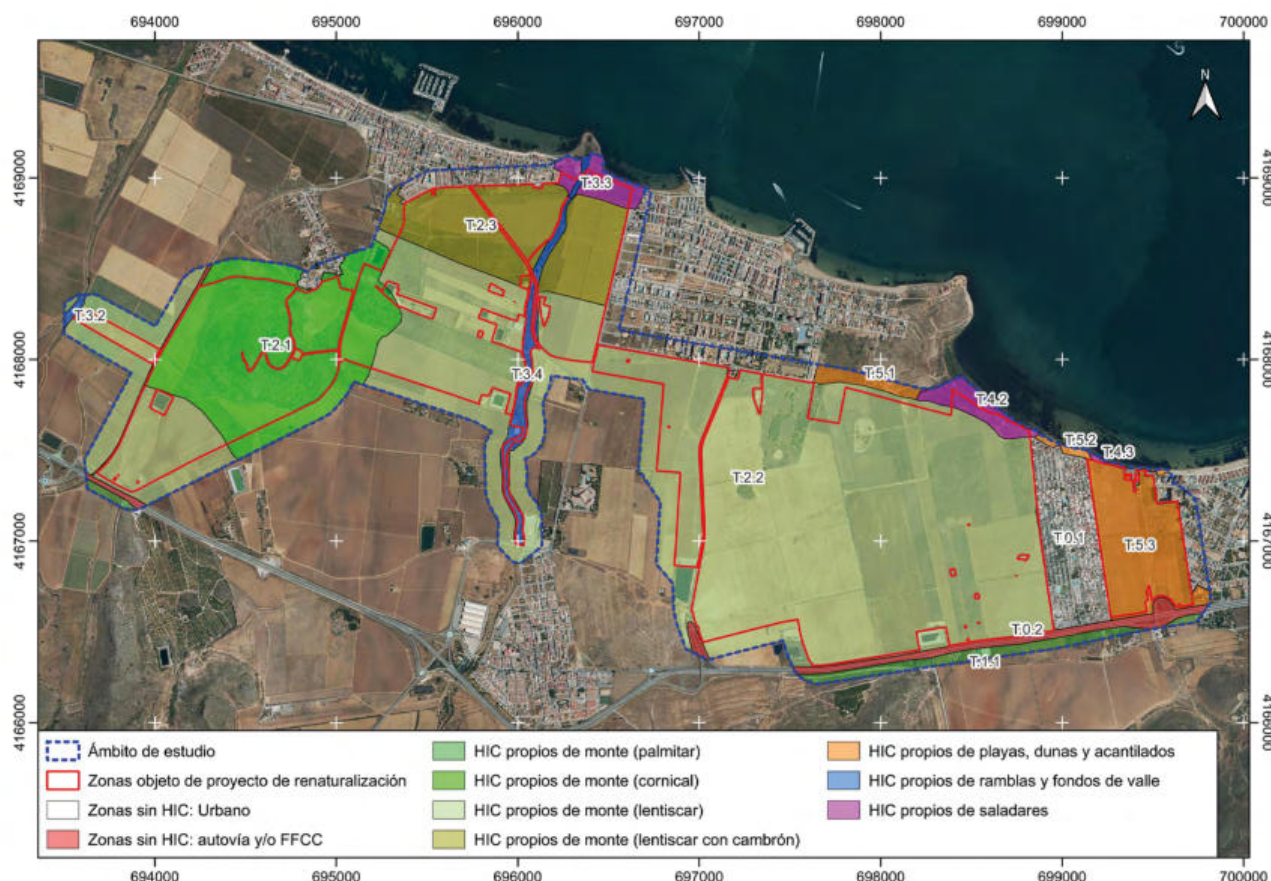


Figura 4. Distribución potencial de los hábitats de interés comunitario (Directiva Hábitats) en la zona de Los Nietos – Playa Paraíso. Referencias numéricas explicadas en Tabla 1.1 en columna “Código tipo”.

Sistemas de hábitats y vegetación potencial

Los sistemas de hábitats principales o climatófilos están constituidas por el gradiente cresta -ladera – fondo de valle; siendo en la zona de ladera donde se desarrolla la serie de vegetación potencial (o climax).

En la zona de estudio se reconocen dos series principales encabezadas (vegetación climax), por los hábitats de interés comunitario (HIC) y asociaciones subsiguientes que los integran; los códigos de los HIC y la asociación son los utilizados en el *Manual de interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia* (Alcaraz et al., 2008), se indican a continuación:

- 5220 Matorrales arborescentes de *Zyziphus**
 - 422011 *Mayteno-Periplocetum angustifoliae** Rivas Goday & Esteve in Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual y Rivas-Martínez 1975.

- 5330 Matorrales termomediterráneos y pre-estépicos
 - 43316 *Chamaeropo humilis-Rhamnetum lycioidis* + O. Bolòs 1957

No se ha reconocido en la zona de estudio durante los trabajos de campo, series principales o climatófilas encabezadas por la asociación “422013 *Ziziphietum loti** Rivas Goday & Bellot 1944” o por la asociación “857011 *Arisaro simorrhini-Tetraclinidietum articulatae** Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975”; aun así, estas asociaciones podrían introducirse en el área de estudio, pues a todas luces es un biotopo potencial para ellas.

La presencia de las series de hábitats climatófilos dependerá de la ubicación biogeográfica de la zona objeto de estudio; junto a las series climatófilas se desarrollan los complejos exoseriales o series especiales ligadas a suelos arenosos (dunas), costas acantiladas, ramblas, fondos de valle o saladares. Cabe señalar que el uso humano del territorio dificulta la delimitación de los complejos exoseriales, de modo que algunos de ellos podrían, en un futuro, estar más o menos extendidos.

En la **Tabla 3** se relacionan las series y complejos exoserials delimitados en la zona de estudio. La columna denominada “Código VP” indica el número de

identificación de la serie o complejo exoserial (ver **Figuras 5 y 6**).

Código VP	Descripción de la vegetación potencial	Sup (m ²)
VP.0	Vegetación potencial incierta (zonas urbanas, autovía y FFCC)	984.664,96
VP.1.1	Serie climatofila del cornical (422011)	7.030.215,77
VP.1.2	Serie climaofila del palmito (433316)	1.897.442,91
VP.2.1	Complejo exoserial de dunas	361.963,18
VP.2.2	Complejo exoserial de acantilado	141.209,54
VP.2.3	Complejo exoserial de saladar	469.223,04
VP.2.4	Complejo exoserial de rambla subsalina	111.112,46
VP.2.5	Complejo exoserial de rambla salada	7.247,63

Tabla 3. Listado de series climatofilas y complejos exoserials delimitados. Código VP” indica el número de identificación de la serie o complejo exoserial (ver Figuras 1.5 y 1.6)

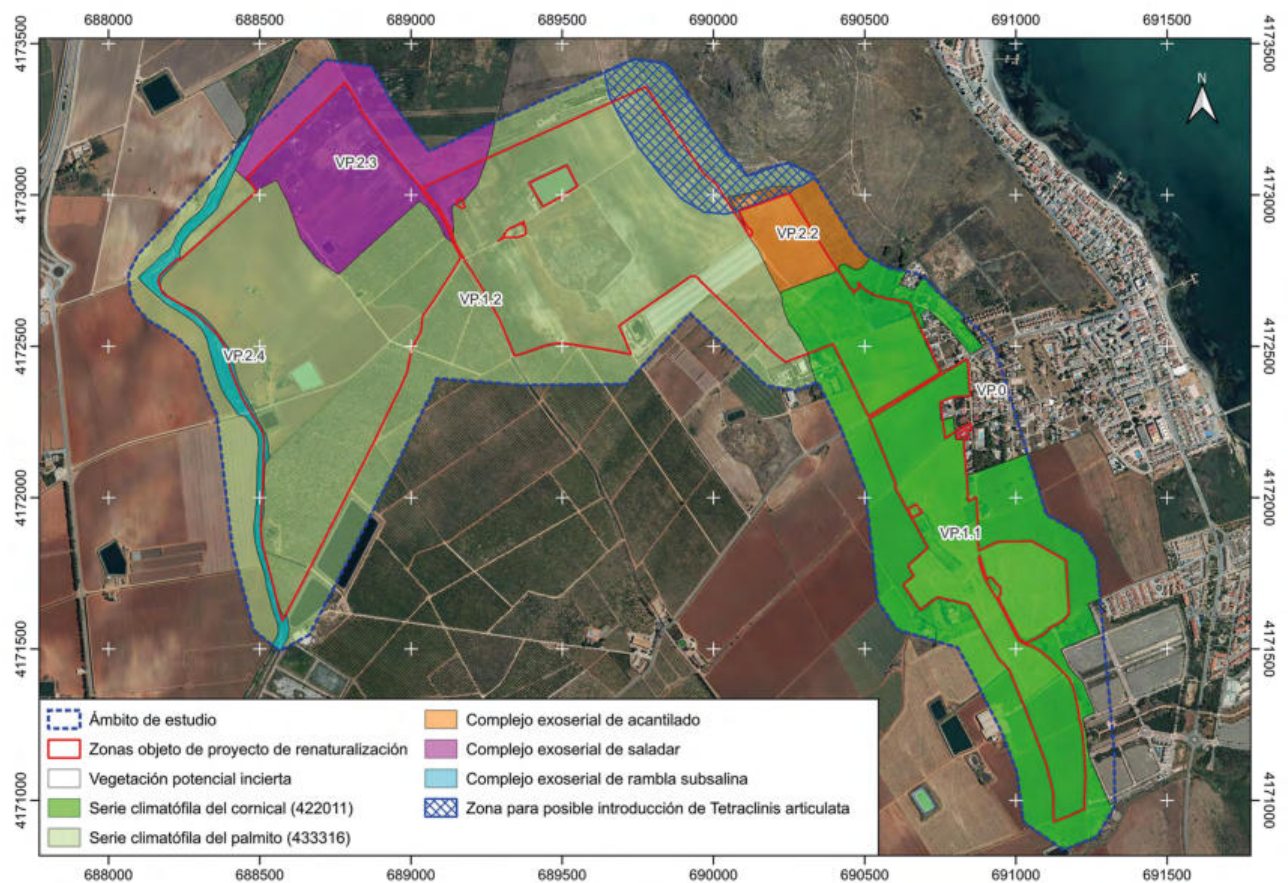


Figura 5. Vegetación potencial en la zona de Los Urrutias.

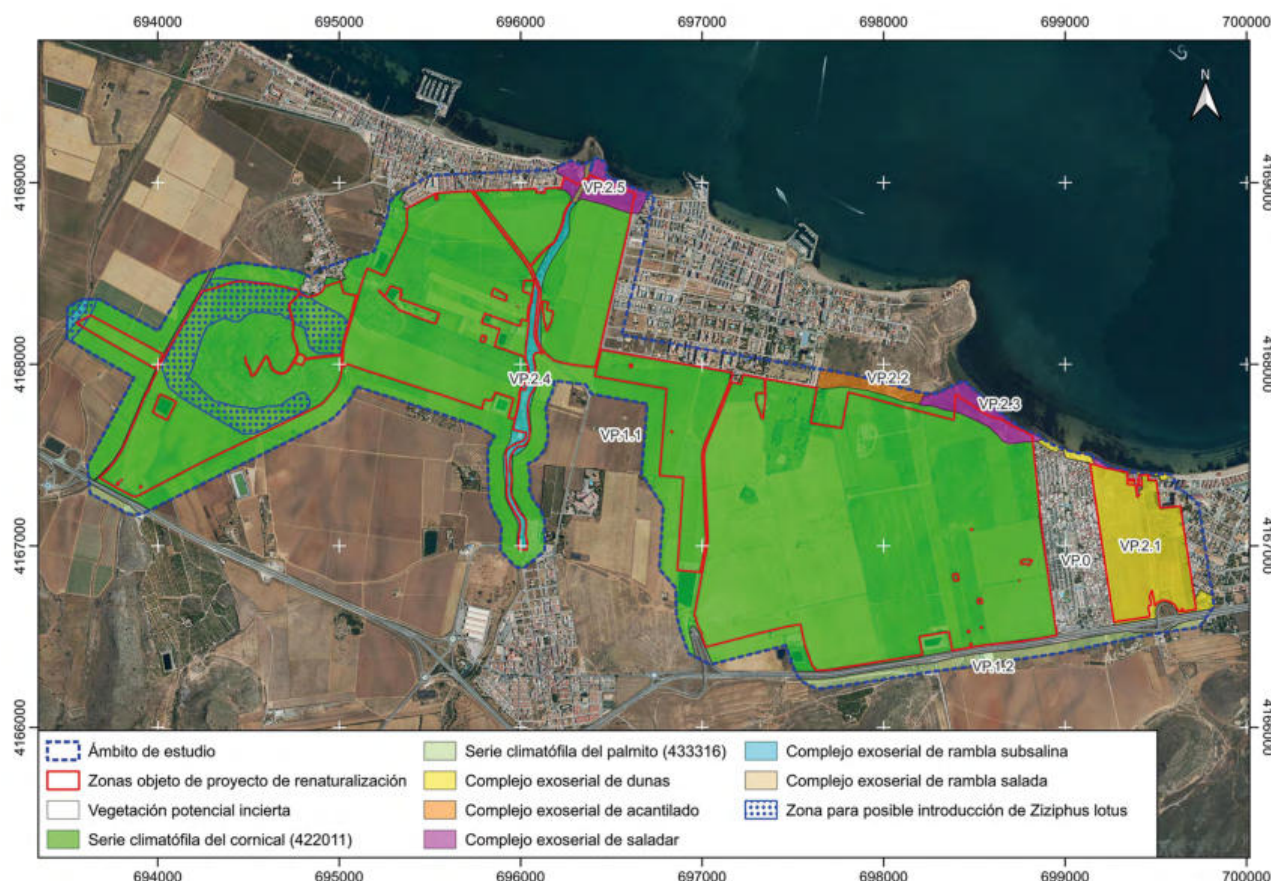


Figura 6. Vegetación potencial en la zona de Los Nietos – Playa Paraíso.

A continuación, **Tablas 4 - 10**, se refleja la estructura que podría tener cada una de las series de vegetación y complejos exoseriales, arriba relacionados; de acuerdo con las características biogeográficas,

topográficas y edafohigrófilas del territorio y con la distribución potencial de hábitats desarrollado anteriormente.

Estructura	Asociación (código)
CRESTA	
Helechales de fisuras anchas	<i>Lapiedro-Cosentinietum bivalentis</i> (721136)
Pastizales (cerrillares)	<i>Aristido-Hyparrhenietum pubescentis</i> (522243)
Herbazales crasicaules	<i>Sedetum micrantho-sediformis</i> (511021)
LADERA	
Matorral alto	<i>Mayteno-Periplocetum angustifoliae</i> (422011)
Pastizales altos	<i>Lapiedro-Stipetum tenacissimae</i> (522224), <i>Dactylo-Lygeetum sparti</i> (522212)
Lastonar	<i>Teucrio pseudochamaeptytis-Brachypodietum retusi</i> (52207B)
Tomillar calcícola	<i>Saturejo-Thymetum hyemalis</i> (433422)
Anuales	<i>Eryngio-Plantaginetum ovatae</i> (522031)
Matorrales halo-nitrófilos	<i>Atriplicetum glauco-halimi</i> (143011), <i>Withanio-Lycietum intricati</i> (143016)
FONDO DE VALLE	
Tarayal	<i>Agrostio-Tamaricetum canariensis</i> (82D021)
Juncal	<i>Elymo-Juncetum maritimi</i> (141018)
Matorrales halófilos	<i>Atriplicetum glauco-halimi</i> (143011), <i>Cistancho-Suaedetum verae</i> (142062)

Tabla 4. Composición y estructura de la serie climatofila del cornical (*Mayteno-Periplocetum angustifoliae*).

Estructura	Asociación (código)
LADERA	
Matorral alto	<i>Chamaeropo-Rhamnetum lycioidis</i> (433316)
Pastizales altos	<i>Lapiedro-Stipetum tenacissimae</i> (522224), <i>Dactylo-Lygeetum sparti</i> (522212)
Lastonar	<i>Teucro pseudochamaeypitis-Brachypodietum retusi</i> (52207B)
Tomillar calcícola	<i>Saturejo-Thymetum hyemalis</i> (433422)
Anuales	<i>Eryngio-Plantaginetum ovatae</i> (522031)
Matorrales altos nitrófilos	<i>Atriplicetum glauco-halimi</i> (143011)
Afloramientos rocosos	
Pastizales (cerrillares)	<i>Aristido-Hyparrhenietum pubescentis</i> (522243)
Herbazales crasicaules	<i>Sedetum micrantho-sediformis</i> (511021)

Tabla 5. Composición y estructura de la serie climatófila del palmitar/lentiscar (*Chamaeropo humilis-Rhamnetum lycioidis*).

En relación a las series climatófilas, la mejor estructura es la del cornical (Tabla 4), ya que la del palmito (Tabla 5) carece en la zona de estudio de zona de cresta como tal y de zona de valle.

Estructura	Asociación (código)
Playa alta / Duna llana	<i>Salsolo-Cakiletum maritimae</i> (121014)
Tomillar dunas semifijas	<i>Loto-Crucianelletum maritimae</i> (171012)
Anuales dunas semifijas	<i>Triplachno-Silenetum ramosissimae</i> (173023)
Pastizales perennes dunas fijas	<i>Dactylo-Lygeetum sparti</i> (522212)
Tomillares dunas fijas	<i>Helianthemo marminorensis-Teucrietum dunensis</i> (176062)
Anuales dunas fijas	<i>Loeflingio hispanicae-Maresietum nanae</i> (173011)

Tabla 6. Composición y estructura del complejo exoserial de dunas.

Estructura	Asociación (código)
Zona superior	
Matorral alto	<i>Mayteno-Periplocetum</i> (422011), <i>Chamaeropo-Rhamnetum</i> (433316)
Matorral nitrófilo	<i>Withanio-Lycietum intricati</i> (143016)

Tabla 7. Composición y estructura del complejo exoserial de costa acantilada.

Estructura	Asociación (código)
Carrizales	<i>Typho-Schoenoplectetum glauci</i> (621123)
Almarjales y anuales zonas húmedas	<i>Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi</i> (142032),
Matorrales de zonas muy poco húmedas	<i>Atriplici glaucae-Suaedetum pruinosa</i> (143012)
Albardinales del saladar seco	<i>Limonio caesio-Lygeetum sparti</i> (151045)
Herbazales de hojas en roseta	<i>Limonietum angustebracteato-delicatuli</i> (151042)
Tarayales halófilos	<i>Inulo crithmoidis-Tamaricetum boveanae</i> (82D023)

Tabla 8. Composición y estructura del complejo exoserial de saladar.

Estructura	Asociación (código)
Bosquete	<i>Agrostio-Tamaricetum canariensis</i> (82D021)
Juncuales	<i>Juncetum maritimosubulati</i> (14101A)
Matorrales halonitrófilos	<i>Atriplicetum glauco-halimi</i> (143011)

Tabla 9. Composición y estructura del complejo exoserial de rambla subsalina.

Estructura	Asociación (código)
Bosquete	<i>Inulo-Tamaricetum boveanae</i> (82D023)
Juncuales	<i>Juncetum maritimosubulati</i> (14101A)
Matorrales	<i>Cistancho-Arthrocnemetum fruticosi</i> (142032), <i>Atriplici-Suaedetum pruinosae</i> (143012)
Herbazales de hojas en roseta	<i>Limonietum angustebracteato-delicatuli</i> (151042)

Tabla 10. Composición y estructura del complejo exoserial de rambla salada.

En relación a los complejos exoserials o series especiales, se encuentran en general poco estructuradas en la zona de estudio, siendo los complejos exoserials de ramblas (Tabla 9 y 10) los peor estructurados; en cuanto al resto: el complejo exoserial de dunas

(Tabla 6) no presenta dunas móviles, el complejo exoserial de costa acantilada (Tabla 7) carece de zona inferior y la superior es de transición hacia la serie climatófila del cornical y el complejo exoserial de saladar (Tabla 8) carece de zonas de inundación permanente.

3.7.4. Conclusiones

Las conclusiones obtenidas después de evaluar los resultados de los trabajos realizados para la vegetación potencial son las siguientes:

- 1) En la zona de estudio hay 2 series climatófilas (cornical y palmitar) y 5 complejos exoserials (dunas, acantilado, saladar, rambla subsalina y rambla salada).
- 2) El uso del territorio dificulta la delimitación de los complejos exoserials, de forma que algunos de ellos podrían, en un futuro, estar más o menos extendidos.
- 3) La serie que ocupa una mayor extensión es la del cornical, seguida del palmitar.

Bibliografía

- Alcaraz, F., Barreña, J.A., Clemente, M., González Garnés, J.A., López Bernal, J., & Ríos, S. (2008). *Manual de interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia*. 7 volúmenes. Murcia: Dirección General del Medio Natural, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Región de Murcia.
- Banco de Datos de la Naturaleza. (2023). Mapa de series de vegetación potencial de Rivas Martínez del año 1987 a escala 1:400000. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria_mapa_series_veg.html (Consultado 07/07/2023)
- Geocatálogo de la CARM. (2023). Cartografía de la Vegetación potencial de la Región de Murcia a escala 1:200000. https://meristemum.carm.es/descargas/elementos_mediofisico_natural/Biota/VegePotSHP.zip (Consultado 14/07/2023).
- Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. Madrid. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

3.8. Evaluación socioeconómica de soluciones basadas en la naturaleza. El caso de las áreas de renaturalización del cinturón verde del Mar Menor

AUTORES: José Antonio Albaladejo-García, Universidad Politécnica de Cartagena; Julia Martín-Ortega, Universidad de Leeds; Francisco Alcón, Universidad Politécnica de Cartagena

3.8.1. Introducción

Durante décadas, el Mar Menor ha sufrido numerosos episodios de eutrofización, fruto del exceso de nutrientes y materia orgánica en el medio acuático. Para su protección, en 2021 el Ministerio de Transición Ecológica y del Reto Demográfico (MITECO) presentó el “Marco de Actuaciones Prioritarias para Recuperar el Mar Menor” (en adelante, MAPMM) que, entre otras actuaciones, incluye la línea 2.1. “Actuaciones de restauración de ecosistemas y creación del Cinturón Verde”, cuyo objetivo es eliminar afecciones directas y buscar un efecto amortiguador de impactos, así como una naturalización del entorno.

Dentro de esta línea, la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación del MITECO (DGBBD) ha planteado varios proyectos para implementar el Cinturón Verde, entre los que destacan los filtros verdes (instalaciones para desnitrificar el acuífero), los humedales seminaturales (para tratamiento de aguas superficiales que discurren por las ramblas), y las áreas de renaturalización (en adelante, ARN).

Las ARN consisten en transformaciones de terrenos agrícolas ubicados en el arco sur del Mar Menor, dentro de la franja más próxima a la laguna (hasta 1.500

m tierra adentro) para convertirlos en terrenos naturalizados. Las transformaciones están basadas en la restauración geomorfológica de las pendientes y de los flujos de escorrentía, así como en la realización de plantaciones de especies autóctonas que reproduzcan los ecosistemas naturales de referencia existentes en el entorno. Con estas transformaciones se pretende mejorar la retención del agua y de los sedimentos y la promoción de la biodiversidad de la zona. A través de un proceso de participación e información pública realizado por la DGBBD con los principales actores del territorio, se han recogido diferentes alternativas al proyecto de ARN, siendo la más representativa la propuesta por la Coordinadora de Organizaciones de Agricultores y Ganaderos (COAG), basada en la creación de una serie de balsas y canales para la retención de escorrentías que permitiera compatibilizar el uso agrario con la reducción de entradas de nitratos y sedimentos al Mar Menor.

En este contexto, este trabajo tiene como objetivo evaluar desde un punto de vista socioeconómico y bajo el enfoque de servicios ecosistémicos, las alternativas de actuación sobre el uso del suelo en la Zona de Los Nietos, Cartagena, zona sur del Mar Menor, propuestas por el MITECO y por COAG.

3.8.2. Escenarios propuestos

Específicamente se evalúa: (1) la creación de áreas de renaturalización (ARN) y (2) la construcción de balsas retención de agua y sedimentos propuestas por COAG, ubicadas todas ellas entre Los Nietos y Playa Honda, zona suroeste del Mar Menor (**Figura 1**).

Por la complejidad y la extensión del proyecto de ARN se plantea la posibilidad de desarrollarlo en fases según la prioridad identificada. Por tanto, los escenarios ARN a evaluar, localizados en la Figura 1, son ARN Prioritaria, con 104 ha de la superficie

objeto de estudio y el ARN General, abarcando 535 ha.

Los escenarios propuestos por COAG suponen la construcción de canales de drenaje que recogen la escorrentía de los terrenos agrícolas, y que la conducen hasta embalses de retención del agua, del Nitrógeno y de los sedimentos transportados, afectando a una superficie de 519 ha de la zona de estudio.

La propuesta de COAG define 8 embalses y 7 canales de intercepción que recolectan escorrentías. Las superficies de afección aguas arriba de cada embalse recogen las aguas de escorrentía de un porcentaje elevado de las cuencas vertientes al Mar Menor en la zona de estudio. Debido a que los embalses presentan capacidad finita, es necesario considerar opciones del manejo de la escorrentía almacenada en cada embalse, para lo cual, se consideran 2 escenarios de vaciado:

- Vaciado activo: cada embalse considera un sistema de drenado con capacidad de evacuar su volumen completo de agua y el N disuelto en 60 días y que no llegará a la laguna del Mar Menor porque se utilizará para riego y/o se envía a depuración antes de su vertido.
- Sin vaciado: ningún embalse tendrá sistema de drenado y el agua sólo sale del embalse por evaporación. En los dos casos se asume que los sedimentos depositados en el fondo de los embalses se recogen y llevan a vertedero de forma periódica, por lo que se mantiene el volumen útil de los mismos.

En resumen, la **Tabla 1** recoge una descripción general de los principales escenarios asociados a las actuaciones de ARN y COAG y la superficie de afección.

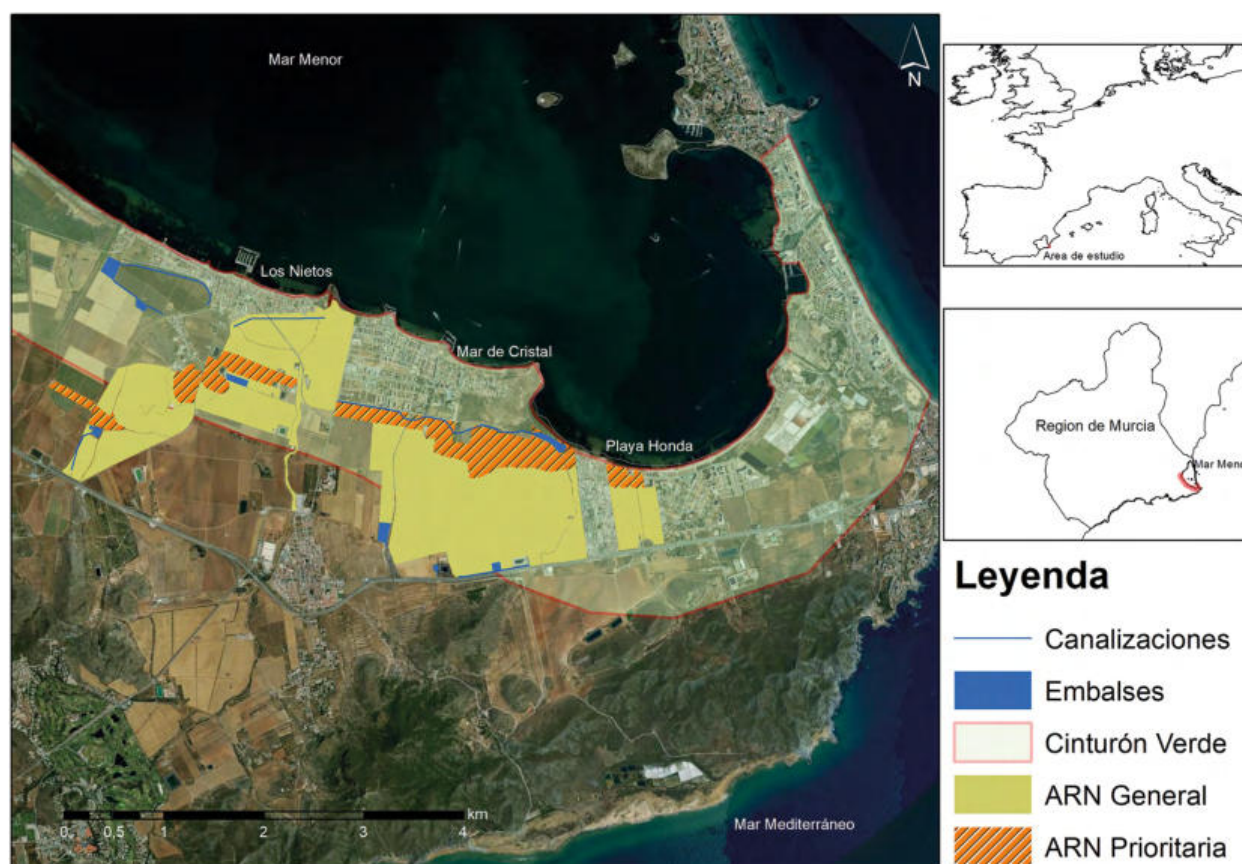


Figura 1. Área de estudio.

Actuaciones	Descripción	Superficie (ha)
ARN General	Áreas de renaturalización considerando la totalidad de la zona de estudio	535
ARN Prioritario	Prioridad alta de las áreas de renaturalización de la zona de estudio con una extensión reducida	104
COAG Sin Vaciado	Ningún embalse tendrá sistema de drenado y el agua sólo sale del embalse por evaporación.	519
COAG Con Vaciado	Cada embalse considera un sistema de drenado con capacidad de evacuar su volumen completo de agua	519

Tabla 1. Descripción de las actuaciones.

3.8.3. Metodología

La metodología se basa en la modelización de la provisión de servicios ecosistémicos para su valoración económica y el posterior Análisis Coste-Beneficio (ACB).

La metodología de mapeo utilizada para modelizar la provisión de los servicios ecosistémicos se ha basado en la guía metodológica para la identificación de los elementos de infraestructura verde de España (MITERD, 2023). Este enfoque implica el uso de herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Mediante métodos de valoración ambiental es posible realizar la valoración económica (monetaria) de los servicios ecosistémicos asociados a cada esce-

nario en la zona de estudio. Para ello, en este estudio, se ha utilizado el método transferencia de beneficios (Boutwell & Westra, 2013). Este método se basa en el uso de fuentes de datos secundarias e implican la medición de la demanda por diferentes servicios ambientales utilizando estimaciones del mismo tipo de servicio en localizaciones distintas pero similares al caso de estudio.

La **Tabla 2** presenta una descriptiva de cada uno de los indicadores utilizados para medir los servicios ecosistémicos y el estudio de valoración económica asociado a cada servicio en el proceso de transferencia de beneficios.

Servicios ecosistémicos	Indicador	Unidades	Trabajo empleado para la transferencia de beneficios
Abastecimiento			
Suministro de Alimentos	Márgenes netos percibidos por los agricultores	€	MAPA, (2022); García-García, (2020); García-García, (2023)
Regulación			
Control de erosión	Aportes de sedimentos	Toneladas	Alcon et al. (2022); Rodríguez-Entrena et al. (2014)
Tratamiento residuos y depuración aguas	Aportes de nitratos	Kg	López-Becerra & Alcon (2021)
Regulación climática	Secuestro de CO ₂	Toneladas	SendeCO ₂ (2022)
Regulación de inundaciones	Número de curva	Nº	Martínez-García et al. (2022)
Mantenimiento diversidad genética	Índice de biodiversidad	Índice 0-1	Zabala et al. (2021)
Cultural			
Disfrute estético del paisaje	Índice estético del paisaje	Índice 0-1	
	Alcon et al. (2022)		
Recreación	Índice de recreación	Índice 0-1	
	Alcon et al. (2022)		
Educación y sensibilización ambiental	Actividades ambientales	0/1	Alcon et al. (2019)

Tabla 2. Descripción e indicadores de servicios ecosistémicos

La mayoría de los servicios ecosistémicos están representados por indicadores que muestran una co-

relación positiva en el bienestar social: márgenes netos, secuestro de CO₂, índice de biodiversidad,

índice de recreación, y presencia de actividades ambientales; y en otros casos, por un indicador que muestran una correlación negativa en el bienestar social: aporte de sedimentos, aporte de nitratos y número de curva.

Obtenidos los beneficios en términos monetarios de los servicios ecosistémicos y también los costes de la implementación de los escenarios planteados es posible realizar un ACB. Para ello se agregan los costes y los beneficios a lo largo de un determinado horizonte temporal (aplicando las tasas de descuento del 3,5 %) (Almansa & Martínez-Paz, 2011).

El objetivo del ACB es, mediante una serie de indicadores de rentabilidad, orientar sobre la conveniencia o no de llevar a cabo un proyecto (u obtener la rentabilidad de uno ya realizado), así como establecer un ranking de alternativas. A través de los indicadores de rentabilidad del proyecto los encargados de la toma de decisiones dispondrán de indicadores de rentabilidad como el Beneficio Actual Neto (BAN) y la Tasa Interna de Rendimiento Económico (TIRE) que les permitirán fundamentar sus decisiones.

El BAN se define como el sumatorio de todos los costes y beneficios actualizados al momento actual por una tasa de descuento, modificando la ecuación del valor actual neto para que se incluyan todos los efectos significativos que se produzcan, incluidos los ambientales, más allá de los cobros y los pagos privados. Para que un proyecto sea rentable es condición necesaria, aunque no suficiente, que el BAN sea positivo. También puede calcularse la TIRE cuya estimación es derivada a partir de la tasa de descuento que hace un BAN nulo.

Para este estudio, se ha establecido el año 2022 como año de referencia. El año 2022 es el que mejor refleja el punto de partida de la evaluación dado que en este periodo ya que se encuentran implementadas las actuaciones derivadas de la Ley 3/2020, de 27 de julio, de recuperación y protección del Mar Menor, y de la aplicación de las medidas cautelares de la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS) a través del Anuncio de la Confederación Hidrográ-

fica del Segura, O.A. sobre Acuerdos adoptados en la Junta de Gobierno celebrada el día 16 de julio de 2020 relativos a la declaración de la masa de agua subterránea 070.052 Campo de Cartagena en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo y químico. La aplicación de estas leyes, junto con la aplicación del Código de Buenas Prácticas Agrarias, han motivado cambios en las orientaciones de cultivo, especialmente en la zona que la Confederación Hidrográfica del Segura denomina zona 0, donde se prohíbe el uso de cualquier tipo de fertilización en esta zona con carácter general y donde los cultivos de regadío representan aproximadamente el 31% de la superficie de la ARN general y el 19% de la ARN prioritaria. Además, dadas las reducciones de la superficie regada debido a superficies sancionadas por la CHS en la zona del cinturón verde y/o por cese voluntario del uso del agua de riego, este año de referencia representa la realidad de la zona de estudio.

Para finalizar este apartado cabe mencionar la existencia de limitaciones metodológicas que, aunque existen, no invalidan los resultados del trabajo. Uno de los aspectos más críticos se relaciona con la aplicación del método de transferencia de beneficios. Esta es una práctica habitual en la economía ambiental, donde los análisis coste-beneficio utilizan con frecuencia valores de bienes y servicios ecosistémicos transferidos de estudios similares. Esta metodología se utiliza de manera extendida frente a otras técnicas de valoración basadas en la recogida de datos primarios cuando, como es el caso en este estudio, la toma de decisiones no se puede dilatar y no se dispone de tiempo o recursos suficiente para la recogida de datos primarios. Esta es una práctica aceptada por la comunidad científica, a pesar de sus inherentes limitaciones, porque se reconoce la necesidad de informar la toma de decisiones públicas de forma ágil. Los principios que han guiado la aplicación metodológica permiten asumir razonablemente que, aunque hubiera errores de transferencia en las estimaciones de los beneficios, estos están más asociados a subestimaciones (y no sobrevaloraciones) y, en consecuencia, la evaluación de los beneficios netos de las medidas de renaturalización son conservadores.

3.8.4. Resultados

Los niveles de provisión de los servicios ecosistémicos (**Tabla 3**) en base a los indicadores utilizados (**Tabla 2**) permiten cuantificar los escenarios planteados (ARN y COAG), en relación con la si-

tuación de partida (2022). La **Tabla 3** recoge los valores de los diferentes servicios estimados para cada uno de los escenarios propuestos en el año 2022.

Escenarios	Servicios ecosistémicos								
	Sum. Alimentos	Contr erosión	Trat. agua	Reg climática	Reg inundación	Div. genética	Disfrt. estético	Recre	Ed. Sen. ambiental
	Margen neto (€)	Aporte Sedim (t)	Aporte N (Kg)	Seq. Co ₂ (t)	N. Curva (nº)	Índice biodiv (0-1)	Índice paisaje (0-1)	Índice recreo (0-1)	Act. ambient (0 o 1)
Base 2022	538.470	1.329	20.113	0	0	0,21	0,33	0,45	0
ARN General	0	1.069	13.055	820	40,46	0,84	0,88	1	1
ARN Prioritario	0	242	19.132	75	10,74	1	1	0,87	1
COAG Sin Vaciado	538.470	1.126	16.930	0	0	0,20	0,12	0,44	0
COAG Con Vaciado	538.470	775	16.457	0	0	0,20	0,12	0,44	0

Tabla 3. Valores anuales de los indicadores de servicios ecosistémicos. Año 2022.

A partir de la monetización de los valores de provisión de servicios ecosistémicos, mediante el método de transferencia de beneficios, se han obtenido los valores de los diferentes escenarios.

La suma de todos los valores monetarios por escenario y en función del año base ofrece unos valores totales anuales que vienen recogidos en la **Tabla 4**.

Escenarios	Inversión inicial	Costes mantenimiento anuales	Beneficios totales
ARN General	9.889.340	54.000	656.387
ARN Prioritario	1.248.622	18.000	131.615
COAG Sin Vaciado	2.275.823	450.000	201.339
COAG Con Vaciado	2.275.823	450.000	238.285

Tabla 4. Costes y beneficios totales (€/año) de los escenarios planteados.

La agregación de los costes y los beneficios a lo largo de la vida útil de los escenarios, estimada en 30 años, permite obtener la viabilidad y la rentabilidad social de los diferentes escenarios en comparación con la situación actual, establecida por el flujo de servicios del año 2022 en el caso de que no se realice ninguna actuación. Para ello se han considerado tanto los costes de inversión como los de mantenimiento de cada uno de los escenarios, así como una reducción del 30% los márgenes netos de los cultivos debido a la implantación de la Ley 3/2020, de 27 de julio, de recuperación y protección del Mar Menor (BOE, 2020a), y las establecidas en el Anuncio de la Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. sobre Acuerdos adopta-

dos en la Junta de Gobierno celebrada el día 16 de julio de 2020 relativos a la declaración de la masa de agua subterránea 070.052 Campo de Cartagena en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo y químico (BOE, 2020b).

A partir de los dos indicadores de viabilidad y rentabilidad obtenidos por escenario (Tabla 5), y considerando 2022 como año de referencia, los cuatro escenarios están claramente justificados desde un punto de vista socioeconómico, pues el Beneficio Actual Neto es positivo para todos ellos, y su tasa de rendimiento superior a cualquier tipo de interés real vigente en el mercado.

Indicadores	ARN General	ARN Prioritario	COAG Sin V.	COAG Con V.
Beneficio Actual Neto: BAN (€)	1.189.779	840.981	44.133	723.658
Tasa Interna Rendimiento Económico: TIRE (%)	4,43	8,26	3,7	5,01

Tabla 5. Indicadores de rentabilidad de los cuatro escenarios planteados.

Si se prioriza la idoneidad de realizar estos escenarios desde un punto de vista socioeconómico, se ordenaría, de mejor a peor escenario en función de los indicadores de rentabilidad calculados, siendo el orden de prioridad: 1-ARN general, 2-ARN prioritario, 3-COAG con vaciado y finalmente, 4-COAG sin vaciado.

Sin embargo, debido a la gran sensibilidad de los resultados ante la variación de los valores de los márgenes netos de la producción agraria, la **Figura 2**

muestra como incrementos en las reducciones de los márgenes netos de los cultivos incrementan la viabilidad de las soluciones basadas en la naturaleza, y en especial el ARN General. Por el contrario, las soluciones propuestas por COAG serían más rentables en el caso de que no existieran reducciones de márgenes netos de los cultivos como consecuencia de la implantación de la legislación ambiental circunscrita al entorno del Mar Menor, especialmente en la zona 1 establecida por la Ley 3/2020.

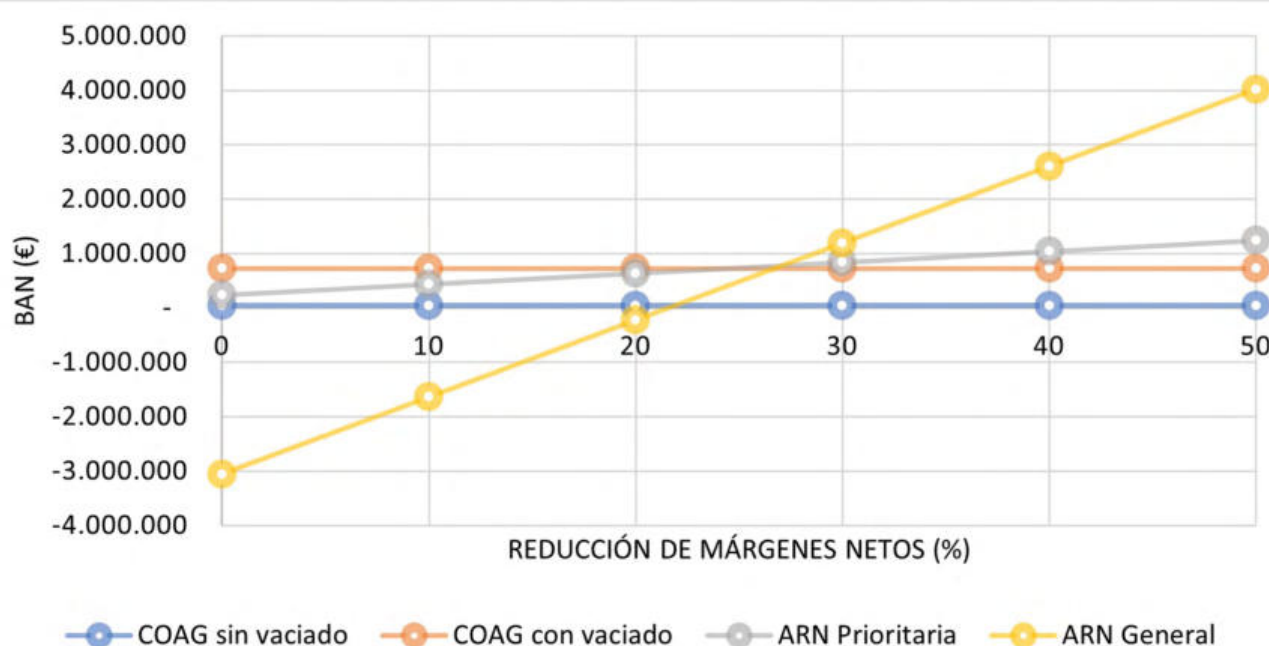


Figura 2. Evolución del BAN según variaciones de márgenes netos

En términos generales, el porcentaje de reducción del margen neto de producción agrícola mínimo a considerar para que el escenario ARN general sea viable desde un punto de vista socioeconómico es del 21,59 %. A partir de este valor se justificaría económicamente la realización de este escenario. Asimismo, hay que destacar que, si se cumplen las predicciones

de los agricultores de la zona, que manifiestan una paulatina reducción de los márgenes con el paso de los años, que podrían alcanzar un 50 % de reducción, y considerando por tanto ese escenario a partir del cual se van a comparar las alternativas, se observaría una rentabilidad de grandes proporciones para los escenarios ARN.

3.8.5. Conclusiones

La modelización de servicios ecosistémicos a través de herramientas de Sistemas de Información Geográfica para el año de referencia 2022, la agregación de valores monetarios mediante el método de transferencia de beneficios, y el análisis coste/beneficio, permiten evaluar los escenarios ARN y COAG establecidos. Del análisis de los resultados se desprende que:

- Los escenarios ARN siempre incrementan la provisión de servicios ecosistémicos de regulación del clima, control de erosión, tratamiento y depuración de aguas, estética del paisaje, recreación, educación y sensibilización ambiental, biodiversidad y regulación de inundaciones respecto al año de referencia considerado.

- Los escenarios COAG mantienen la provisión del servicio de suministro de alimentos e incrementan la provisión de servicios de control de erosión y tratamiento y depuración de aguas respecto al año de referencia considerado.
- La pérdida de los márgenes netos obtenidos de la agricultura no impide una ganancia notable del valor económico de los escenarios ARN.
- En los escenarios COAG siempre se obtienen beneficios económicos, siendo el escenario con vaciado el que obtiene mayores beneficios.
- Al realizar el ACB en la situación base del 2022 se recomienda realizar, por su mayor rentabilidad socio-económica, el escenario ARN general, seguido del ARN prioritario, mientras que los escenarios COAG obtiene una menor rentabilidad socio-económica.

Bibliografía

- Alcon, F., Albaladejo-García, J. A., Zabala, J. A., Marin-Minano, C., & Martínez-Paz, J. M. (2019). Understanding social demand for sustainable nature conservation. The case of a protected natural space in South-Eastern Spain. *Journal for Nature Conservation*, 51, 125722.
- Alcon, F., Zabala, J. A., Martínez-García, V., Albaladejo, J. A., López-Becerra, E. I., De-Miguel, M. D., & Martínez-Paz, J. M. (2022). The social wellbeing of irrigation water. A demand-side integrated valuation in a Mediterranean agroecosystem. *Agricultural Water Management*, 262, 107400.
- Almansa, C., & Martínez-Paz, J. M. (2011). What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Science of the Total Environment*, 409(7), 1305-1314.
- BOE (2020a). Ley 3/2020, de 27 de julio, de recuperación y protección del Mar Menor. BOE núm. 221, de 17 de agosto de 2020.
- BOE (2020b). Anuncio de la Confederación Hidrográfica del Segura, O.A. sobre Acuerdos adoptados en la Junta de Gobierno celebrada el día 16 de julio de 2020 relativos a la declaración de la masa de agua subterránea 070.052 Campo de Cartagena en riesgo de no alcanzar el buen estado cuantitativo y químico. BOE núm. 208, de 1 de agosto de 2020.
- Boutwell, J. L., & Westra, J. V. (2013). Benefit transfer: A review of methodologies and challenges. *Resources*, 2(4), 517-527.
- García-García, J. (2020). Estructura de costes de las orientaciones productivas agrícolas de la Región de Murcia: horticultura al aire libre y bajo invernadero. Técnica 43. Servicio de Formación y Transferencia Tecnológica. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-García, J. (2023). Estructura de costes de los principales cultivos en agricultura ecológica de la Región de Murcia. Técnica 45. Servicio de Formación y Transferencia Tecnológica. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Lopez-Becerra, E. I., & Alcon, F. (2021). Social desirability bias in the environmental economic valuation: An inferred valuation approach. *Ecological Economics*, 184, 106988.
- MAPA (2022). Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE). Resultados 2022. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Subdirección General de Análisis, Coordinación y Estadística. 46 pp.
- Martínez-García, V., Martínez-Paz, J. M., & Alcon, F. (2022). The economic value of flood risk regulation by agroecosystems at semiarid areas. *Agricultural Water Management*, 266, 107565.
- MITERD (2023). Guía metodológica para la identificación de los elementos de infraestructura verde de España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 113 pp.
- Rodríguez-Entrena, M., Espinosa-Goded, M., & Barreiro-Hurlé, J. (2014). The role of ancillary benefits on the value of agricultural soils carbon sequestration programmes: Evidence from a latent class approach to Andalusian olive groves. *Ecological Economics*, 99, 63-73.
- SendeGeo (2022). Precios Co2. Disponible: <https://www.sendeco2.com/es/precios-co2>
- Zabala, J.A., Martínez-Paz, J.M., Alcon, F. (2021). Integrated valuation of semiarid Mediterranean agroecosystem services and disservices. *Ecological Economics* 184, 107008.

3.9. Análisis de los cambios previstos en la conectividad ecológica en el campo de Cartagena por actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor

AUTORES: Clara Montoro Rodríguez y Aitor Gastón González. Centro para la Conservación de la Biodiversidad y el Desarrollo Sostenible (CBDS). Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid

3.9.1. Antecedentes

Las actividades humanas provocan inevitablemente pérdida de hábitats para las especies silvestres. Los efectos de la pérdida de hábitats sobre la biodiversidad se ven a menudo reforzados por la fragmentación, ya que los fragmentos de hábitat que no se ha perdido pueden quedar alejados unos de otros dificultando el movimiento de individuos y genes entre los mismos. En este contexto, la conectividad ecológica o del paisaje, se define como el grado en el que el territorio facilita el movimiento de individuos y otros flujos ecológicos entre las teselas de hábitat (Saura, 2013; Taylor et al., 1993). Conservar y mejorar la conectividad ecológica en paisajes fragmentados es crucial para mitigar los efectos de la fragmentación y conseguir un incremento de las tasas de intercambio de individuos entre poblaciones, un aumento de su estabilidad y capacidad de recuperación frente a perturbaciones, es decir, de resiliencia, y de recolonización tras posibles extinciones locales, y/o en una mejora en sus posibilidades de persistencia local y regional (Crooks & Sanjayan, 2006).

En el caso del Campo de Cartagena, la expansión de áreas urbanas y agrícolas ha provocado la pérdida y fragmentación de hábitats naturales de forma generalizada en la comarca. El proyecto *“Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor. Creación del cinturón verde. Áreas de re-naturalización. Proyecto de fases I, II y III”* promovido por la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico en el Marco de Actuaciones Prioritarias para Recuperar el Mar Menor incluye una serie de actuaciones que consisten en la aplicación de soluciones basadas en la naturaleza para mejorar la conectividad al promover la restauración y mejora ambiental del entorno del Mar Menor, la mejora de la calidad paisajística y la reducción del riesgo y los efectos de las avenidas. Estas actuaciones pueden resultar beneficiosas para algunas especies de anfibios, reptiles y mamíferos de la zona debido a que pueden implicar un aumento de superficie de hábitat potencial, además de aumentar la permeabilidad del territorio y, con ello, mejorar la conectividad del paisaje.

3.9.2. Objetivos

El presente capítulo expone los principales resultados del estudio realizado para evaluar de forma anticipada el efecto que las actuaciones incluidas en el

proyecto podrían tener en la conectividad ecológica de las especies animales terrestres más relevantes en el área de influencia de las actuaciones previstas.

3.9.3. Materiales y métodos

Este estudio utiliza un enfoque de conectividad funcional, que considera los requerimientos ecológicos de las especies en los análisis. Se tienen en cuenta las preferencias de hábitat de las especies para el

establecimiento de poblaciones estables, las características del paisaje que facilitan o dificultan los movimientos de los individuos y las distancias de dispersión alcanzables por las especies.

Definición de ecoperfiles

Dado que considerar especies individuales en los análisis de conectividad tiene ciertas desventajas, como la falta de información detallada a nivel de especie y el aumento de los tiempos de computación, es habitual considerar grupos de especies con requerimientos ecológicos similares denominados ecoperfiles (Opdam et al., 2008).

En este caso se han considerado los requerimientos de hábitat y distancias de dispersión de seis especies de ecosistemas forestales de interés en el área de estudio, definiéndose dos ecoperfiles para el conjunto de las seis especies, como se muestra en la **Tabla 1**.

Ecoperfil	Hábitat	Especies
Mamíferos forestales y camaleón	Ecosistemas forestales arbolados	Ardilla roja (<i>Sciurus vulgaris</i>)
		Camaleón (<i>Chameleon chameleon</i>)
		Gato montés (<i>Felis silvestris</i>)
		Gineta (<i>Genetta genetta</i>)
		Tejón (<i>Meles meles</i>)
Anfibios	Masas de agua naturales	Sapo corredor (<i>Epidalea calamita</i>)

Tabla 1. Ecoperfiles considerados.

Determinación de las distancias de dispersión para cada ecoperfil

Para cada uno de los dos ecoperfiles se han determinado una serie de distancias de dispersión medianas, aquella que se alcanza con un 50% de probabilidad, en función de la capacidad de movimiento de las especies. Se ha considerado que la probabilidad de dispersión y la distancia se relacionan siguiendo una función exponencial decreciente según la expresión $p = e^{-k \cdot d}$ (p : probabilidad de dispersión entre dos puntos, d : distancia entre puntos, k : coeficiente ajustado para cada grupo de especies, Saura & Pascual-Hortal, 2007). En este caso, se ha calculado un valor de k diferente para cada distancia mediana de

dispersión considerada, donde una vez calculado k se puede obtener la distancia correspondiente a cualquier probabilidad. De este modo se han obtenido las distancias máximas de dispersión que corresponden a una probabilidad del 5% (**Tabla 2**).

Para el ecoperfil asociado a ecosistemas forestales arbolados se han considerado cinco distancias de dispersión que cubren la diversidad de características dispersivas de las especies de interés citadas (Hódar et al., 2000; Virgós, 2017). En el caso de los anfibios, se ha considerado una distancia máxima de 2 km para Bufo calamita (Sinsch, 1997), que corresponde a una distancia mediana de 500 m (Tabla 2). En total, se han considerado cinco distancias medianas de dispersión (**Figura 1**).

Ecoperfil	Distancia mediana de dispersión (m)	Distancia máxima de dispersión (m)
Mamíferos forestales y camaleón	500	2.161
	1.000	4.322
	2.000	8.644
	4.000	17.288
	8.000	34.575
Anfibios	500	2.161

Tabla 2. Distancias de dispersión mediana y máxima consideradas para cada ecoperfil.

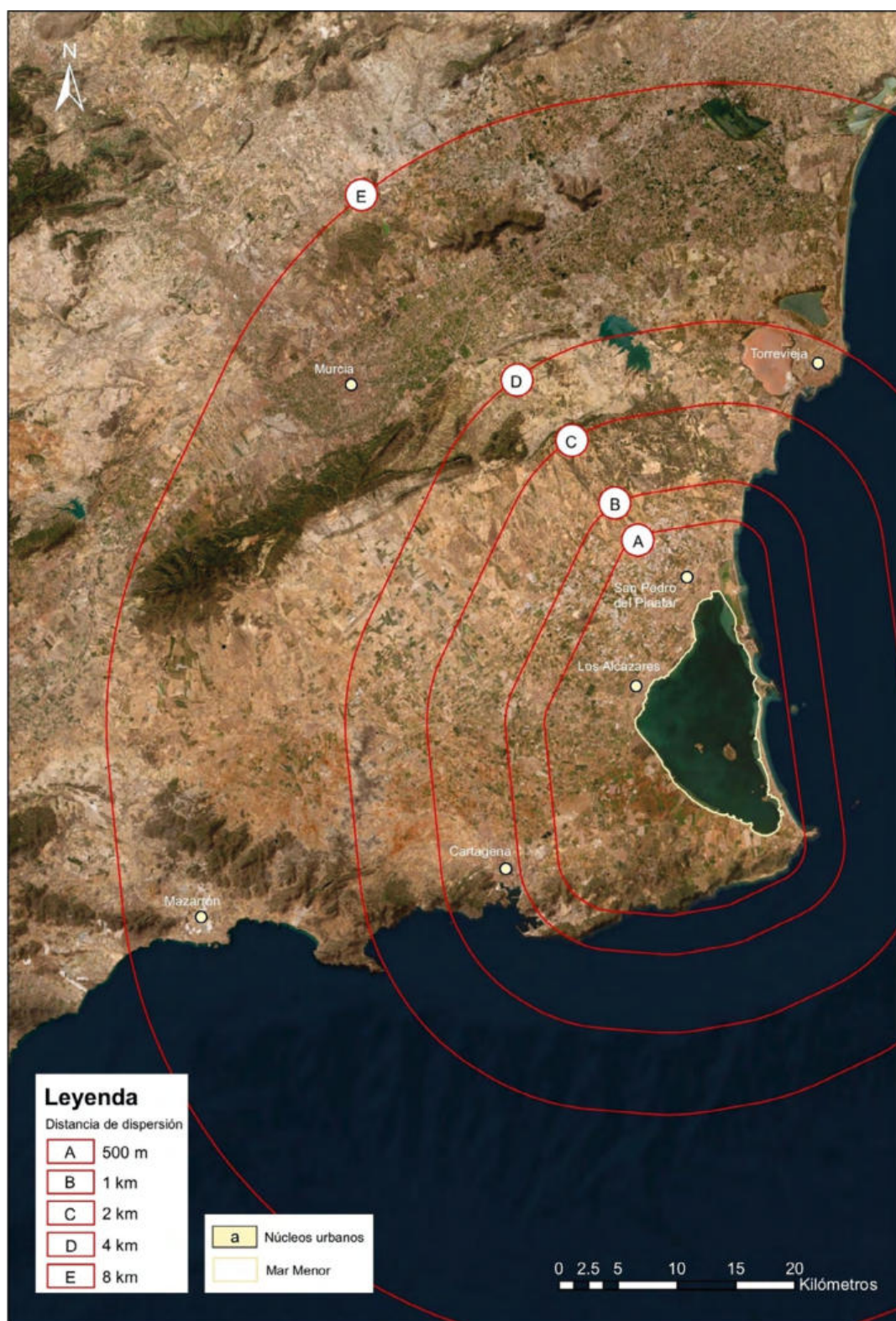


Figura 1. Límites de las cinco áreas de estudio consideradas. Las áreas más exteriores incluyen las áreas interiores, es decir, la zona B incluye la A, la C incluye la B y la A y así sucesivamente.

Delimitación del área de estudio para cada ecoperfil

Se ha definido un área de estudio diferente para cada distancia de dispersión mediana considerada con el objetivo de incluir en el análisis de conecti-

vidad tanto el territorio directamente afectado por las actuaciones de restauración ecológica previstas, como las áreas colindantes que pudieran ser

punto de partida o destino de movimientos dispersivos de las especies consideradas, pero excluyendo el territorio que queda a una distancia superior a la máxima de dispersión desde las actuaciones de restauración.

Por lo tanto, cada área de estudio (**Figura 1**) consiste en la envolvente de las áreas incluidas en el proyecto, ampliada con una banda de anchura igual a la distancia máxima de dispersión correspondiente a cada ecoperfil.

Identificación de nodos para cada ecoperfil y distancia de dispersión

Dentro del paisaje, una tesela o parche es un área relativamente homogénea, con bordes bien definidos y con características de hábitat diferenciadas de otras zonas adyacentes. En este trabajo se ha estudiado la conectividad mediante un grafo formado por nodos y enlaces. Los nodos se han definido como conjuntos de teselas que cumplen los siguientes criterios:

- El tipo de uso y cubierta del suelo (extraído del Sistema de Información de la Ocupación

del Suelo de España de Alta Resolución, SIO-SE AR) es idóneo para el ecoperfil considerado, siendo para los mamíferos forestales y el camaleón las teselas con tipos de uso y cubierta de arbolado forestal y para los anfibios las masas de agua permanentes o temporales.

- Las teselas se encuentran suficientemente cercanas entre sí para que los individuos puedan moverse entre ellas sin limitaciones. Se ha considerado que dos teselas pertenecen al mismo nodo cuando la distancia mínima entre las mismas es inferior a la distancia que corresponde a una probabilidad de conexión del 95% (**Tabla 3**).
- El conjunto de teselas del nodo tiene el tamaño suficiente para albergar poblaciones estables. Se ha estimado el área mínima de los nodos usando la relación conocida entre distancia de dispersión y tamaño del área de campeo: $ac = (dm/7)^2$, siendo ac la superficie del área de campeo y dm la distancia mediana de dispersión (Bowman et al., 2002).

Ecoperfil	Distancia mediana de dispersión (m)	Distancia mínima entre teselas de un mismo nodo (m)	Área de campeo (ha)
Mamíferos forestales y camaleón	500	37	0,5
	1.000	74	2,0
	2.000	148	8,2
	4.000	296	32,7
	8.000	592	130,6
Anfibios	500	37	0,5

Tabla 3. Distancia máxima entre teselas del mismo nodo y tamaño de las áreas de campeo asociadas a cada distancia mediana de dispersión.

Los criterios anteriores han permitido identificar un conjunto de nodos para cada ecoperfil y distancia mediana de dispersión considerados, tanto en la situación previa a las actuaciones como en la espera da tras la ejecución del proyecto.

(McRae & Kavanagh, 2011), que permite calcular los caminos de coste mínimo para desplazarse entre nodos, utilizando superficies de resistencia específicas para cada ecoperfil (Adriaensen et al, 2003).

Identificación y caracterización de enlaces entre nodos

Los enlaces entre nodos se han identificado calculando los caminos de coste mínimo entre nodos adyacentes usando la aplicación Linkage Mapper

El coste de desplazamiento entre nodos se ha caracterizado usando superficies de resistencia al movimiento para los distintos ecoperfiles. Las superficies se han generada asociando un valor de resistencia a cada tipo de uso y cubierta del suelo con criterio experto, basado en trabajos previos que han demostrado su utilidad (De La Fuente et al., 2018; Gurrutxaga

et al., 2010; Gurrutxaga & Saura, 2014). Se ha asignado la resistencia mínima (1) a los tipos de uso y cubierta óptimos para cada ecoperfil y el valor máximo (1.000) a los tipos más desfavorables, aquellas zonas que suponen una mayor barrera para la mayoría de las especies terrestres. Para el ecoperfil de mamíferos y el camaleón, las teselas cuya cubierta predominante es arbolada o consiste en un pasto arbolado serán las que obtengan los valores óptimos mientras que, para el ecoperfil de los anfibios, serán las teselas donde se encuentren masas o cursos de agua.

La cartografía de tipos de usos y cubierta del suelo utilizada es la proporcionada por el SIOSE

AR, un modelo de datos que tiene como unidad de trabajo el polígono, a través de la cual representa la ocupación del suelo y la cubierta predominante para cada tesela de territorio. A cada uno de estos polígonos se le ha asignado un valor de resistencia para la situación previa al proyecto, según la situación actual de la zona y, para la situación prevista tras las actuaciones, se han actualizado las resistencias de aquellas celdas que solapan con las áreas de actuación del proyecto, asignándoles el valor correspondiente a la cubierta vegetal resultante de las actuaciones de restauración.

3.9.4. Cálculo del Área Conectada Equivalente (ECA)

Una vez identificados los nodos y caracterizado el coste de movimiento entre ellos, se ha realizado un análisis de conectividad basado en grafos espaciales e índices de disponibilidad de hábitat. Los grafos son la representación matemática de una red, y están compuestos por un conjunto de nodos (conjuntos de teselas de hábitats idóneos para los dos ecoperfiles) que están o no conectados entre sí mediante enlaces (caminos de coste mínimo caracterizados por su distancia efectiva) (Pascual-Hortal & Saura, 2006).

Para cuantificar las tendencias en la conectividad para los dos ecoperfiles se ha realizado el análisis mediante índices de disponibilidad de hábitat (Saura, 2013; Pascual-Hortal & Saura, 2008; Saura & Pascual-Hortal, 2007; Saura & Rubio, 2010) usando la herramienta informática Conefor (Saura & Torré, 2009). Concretamente, se ha usado el índice de Probabilidad de Conectividad (PC) que estima la probabilidad de que dos puntos tomados al azar estén situados en teselas de hábitat alcanzables entre

sí, teniendo en cuenta tanto la cantidad de recursos de hábitat que pueden encontrarse dentro de la propia tesela (*intrapatch connectivity*), como los recursos de hábitat que pueden alcanzarse gracias a las conexiones directas o indirectas con otras teselas (*interpatch connectivity*). Dado que el índice PC varía entre 0 y 1, y que los valores que alcanza son bajos cuando el área de hábitat es pequeña respecto al área total de la zona de estudio, para comparaciones temporales es preferible usar el índice ECA (Equivalent Connected Area) que se deriva directamente del índice PC (Saura et al., 2011). El ECA equivale al área de una única tesela (conectada al máximo) que proporcionaría la misma probabilidad de conectividad (PC) que el conjunto de teselas estudiadas. Los cambios temporales en el ECA pueden compararse directamente con los cambios en la superficie total del hábitat, lo que permite obtener información sobre la efectividad de las acciones de proyecto de restauración en la mejora de la conectividad ecológica.

3.9.5. Resultados

Las actuaciones de restauración ecológica previstas en el entorno del Mar Menor generarán un aumento de las teselas de hábitat que se pueden albergar poblaciones estables de las especies consideradas y un aumento de la permeabilidad de la matriz del paisaje, lo que implicará un aumento de nodos y reducción de la longitud efectiva de

los caminos de coste mínimo. A modo de ejemplo se muestra el efecto de las actividades de restauración en la red ecológica correspondiente a mamíferos forestales con distancia de dispersión de 500 m (**Figura 4**), los mismos resultados se han obtenido para todos los ecoperfiles y distancias consideradas.

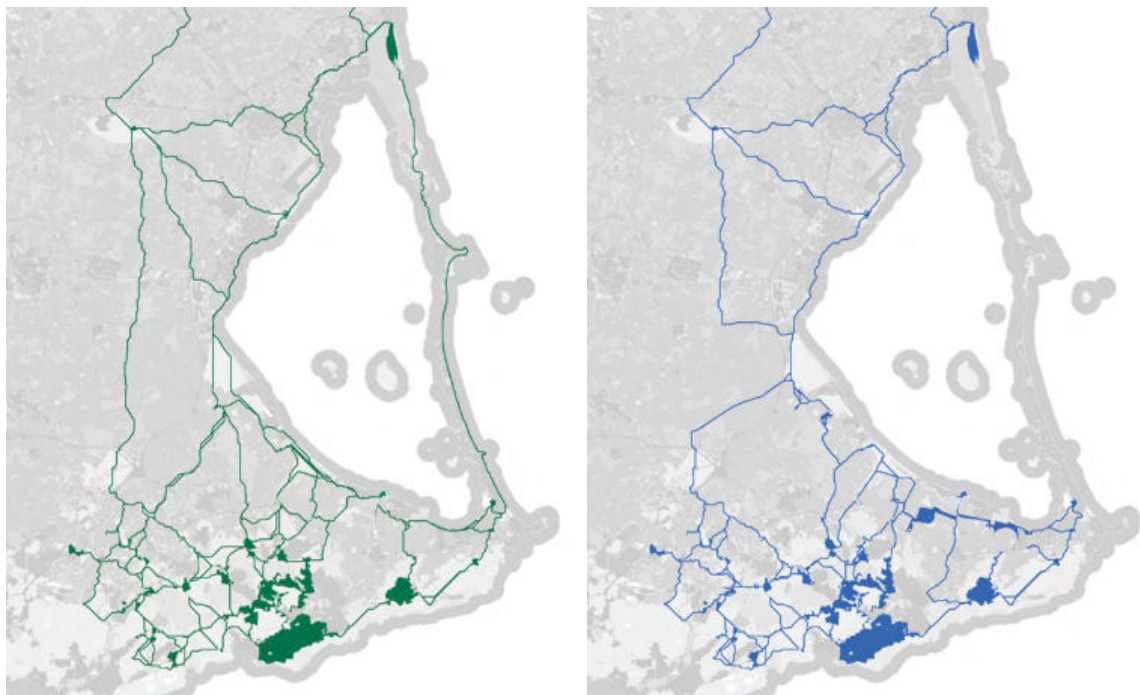


Figura 4. Nodos y caminos de mínimo para el ecoperfil de mamíferos forestales (500 m de distancia mediana de dispersión), antes (izquierda) y después (derecha) de las actuaciones de restauración previstas en el proyecto.

Tras las actuaciones de restauración ecológica previstas, se prevé un aumento de la superficie de hábitat adecuado para todos los ecoperfiles y distancias de dispersión considerados (Tabla 4). En términos relativos, el aumento de hábitat será mayor para las especies con menores requerimientos de área de campeo, que corresponden a las de menor distancia de dispersión (Bowman et al. 2002).

En cuanto al área conectada equivalente (ECA), el efecto previsto de las actuaciones de restauración en la conectividad ecológica de las especies consideradas es positivo en todos los casos (Tabla 4). Para las especies asociadas a ecosistemas forestales arbolados, el aumento de ECA es menor que el aumento de la superficie de hábitat generado por las actividades de restauración, mientras que para los anfibios el ECA aumenta 60% más que el incremento de superficie de hábitat idóneo. Esto se debe a que los nodos se encuentran relativamente aislados

en una matriz del paisaje muy poco permeable para el camaleón y las especies de mamíferos forestales consideradas, lo que hace que los nuevos hábitats sean alcanzables en baja proporción, mientras que el del sapo corredor cuenta con muchos más nodos idóneos menos aislados entre sí.

El aumento de conectividad para mamíferos forestales con capacidad de dispersión mayor ($d > 1$ km) es relativamente bajo y no supera el 1% de aumento de ECA, mientras que en aquellos con capacidad de dispersión menor la mejora de la conectividad medida como hábitat alcanzable aumenta claramente (Tabla 4). Esto se debe a que las actuaciones de restauración suponen una proporción pequeña (menor del 3%) del área que puede contribuir a la conectividad de estas especies. En ambos casos, es la mencionada falta de permeabilidad del paisaje la que dificulta el aumento del porcentaje de ECA tras las actuaciones previstas.

Ecoperfil	Distancia (km)	Superficie antes (ha)	Superficie después (ha)	Diferencia superficie (%)	ECA antes (ha)	ECA después (ha)	Diferencia ECA (%)
Mamíferos y camaleón	0,5	1.198	1.364,6	12,2%	519	541	4,1%
	1	1.473	1.647	10,6%	609	632	3,6%
	2	6.808	6.988	2,6%	4329	4.336	0,2%
	4	13.174	13.352	1,3%	10.013	10.021	0,1%
	8	47.213	47.529	0,7%	30.625	30.632	0,02%
Anfibio	0,5	603	743	18,9%	83	120	30,4%

Tabla 4. Comparación de la superficie de hábitat y el área conectada equivalentes, antes y después de las actuaciones.

Los resultados anteriores muestran el aumento total de la disponibilidad de hábitat que es la combinación de dos componentes de la conectividad. Por un lado, aumenta la cantidad de hábitat (*intrapatch connectivity*) por las actuaciones de restauración. Por otro lado, aumenta la conectividad entre teselas (*interpatch connectivity*) debido a cambios en la cubierta del suelo debidos a la restauración que no constituyen nuevos nodos pero que aumentan la permeabilidad del paisaje disminuyendo la resistencia a los movimientos

de las especies. Dado que en este caso la mayoría del área conectada equivalente se debe a la cantidad de hábitat, es interesante estudiar por separado cómo afectan las actuaciones a la conectividad entre teselas (Tabla 5). El ECA entre teselas es relativamente bajo para todos los casos considerados si lo comparamos con el ECA total, pero el efecto de las actuaciones sobre esta fracción de la conectividad es proporcionalmente mayor, con aumentos que alcanzan un 300% para las distancias de dispersión más bajas.

Ecoperfil	Distancia (km)	ECA entre teselas (antes)	ECA entre teselas (después)	Diferencia (%)
Mamíferos y camaleón	0,5	4,3	15,9	269,8%
	1	71,5	84,0	17,5%
	2	90,8	94,9	4,5%
	4	69,7	76,1	9,2%
	8	395,9	401,3	1,4%
Anfibios	0,5	0,2	0,8	300,0%

Tabla 5. Comparación de la fracción entre teselas del área conectada equivalentes, antes y después de las actuaciones.

3.9.6. Conclusiones

Los análisis realizados han permitido evaluar de forma anticipada el efecto que las actuaciones incluidas en el proyecto "Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor. Creación del cinturón verde. Áreas de renaturalización. Proyecto de fases I, II y III" promovido por la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, podrían tener en la conectividad ecológica de las especies animales terrestres más relevantes en el área de influencia de las actuaciones previstas.

Las principales conclusiones obtenidas son las siguientes:

- El efecto de las actuaciones es positivo para la conectividad ecológica en todos los casos considerados (camaleón, mamíferos forestales y sapo corredor).
- Las actuaciones supondrán un aumento de la disponibilidad de hábitat, sobre todo para

especies con capacidad de dispersión menor (≤ 1 km de distancia mediana de dispersión).

- En general, el aumento del área conectada equivalente (ECA) debido a las actuaciones de restauración es proporcionalmente menor que el aumento de superficie de nuevos hábitats que las actuaciones generan, esto se debe a que la matriz del paisaje es poco permeable para las especies consideradas.
- El ECA correspondiente a la conectividad entre teselas (descontando el ECA dentro de las teselas al ECA total) supone una porción pequeña del ECA total, lo que refuerza la idea de que el paisaje es muy poco permeable.
- Aunque las actuaciones supondrán un aumento de la conectividad entre teselas bajo en valor absoluto, el aumento será proporcionalmente elevado respecto a la situación previa para especies con baja capacidad de dispersión.

Bibliografía

Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.

Bowman, J., Jaeger, J. A., & Fahrig, L. (2002). Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 83(7), 2049-2055.

- Crooks, K., & Sanjayan, M. (2006). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press.
- de la Fuente, B., Mateo-Sánchez, M. C., Rodríguez, G., Gastón, A., de Ayala, R. P., Colomina-Pérez, D., ... & Saura, S. (2018). Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. *Land use policy*, 75, 429-441.
- Gurrutxaga, M., Lozano, P. J., & del Barrio, G. (2010). GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 318-326.
- Gurrutxaga, M., & Saura, S. (2014). Prioritizing highway de-fragmentation locations for restoring landscape connectivity. *Environmental Conservation*, 41(2), 157-164.
- McRae, B.H. & Kavanagh, D. M. (2011). *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*. The Nature Conservancy, Seattle, WA. <https://linkagemapper.org>.
- Opdam, P., Pouwels, R., van Rooij, S., Steingröver, E., & Vos, C. C. (2008). Setting biodiversity targets in participatory regional planning: introducing ecoprofiles. *Ecology and Society*, 13(1).
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21: 959-967.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2008). Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional: propuesta metodológica y nueva herramienta de decisión. *Montes, Revista de Ámbito Forestal* 94: 31-37.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., & Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407-416.
- Saura, S. (2013). Métodos y herramientas para el análisis de la conectividad del paisaje y su integración en los planes de conservación. In: De la Cruz, M., Maestre, F. (Eds.), *Avances en el análisis espacial de datos ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados*, pp. 1-4. Asociación Española de Ecología Terrestre.
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83: 91-103.
- Saura, S., & Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33: 523-537.
- Saura, S., & Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental modelling & software*, 24(1), 135-139.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.

3.10. Potencial agroecológico en el campo de Cartagena y consideraciones para la transición agroecológica

AUTORES: José M^a Egea Fernández y José M^a Egea Sánchez (Universidad de Murcia)

3.10.1. La práctica agroecológica como alternativa a la agroindustria en el entorno del Mar Menor

El ecosistema del Mar Menor, uno de los espacios más emblemáticos de la Región de Murcia, se encuentra altamente degradado como consecuencia, en gran parte, del modelo agropecuario industrializado imperante en su cuenca vertiente. De acuerdo con la ley de recuperación y protección del Mar Menor (BOE 221, de 17 de agosto 2020), los abonos y fitosanitarios utilizados en este modelo agrario ha supuesto durante años un continuo lixiviado y transporte del agua de escorrentía y subterránea hacia la laguna, que contribuye de forma significativa al actual proceso de eutrofización y degradación que presenta la laguna.

Para romper la dinámica agroalimentaria dominante en el entorno del Mar Menor se requiere, no una optimización ambiental del modelo industrializado actual, sino un cambio de modelo que, en nuestra opinión, vendrá de la mano de la Agroecología. Esta ciencia, de acuerdo con el informe del Grupo de alto nivel de expertos en seguridad alimentaria y nutrición (HPLE 2019), debe su resiliencia a que aplica principios y conceptos ecológicos al estudio, diseño y gestión de sistemas agroalimentarios sostenibles;

así como a la utilización de sinergias naturales para regenerar los suelos, fertilizar los cultivos y combatir las plagas. La Agroecología, además, promueve una dimensión social que vincula estrechamente a los agricultores, los consumidores, los gobiernos y todos los demás agentes del sistema alimentario.

El enfoque agroecológico se reconoce en la Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5 (SCDB 2020), como una herramienta válida para restaurar y mejorar la funcionalidad y servicios de los ecosistemas. Este enfoque ocupa, también, una posición destacada en los debates para el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), como ha sido reconocido por la FAO⁴. Las propuestas agroecológicas se incluyen en 6 de los 9 ecoregímenes⁵ en favor del clima y medio ambiente de la PEPAC. El enfoque agroecológico subyace también en el Pacto de Milán sobre Políticas Alimentarias Urbanas, promovido por la FAO en 2015, en las estrategias “De la Granja a la Mesa” (COM 2020a) y “de Biodiversidad para 2030” (COM 2020b), enmarcadas en el Pacto Verde de la Comisión Europea; y está en armonía con el Marco de Actuaciones Prioritarias del Mar Menor.

3.10.2. Transición agroecológica en la cuenca vertiente del Mar Menor

La transición agroecológica supone el paso de sistemas alimentarios insostenibles, como el del entorno

del Mar Menor, a sistemas ecológicamente sostenibles, económicamente viables, socialmente justos y

⁴ <https://www.fao.org/agroecology/overview/agroecology-and-the-sustainable-development-goals/es/>

⁵ Los ecoregímenes o ecoesquemas son una de las principales novedades de la nueva PAC 2023-2027. Se trata de ayudas voluntarias a los agricultores/as que realicen prácticas en favor del clima y el medio ambiente.

culturalmente apropiados, en el marco de la bioeconomía circular e inclusiva (D'Amato et al., 2017). Se trata de un proceso complejo, cuya finalidad es la de implementar sistemas alimentarios territorializados de base agroecológica, en el que se articulan distintas escalas (finca, comunidad local, sociedad mayor) y que se ve afectado por factores sociales, económicos, científicos, tecnológicos, culturales, políticos y ecológicos.

Algunos principios relevantes para la transición agroecológica son:

- Reducir la huella ecológica, no sólo a través de prácticas sustentables de producción, sino también en la distribución y consumo de alimentos, de forma que se minimicen las emisiones de gases de invernadero y la contaminación del suelo y el agua.
- Reducir los costos e incrementar la eficacia y viabilidad económica de las fincas; así como fomentar la producción local de alimentos adaptados al contexto natural y socioeconómico del territorio.

- Fomentar la organización social entre los agricultores y de éstos con los consumidores, a través de mercados alternativos (Fig. 1) e infraestructuras productivas locales conectadas en redes de acción económica y social.
- Contribuir al desarrollo socioeconómico a través de la creación de empleo y actividades relacionadas con la multifuncionalidad del territorio, como el agroturismo y al turismo gastronómico.

El proceso de transición agroecológica debe contemplar, no solo la situación actual de la laguna y su cuenca vertiente, sino que debe dar respuesta también a otros retos ambientales y alimentarios, que afectan de forma global al planeta, como la adaptación al cambio climático, la pérdida de biodiversidad (incluida la agraria), el abastecimiento de alimentos de calidad en las ciudades y grandes núcleos de concentración humana, la reducción del desperdicio alimentario; así como la seguridad alimentaria y nutricional para todos los ciudadanos.



Figura 1. Mercadillo local de productos ecológicos.

3.10.3. Potencial Agroecológico de la cuenca del Mar Menor. Gobernanza y participación

Un paso previo para hacer la transición agroecológica es realizar un inventario del potencial agroecológico del territorio. Se trata de conectar con la realidad a estudiar e interaccionar con los actores del sistema agroalimentario que pueden ser movilizado en el proceso de transición. En Egea Fernández y Egea Sánchez (2023), se presenta una primera aproximación al potencial agroecológico de la cuenca. Para la protección y recuperación del Mar Menor, se han estructurado ya diferentes organismos que van desde la administración nacional a la local, pasando por la regional; se han creado diferentes comisiones en las que, además de la administración, participan científicos, técnicos y organizaciones agrarias y sociales; y se ha generado un potente movimiento popular en torno a la Iniciativa Legislativa Popular, sin precedentes en Europa, para el reconocimiento de la personalidad jurídica y derechos propios al Mar Menor y su cuenca.

Para tener una información más precisa del potencial agroecológico e identificar a los elementos cla-

ve del territorio, se deberían realizar reuniones con las administraciones públicas con competencias en la cuenca y realizar talleres, reuniones, entrevistas individuales o colectivas y mapeos participativos, con la finalidad de promover la participación ciudadana.

Es en este marco, en el que se debe plantear y promover la gobernanza y participación para la transición agroecológica del Mar Menor, tomando como base el potencial agroecológico de la cuenca. La primera tarea a desarrollar, y quizás la más importante, es movilizar a todos los recursos humanos indicados en este proceso, para organizar y estructurar una Alianza Agroecológica por el Mar Menor y para elaborar un Plan de Acción Agroecológico, consensuado entre todos los participantes, como punto de partida para el desarrollo de una Estrategia Agroalimentaria Territorial de Base Agroecológica, lo que supondría un cambio de enfoque de gobernanza y planificación territorial, tanto para el presente como el futuro del territorio.

3.10.4. Consideraciones para la transición agroecológica

En este apartado se incluyen una serie de consideraciones, desde la perspectiva agroecológica, que pueden ser de interés para la recuperación y conservación de la laguna del Mar Menor y, al mismo tiempo, producir alimentos de la máxima calidad nutritiva y organoléptica, adaptados a las condiciones agroambientales actuales y con la vista puesta en el cambio climático.

Restauración de la biodiversidad funcional

La intensificación de los cultivos en la cuenca del Mar Menor ha llevado a una pérdida de biodiversidad y a la simplificación de los paisajes agrarios, lo que se ha traducido en la reducción de las poblaciones de enemigos naturales y polinizadores y, en consecuencia, un aumento de las plagas en los cultivos y una disminución de la polinización (Klein et al., 2007).

Un principio básico en el diseño y manejo agroecológico de los sistemas agrarios es recuperar la biodiversidad funcional mediante la práctica de asociaciones (Fig. 2) y rotaciones de cultivos, cubiertas vegetales,

abonos verdes, acolchados y la inclusión de un alto grado de flora silvestre asociada a los cultivos (setos, bosquetes, plantas auxiliares...), como medida para mantener la salud de los cultivos sin necesidad de aplicar pesticidas (Egea Sánchez y Egea Fernández 2022).

Para llevar a la práctica la restauración de la biodiversidad funcional cultivada se propone también el diseño y plantación de los agroecosistemas siguientes (Egea Fernández y Egea Sánchez, 2023):

- *Sistemas agroforestales agroecológicos (SAFA).* La Agroforestería es una ciencia que trata del diseño y manejo de sistemas en los que se integran especies forestales con cultivos agrícolas y/o la ganadería. Estos sistemas, de acuerdo con la FAO (2015), pueden mejorar los ecosistemas mediante el almacenamiento de carbono, la prevención de la deforestación, la conservación de la biodiversidad y la reducción de la erosión, a la vez que ayuda a los suelos agrícolas a soportar mejor el cambio climático y eventos como sequías e inundaciones. Los bosques de alimentos comestibles constituyen un exponente actual de los SAFA.

- *Sistemas agrosilvopastorales.* Integran especies forestales, cultivos y ganadería. Es la alternativa más próxima a los ecosistemas naturales. La incorporación del ganado permite establecer agroecosistemas cerrados

con un incremento importante de la biodiversidad. En los secanos se pueden establecer sistemas adehesados de algarrobos, almendros u olivos; y en los regadíos callejones de frutales.



Figura 2. Asociación de cultivos.

Diversificación de la biodiversidad cultivada. Cultivos promisorios

La diversificación de la biodiversidad cultivada debe centrarse en la producción de alimentos de la máxima calidad nutritiva y organoléptica, adaptados a las condiciones agroambientales actuales y con la vista puesta en el cambio climático. En este sentido, se recomienda la plantación de cultivos *promisorios*, que son aquellos con potencial de adaptación al cambio climático. Este concepto engloba (Egea Fernández et al. 2015) a especies y variedades que tuvieron un papel importante en la agricultura y alimentación tradicional de un territorio y que, por diversos motivos, se encuentran en peligro de extinción (infrautilizados u obsoletos), como las variedades locales (**Fig. 3**) y especies como algarrobo, granado, higuera, palmera datilera... El límite de estas especies y variedades, de seguir la tendencia actual, sería su extinción, lo que

representaría una pérdida irreparable de recursos para la seguridad y soberanía alimentaria; así como de elementos diferenciadores de la cultura gastronómica de un territorio, (Egea Fernández y Egea Sánchez 2013). En Egea Fernández y Egea Sánchez (2023), se incluye una relación de especies y variedades de interés para la cuenca del Mar Menor.

El concepto de cultivos promisorios incluye también a cultivos ancestrales procedentes de diferentes culturas y regiones biogeográficas, que se han mantenido en condiciones climáticas extremas (sequía, frío, salinidad...) durante milenios y que podrían introducirse en un territorio donde no se cultivan en la actualidad, o su cultivo es incipiente. En la cuenca se cultivan ya nuevas especies, como moringa (**Fig. 4**), jojoba, pitahaya, okra, y se realizan ensayos con amaranto, quinoa, tomatillo (*Physalis*) y otras especies, para la selección de variedades que, además de su potencial de adaptación al cambio climático, posean

algunas de las características siguientes: tolerantes a la sequía, más o menos resistentes a la salinidad,

requieran pocos insumos para su cultivo y con una calidad nutricional excelente.



Figura 3. Exposición de variedades locales de tomate de la Región de Murcia.



Figura 4. Cultivo de moringa en el Campo de Cartagena.

Desarrollo de una cadena de valor agroecológica en la cuenca del Mar Menor

La estructuración de un sistema agroalimentario territorial de base agroecológica es fundamental para mejorar la calidad ambiental de la laguna del Mar Menor y su cuenca de drenaje; así como, para mejorar las rentas y la calidad de vida de los (semi) profesionales del sector agroecológico del territorio. Para conseguir este fin es preciso entretejer redes alternativas de producción, distribución y consumo responsable, en el marco de los ODS, y de acuerdo con las directrices europeas incluidas en la estrategia europea “de la Granja a la Mesa” y “de la Biodiversidad” del Pacto Verde 2030.

En el sector productivo agrario hay que tejer una red con la finalidad de tener una oferta sólida y variada de productos (frescos y transformados) de calidad, sanos y saludables, de minimizar los costes logísticos y de garantizar el abastecimiento al consumidor a lo largo de todo el año.

La promoción de mercados locales crearía nuevas oportunidades para los pequeños y medianos productores, con una incidencia elevada en jóvenes y parados. Es por esto que se deben potenciar las redes entre productores y consumidores ya existentes y crear nuevas redes para la comercialización de productos de la cuenca. Las redes de productores, para la comercialización de sus productos, deben acordar la forma asociativa y la coordinación para la distribución, de acuerdo con la tipología propuesta por Fadón y López (2012).

Para potenciar el consumo individual o familiar hay que promover la venta directa, la creación de grupos de consumo y la implicación de establecimientos de alimentación. Con los Ayuntamientos hay que analizar la posibilidad de utilizar espacios en mercados locales y plazas de abastos.

La creación de una red de restaurantes verdes o sostenibles conectada a las redes de productores, permitiría a los restaurantes conseguir materias primas más exclusivas y personalizadas, recolectadas en el momento óptimo de madurez y a pocas horas de su consumo; al mismo tiempo, los productores se beneficiarían de la venta de sus productos.

El consumo social de alimentos (colegios, hospitales, centros de día...), gestionado por las instituciones públicas y que, por tanto, se sostiene con gasto público, podría ser otra vía para la comercialización de

productos agroecológicos de la cuenca del Mar Menor. Hoy día este mercado, controlado por los catering, es prácticamente inaccesible a los productores ecológicos.

La creación de una central de compras dotada de las infraestructuras necesarias para la distribución y comercialización de los productos de la cuenca, facilitaría el contacto directo entre productores y consumidores, debido a las ventajas que representa la concentración de productos en un solo punto de venta y la eliminación de intermediarios. Esta central, al igual que todo el entretejido para la producción, distribución y consumo tendría que adaptarse a una normativa que regule y se adecue a este tipo de ventas y que, además, establezca unos precios justos para productores y consumidores.

Dinamización del consumo

Sin la implicación directa de los consumidores será imposible articular un mercado local agroecológico en la cuenca. Y, hasta la fecha, esta implicación es mínima. Es por ello, que se considera prioritario, sobre cualquier otra acción, el diseño de una campaña de difusión y marketing en la que se muestren los beneficios socioeconómicos, ambientales y culturales que representa el consumo de productos del entorno del Mar Menor.

La finalidad de la campaña sería la de sensibilizar a instituciones, organizaciones y a la población en general del papel que juegan, con su decisión de compra, en la recuperación y conservación de la laguna, en la conservación del paisaje agrario y en el mantenimiento de los servicios socioecosistémicos del territorio.

La campaña debe incluir, entre otras actividades, charlas informativas sobre las ventajas del consumo de productos locales, así como exposiciones, talleres, catas y degustación de productos, participación en ferias de biodiversidad cultivada y visitas guiadas a “fincas modelo” en el diseño y manejo agroecológico. La edición de una guía de productos, productores, puntos de venta y restaurantes adheridos a la cadena de valor agroecológica potenciaría los resultados de la campaña.

Para promover el consumo se considera necesario crear una red de dinamizadores agroecológicos, que sería la encargada de conectar con asociaciones y colectivos sociales, con el sector de la restauración individual (bares, restaurantes...) y colectiva (comedores de centros públicos y empresas) y con los consumidores en general. Esta red se encargaría,

además, de la organización de actividades (ferias, jornadas,...); de colaborar con las redes agroalimentarias en las tareas de gestión, organización y formas de coordinación; facilitar el acceso de los productores y consumidores a infraestructuras públicas,

como mercados, locales...; asesorar de las posibilidades de distribución y comercialización de los productos; y conectar con otras redes agroalimentarias alternativas, regionales o nacionales, para potenciar la oferta de productos.

Bibliografía

- D'Amato et al. 2017. Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. *Journal of Cleaner Production* 168: 1.
- COM (Comisión Europea). 2020a. Estrategia «de la granja a la mesa» para un sistema alimentario justo, saludable y respetuoso con el medio ambiente. Disponible en: <https://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2020/ES/COM-2020-381-F1-ES-MAIN-PART-1.PDF>
- COM (Comisión Europea). 2020b. Estrategia sobre Biodiversidad para 2030. Comisión europea. Disponible en: https://ec.europa.eu/environment/strategy/biodiversity-strategy-2030_es
- Egea Fernández JM, Egea Sánchez JM. 2023. Agroecología en la cuenca del Mar Menor: Situación actual y plan de acción. Disponible en: https://drive.google.com/file/d/12FulDMNOhIOyuol2j0FXhJQpAYG_kJPr/view
- Egea Fernández JM, Egea Sánchez JM, Egea Sánchez I, Rivera D. 2015. Cultivos promisorios para enfriar el clima y alimentar al mundo. Bullas (Murcia): Integral.
- Egea Fernández JM, Egea Sánchez JM. 2013 Libro rojo de las variedades locales de la Región de Murcia I. Murcia: RAERM. Egea Fernández JM, González JM. 2013 Estado de los recursos fitogenéticos desde la perspectiva de las redes de semillas. *Agroecología* 7(2): 47-63.
- Egea Sánchez JM, Egea Fernández JM. 2010. Guía de Huertos Ecológicos. Los Huertos Eco-Campus de la Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones. Universidad de Murcia.
- Fadón B, López D. 2012. Como vender directamente nuestras producciones ecológicas. Canales alternativos para la comercialización de los alimentos ecológicos en mercados locales. Zarza de Granadilla: Ecos del Tajo.
- FAO. 2015. Promoviendo la agroforestería en la agenda política – Una guía para tomadores de decisiones. Documentos de trabajo en agroforestería No. 1. Roma: Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).
- HPLE 2019. Enfoques agroecológicos y otros enfoques innovadores en favor de la sostenibilidad de la agricultura y los sistemas alimentarios que mejoran la seguridad alimentaria y la nutrición. Informe del Grupo de alto nivel de expertos en seguridad alimentaria y nutrición. Disponible en: http://www.fao.org/fileadmin/templates/cfs/HLPE/reports/HLPE_Report_14_ES.pdf HPLE 2019
- Klein AM, Vaissière BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 274: 66, 95–96, 191.
- SCDB (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica). 2020 Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 5. Montreal.

3.11. Participación, información y toma de decisiones. Integración de las soluciones planteadas por distintos actores

AUTORES: Nadia García Ruiz. Grupo TRAGSA. Delegación Murcia; Francisco Guil Celada, María Degania Medina Vidal. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (MITECO)

3.11.1. Desarrollo de los proyectos y obligaciones de información pública: desde el MAPMM a la línea 2.1. y su declaración de interés general

El Marco de Actuaciones Prioritarias se elaboró bajo la premisa de que la recuperación del Mar Menor debe partir de la aceptación de cuatro puntos básicos:

1. Escuchar a la ciencia
2. Respetar y aplicar la ley
3. La participación pública
4. La cooperación interadministrativa

El mes de noviembre de 2021 el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico abrió el proceso de participación pública sobre Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor con el objetivo de recabar la opinión de todos los agentes y ciudadanos interesados en contribuir con sus aportaciones al Marco de actuaciones prioritarias para la recuperación del Mar Menor.

Los resultados de la consulta se recogieron en un informe sintético con las aportaciones realizadas, específicamente aquellas que están en el ámbito de las actuaciones del Marco de Actuaciones Prioritarias.

Dada la necesidad de que los distintos agentes se implicaran en la búsqueda de soluciones para lograr la recuperación del Mar Menor, se mantuvo diálogo social permanente con entidades representantes de la sociedad civil del Campo de Cartagena. Asimismo, se continuó dialogando con los actores económicos y otros actores sociales que pudieran contribuir en el desarrollo de las propuestas que se pusieron en marcha por el MITECO.

Con el objetivo de servir de foro de conocimiento y fomentar el diálogo entre todos los agentes impli-

cados en la recuperación del Mar Menor, se trabajó tendiendo puentes entre los sectores anteriores junto a los científicos y otros colectivos, en aras de mantener un diálogo fluido, y siempre desde la pluralidad, multidisciplinariedad e independencia. Así, se fomentó tanto la participación de expertos y científicos de la Región de Murcia como de otros lugares del territorio español y del ámbito internacional cuyas investigaciones se desarrollaron o hayan desarrollado en sistemas semejantes al Mar Menor y su cuenca vertiente. Para mejorar la participación social en las medidas de soluciones basada en la naturaleza se apoyaron en programas educativos y redes de profesionales en la materia.

La página web del MITECO abrió un espacio específico dedicado a los distintos procesos de consulta pública relacionados con la recuperación del Mar Menor y las líneas de acción definidas en el Marco de Actuaciones Prioritarias, y otros de interés.

Tras este proceso de participación pública se analizaron con ánimo integrador las propuestas aportadas y justificadas por todos los que intervinieron en el proceso y se descartó la incorporación de aquellas propuestas que correspondían al ámbito competencial de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia o a la administración local. Asimismo, se desestimaron aquellas propuestas que no correspondían a este Marco de Actuaciones Prioritarias y a los objetivos que se pretendían.

De las distintas líneas que conforman el MAPMM nos centramos en este punto en la Medida 2. Restauración y mejora ambiental en el ámbito de la cuenca

del Mar Menor. Soluciones basadas en la naturaleza y concretamente en el apartado 2.1. Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde. Tras el estudio de las aportaciones realizadas se sacaron las siguientes conclusiones y datos:

Se considera la restauración ecológica en el entorno del Mar Menor mediante infraestructuras verdes, teniendo en consideración la disponibilidad de terrenos afectados por los diferentes ins-

trumentos de ordenación territorial y urbanística. Se valorarán otras actuaciones propuestas como la creación de un corredor de vegetación natural que conecte los distintos espacios protegidos de la ribera del Mar Menor, utilizar zonas de inundación potencial, la renaturalización de las desembocaduras de las ramblas, y la restauración de las salinas abandonadas.

En las operaciones de compra de fincas, se priorizarán las que presenten especial interés ecológico.

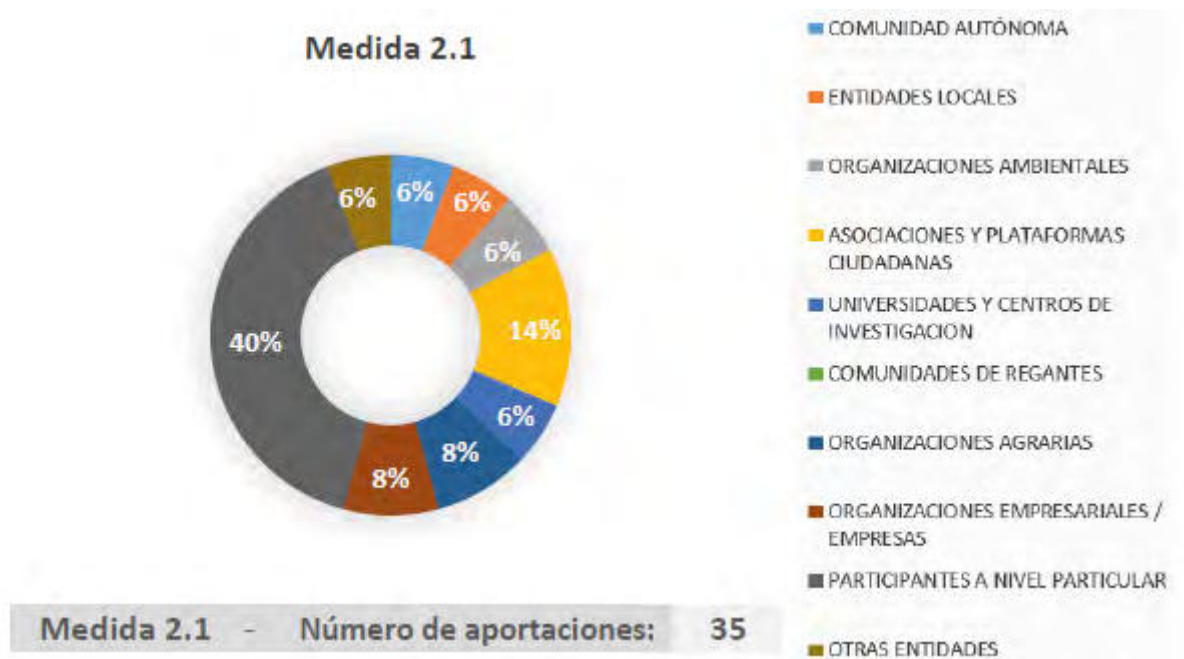


Figura 1. Gráfico de las aportaciones recibidas sobre la medida 2.1. del MAPMM.

Por otro lado, el Real Decreto-ley 27/2021, de 23 de noviembre, por el que se prorrogan determinadas medidas económicas para apoyar la recuperación, en concreto en su Disposición adicional segunda, **declaró de interés general** determinadas obras de protección y recuperación ambiental del Mar Menor, especificando que:

1. "Se declaran de interés general de la Administración General del Estado las siguientes obras de protección y recuperación ambiental del Mar Menor:

- Restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor y creación del Cinturón Verde.**
- Restauración de emplazamientos mineros peligrosos abandonados y restauración de zonas afectadas por la minería en la zona de influencia al Mar Menor.**
- Renaturalización y mejora ambiental de las ramblas y creación de corredores verdes**

que doten de conectividad a toda la red de drenaje, en especial en las ramblas afectadas por la minería.

- Renovación de la impulsión de la rambla del Albujón.**
 - Actuaciones de corrección hidrológica y laminación de crecidas asociadas a las áreas de riesgo potencial significativo de inundación de la cuenca vertiente del Mar Menor.**
- Las obras incluidas en esta disposición llevarán implícita la declaración de utilidad pública y de urgencia a los efectos previstos en los artículos 9, 10, 11 y 52 de la Ley de 16 de diciembre de 1954, de Expropiación Forzosa.
 - Las obras incluidas en esta disposición se financiarán con cargo al Presupuesto de gastos del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico".

Marco legislativo que regula los proyectos incluidos en la línea 2.1:

La Ley 21/2013, de 9 de diciembre en cuyo Apartado 2 del Artículo 7: Ámbito de aplicación de la evaluación de impacto ambiental dice lo siguiente:

Serán objeto de una Evaluación de impacto ambiental ordinaria los siguientes proyectos:

- a) *Los comprendidos en el anexo I, así como los proyectos que, presentándose fraccionados, alcancen los umbrales del anexo I mediante la acumulación de las magnitudes o dimensiones de cada uno de los proyectos considerados.*

En el Anexo I, Proyectos sometidos a la evaluación ambiental ordinaria regulada en el título II, capítulo II, sección 1ª, el Grupo 9. Otros proyectos, dice en su apartado b) *Cualquier proyecto que suponga un cambio de uso del suelo en una superficie igual o superior a 100 ha.*

Las actuaciones previstas en el principal proyecto que forma parte de la línea 2.1. **“Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor. Creación del cinturón verde. Áreas de renaturalización. Proyecto de fases I, II y III”**, implica un cambio de uso del suelo en una superficie superior a 100 ha.

Por tanto, la tramitación que siguió el Proyecto es una **EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL ORDINARIA.**

Por otro lado, según la Sección 1ª *“Procedimiento de evaluación de impacto ambiental ordinaria para la formulación de la declaración de impacto ambiental”*

1. *La evaluación de impacto ambiental ordinaria constará de los siguientes trámites:*
 - a) *Elaboración del estudio de impacto ambiental por el promotor.*

- b) *Sometimiento del proyecto y del estudio de impacto ambiental a información pública y consultas a las Administraciones Públicas afectadas y personas interesadas, por el órgano sustantivo.*
- c) *Análisis técnico del expediente por el órgano ambiental.*
- d) *Formulación de la declaración de impacto ambiental por el órgano ambiental.*
- e) *Integración del contenido de la declaración de impacto ambiental en la autorización del proyecto por el órgano sustantivo.*

2. *Con carácter potestativo, el promotor podrá solicitar, de conformidad con el artículo 34, que el órgano ambiental elabore el documento de alcance del estudio de impacto ambiental. El plazo máximo para su elaboración es de dos meses.*

Una vez elaborado el proyecto y el estudio de impacto ambiental del proyecto macro denominado “ÁREAS DE RENATURALIZACIÓN. RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS Y RETENCIÓN DE SEDIMENTOS EN EL CINTURÓN VERDE DEL MAR MENOR. PROYECTO DE FASES I, II Y III, el 1 de julio de 2023, la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación somete a información pública el proyecto en el BOE.

Además, como se indica en el apartado b) citado anteriormente se realizan las pertinentes consultas a las Administraciones Públicas afectadas y personas interesadas, remitiendo oficios con fecha 30 de junio de 2023 para que puedan aportar las consideraciones u observaciones que estimen oportunas al proyecto.

Finalizado el plazo de información pública y consultas se realizó INFORME DE ANÁLISIS DE LAS APORTACIONES Y RESPUESTAS A CONSULTAS REALIZADAS EN EL PROCESO DE EVALUACIÓN AMBIENTAL ORDINARIA del cual se obtuvieron las siguientes conclusiones y datos:

1. Aportaciones recibidas de personas físicas y de organismos públicos:

AAVV LOS NIETOS

ADMINISTRADOR DE INFRAESTRUCTURAS FERROVIARIAS “ADIF”

ARQUITECTURA DE BARRIO

ASOC. AGROINGENIEROS POR EL MAR MENOR

ASOC. PACTO POR EL MAR MENOR

ASOCIACIÓN PARA LA RECUPERACIÓN DEL BOSQUE AUTÓCTONO DE CARTAGENA

AYUNTAMIENTO DE CARTAGENA

COAG

COGITARM

COMISARÍA DE AGUAS (CHS)
DG AGUA (CARM)
DEMARCACIÓN DE CARRETERAS DEL ESTADO EN MURCIA
DG DE LA COSTA Y EL MAR (AGE)
DG DE MOVILIDAD Y LITORAL (CARM)
DG MAR MENOR (CARM)
DG MEDIO AMBIENTE (CARM)
DG PATRIMONIO CULTURAL (CARM)
DG PATRIMONIO CULTURAL Y BELLAS ARTES (AGE)
DG SEGURIDAD CIUDADANA Y EMERGENCIAS (CARM)
DG TERRITORIO Y ARQUITECTURA (CARM)
ECO ÁREA CARAVANAS EL LIMONAR, S.L.
FAVCAC
FUNDACIÓN SIERRA MINERA
GIALGIVI, S.L.U.
INMOBILIARIA VANO
INSTITUTO ESPAÑOL OCEANOGRFÍA (IEO)
MANCOMUNIDAD DE LOS CANALES DEL TAIBILLA
OFICINA PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA (CHS)
PARTICULAR
PARTICULAR
PARTICULAR
PARTICULAR
PARTICULAR
PARTICULAR
POMAR INVEST SL
SEIASA (SOCIEDAD MERCANTIL ESTATAL DE INFRAESTRUCTURAS AGRARIAS)
TERRA INVERIS NATURE

2. Principales temáticas planteadas en las aportaciones presentadas:

- **Ampliación de la superficie de actuación**
Se solicita que se aumente la superficie de actuación en determinadas zonas en las que se va a ejecutar el proyecto.
- **Ampliación de los apartados incluidos en el Estudio de Impacto Ambiental**
Se plantea que se aumente la información citada en el EslA en determinados puntos.
- **Arqueología y Patrimonio**
Se propone que se amplíe la información y se de valor al patrimonio minero que hay en la zona y que se recupere dicho patrimonio.
- **Expropiación**
Se solicita se expropien determinadas zonas que están junto al ámbito de actuación del proyecto.

- **Modificaciones en las soluciones proyectadas**
Se propone una serie de cambios de las propuestas realizadas para la ejecución del proyecto. **Ampliar información del proyecto o anejos.** Se plantea que se mejore y se aumente la información de los datos que forman parte del proyecto.
- **Mayor comunicación con otras administraciones**
Se solicita que haya mejor relación con administraciones de otro ámbito para una mejor coordinación respecto a la zona de ejecución del proyecto y no existan incompatibilidades o duplicidades.
- **Evitar la llegada de contaminantes a los núcleos de población**
Se solicita que se refuercen las medidas preventivas para que los contaminantes no lleguen a la población.

- **Consideraciones legales**

Se propone se tenga en cuenta y se actualice la legislación vigente y se realice un mejor análisis de la legislación aplicable.

- **Propuestas de correcciones en textos del proyecto**

Se alega que hay errores en determinados textos del proyecto y se solicita que se corrijan dichos fallos.

Ampliación de la superficie de actuación	32
Ampliación de los apartados incluidos en el Estudio de Impacto Ambiental	17
Arqueología y Patrimonio	12
Expropiación	3
Modificaciones en las soluciones proyectadas	34
Ampliar información del proyecto o anejos	18
Mayor comunicación con otras administraciones	1
Evitar la llegada de contaminantes a los núcleos de población	1
Consideraciones legales	13
Propuestas de correcciones en textos del proyecto	8

Tabla 1. Frecuencia de los temas presentados en las alegaciones

3. Tras la revisión detallada de las alegaciones y propuestas recibidas se realiza la siguiente tabla:

Alegaciones recibidas	37
Propuestas recibidas	183
Incorporadas	23
Incorporadas parcialmente	15
No incorporadas	100
Comentarios	45

Tabla 2. Alegaciones y propuestas recibidas en el proyecto "Actuaciones de restauración de ecosistemas en franja perimetral del Mar Menor. Creación del cinturón verde. Áreas de renaturalización. Proyecto de fases I, II y III".

Una vez incluidas en el proyecto las aportaciones que se consideraron estimadas en dicho proceso de información pública y consultas, el proyecto se remitió al órgano ambiental para el análisis técnico del mismo.

Con fecha 18 de julio de 2024 se publicó en el BOE Resolución de 3 de julio de 2024, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto «Restauración de ecosistemas y retención de sedimentos en el cinturón verde del Mar Menor. Áreas de renaturalización. Proyecto de fases I, II y III».

La DIA es un informe preceptivo y determinante del órgano ambiental con el que finaliza la evaluación de impacto ambiental ordinaria, que evalúa la integración de los aspectos ambientales en el Proyecto

y determina las condiciones que deben establecerse para la adecuada protección del medio ambiente y de los recursos naturales.

Como resultante del proceso descrito en este apartado, se redactan los proyectos constructivos recogidos dentro de las actuaciones del proyecto general indicado, donde se han incorporado las medidas correctoras señaladas en la citada Declaración de Impacto Ambiental.

La Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación en su condición de órgano promotor y sustantivo tramita el proyecto de «Restauración de ecosistemas y retención de sedimentos en el cinturón verde del Mar Menor. Áreas de renaturalización. Proyecto de fases I, II y III» administrativamente por proyectos de construcción según las distintas fases que forman parte del citado proyecto.

Por ello, de conformidad con lo dispuesto en el artículo 82 de la Ley 39/2015, de 1 de octubre, del Procedimiento Administrativo Común de las Administraciones Públicas, se somete a consideración de las administraciones públicas que tienen competencias en el ámbito de los proyectos de construcción de los distintos conjuntos, para que formulen las observaciones que se estimen oportunas en relación con el mismo.

Una vez estudiadas las consideraciones presentadas por las administraciones públicas en el trámite de audiencia de los distintos proyectos de ejecución, estas se incorporarán en el proyecto, resultando una nueva y definitiva versión del proyecto.

3.11.2. Procesos participativos e integración de soluciones planteadas por diferentes actores

Procesos participativos

Además del sometimiento de los proyectos y del estudio de impacto ambiental a información pública y consultas a las Administraciones Públicas afectadas y personas interesadas, se realizaron numerosas sesiones participativas con el tejido social perteneciente o vinculado con el ámbito de actuación de los

distintos proyectos, para contar con las aportaciones de los diferentes actores implicados en el territorio, ya que ellos son los mejores conocedores de las situaciones existentes y de la problemática histórica del lugar.

A continuación, se detallan alguna de las reuniones y jornadas mantenidas:

Fecha	Tipología (FV, Humedales, minas, RHF, ARN)	Tipo acto (reunión, jornada...)	Público objetivo
20/07/2022	ARN	Reunión con entidades	Reunión con COAG y CR Arcosur
10/11/2022	Conjunto de todos los proyectos	Jornada Técnica. Marco de Actuaciones prioritarias para recuperar el Mar Menor. Universidad Politécnica de Cartagena.	AAVV, Ayuntamientos, investigadores y científicos de la UMU y UPCT, Fundación Sierra Minera, ANSE, Ecologistas en acción, COAG, agricultores y vecinos
11/11/2022	ARN	Reunión informativa fases iniciales proyecto ARN	COAG
enero 2023	ARN	Reunión inicio trabajos UPV sedimentos y nitrógeno en escorrentía	UPM/DGBBD
19/01/2023	Humedales, ARN, FFVV	Jornada informativa conjunta toda la línea 2.1.	AAVV Los Nietos, Fundación Sierra Minera, ANSE, Ecologistas en acción, COAG, vecinos y agricultores de la zona
mayo 2023	ARN	Reunión final informe UPV sedimentos y nitrógeno en escorrentía	UPV/DGBBD
Julio 2023	ARN	Reunión informativa proyecto ARN, a causa de inicio de periodo información pública	COAG
25/07/2023	ARN	Jornada informativa proyecto ARN, a causa de inicio de periodo información pública	AAVV Los Nietos, Fundación Sierra Minera, ANSE, Ecologistas en acción, COAG, vecinos y agricultores de la zona
Octubre 2023	ARN	Reunión informativa sobre el proyecto	Titulares de las fincas afectadas por el proyecto
Noviembre 2023	ARN	Informe final evaluación servicios ecosistémicos UPCT	Investigadores UPCT y prof. Julia Martín- Ortega/DGBBD

Fecha	Tipología (FV, Humedales, minas, RHF, ARN)	Tipo acto (reunión, jornada...)	Público objetivo
23/01/2024	ARN	Reunión informativa proyecto ARN, estado del proyecto con EIA iniciada	COAG
febrero 2024	ARN	Reunión con UPM- inicio trabajos análisis conectividad ecológica	UPM/DGBBD
13/03/2024	ARN (RE1)	Reunión informativa sobre el proyecto	Titulares de las fincas afectadas por el proyecto
17/01/2024	Humedales, ARN, FFVV	Jornada informativa sobre el estado de los proyectos de la línea 2.1.	AAVV, Ayuntamientos, Fundación Sierra Minera, ANSE, Ecologistas en acción, COAG, ARCOSUR, agricultores y vecinos
20/06/2024	Cinturón Verde	Jornadas participativas organizadas por la Fundación Biodiversidad en UNED Cartagena	Fundación Biodiversidad, agricultores, investigadores, OTMM
Septiembre 24	ARN	Reunión final (entrega trabajos) análisis de conectividad ecológica UPM	Investigadores UPM

Tabla 3. Ejemplos de reuniones o jornadas mantenidas con el tejido social de la zona.

Metodología empleada en las jornadas participativas:

1. Exposición inicial, síntesis del diagnóstico de la problemática ambiental de la franja litoral del Mar Menor y su afección a la laguna.
2. Presentación de la propuesta global de los proyectos del cinturón verde: filtros verdes, humedales seminaturales y áreas de renaturalización y de las actuaciones propuestas en cada uno de los municipios.
3. Sesión de preguntas y respuestas, intercambio de opiniones y propuestas de alternativas a los proyectos.
4. Incorporación por parte del equipo técnico de aquellas propuestas y/o alternativas que sean viables



Figura 2. Exposición de las actuaciones a desarrollar de la línea 2.1. del MAPMM.

Las principales aportaciones que realizaron los asistentes y colaboradores a los procesos participativos en el proyecto que hemos cogido como referencia («Restauración de ecosistemas y retención de sedimentos en el cinturón verde del Mar Menor. Áreas de renaturalización. Proyecto de fases I, II y III») se detallan a continuación:

- Cuestiones sobre la eficacia y el coste-beneficio de las actuaciones, planteadas principalmente por asociaciones agrícolas. Se ha trabajado con los agricultores como se expone en el siguiente apartado, que presentaron alternativas al proyecto. El enfoque ha sido muy participativo, desarrollando un proceso de co-diseño que pudiera incluir sus preocupaciones en cuanto a retención de escorrentía y daños que producen las inundaciones en las zonas de cultivo.
- Valoración positiva por parte de los vecinos y los técnicos municipales, viendo en las áreas de renaturalización un gran potencial para el uso público y para la mejora del paisaje en la zona.

Evolución del proyecto a lo largo del proceso

El proyecto de áreas de renaturalización afecta a terrenos agrícolas, y necesita de la disponibilidad de dichos terrenos para poder realizarse, ya sea por acuerdo de compraventa con sus propietarios actuales, o por expropiación. Esto queda fundamentado en la Disposición adicional segunda del Real Decreto Ley 27/2021, que establece que las obras se declaran de interés general de la Administración General del Estado, y por tanto se encuentra implícita la declaración de utilidad pública y urgencia a los efectos previstos en la Ley de 16 de diciembre de 1954, de Expropiación Forzosa.

La motivación de establecer una estrategia participativa en el diseño del proyecto es:

- Reducir la oposición social inicial al proyecto, mediante una labor de concienciación sobre el estado de la laguna, un compromiso de apoyo a la transición de los sectores productivos (línea 6 del MAPMM y convocatoria de ayudas económicas de la Fundación Biodiversidad a la transición del sector agrícola), y la divulgación y transparencia de datos y estudios científicos.
- Conocer el estado de la actividad agrícola en

la franja de los primeros 1500 metros desde el borde litoral del Mar Menor, sujeta a importantes restricciones en cuanto a número de rotaciones de cultivos y a cantidades de fertilización, buscando plantear las actuaciones en zonas donde se hubiera producido abandono de los cultivos o pérdidas de rendimiento económico, y en superficies que no contaran con derechos de riego.

- Explorar otras opciones de adquisición de terrenos que no implicaran la expropiación forzosa (por ejemplo, acuerdos de compraventa).
- Fomentar la escucha activa en el planteamiento del proyecto, la búsqueda y análisis de alternativas, la creación de sinergias, y recibir información clave de los agricultores y otros agentes en cuanto a su conocimiento local y/o tradicional de la zona: puntos de acumulación de escorrentía, problemas en episodios de lluvia torrencial, y otras observaciones que mejoran la calidad del diseño.

Como se ha comentado anteriormente, en este capítulo se ha tomado como ejemplo del proceso participativo e integración de las soluciones planteadas seguido en el proyecto de Áreas de Renaturalización, ya que en los otros 2 proyectos que conforman la creación del Cinturón Verde han realizado un proceso similar.

La evolución del proyecto ARN ha pasado por las siguientes fases:

1. Diseño preliminar, diseño de alternativas y otras oportunidades (noviembre 2022-enero 2023)

El **10 de noviembre de 2022** se realizó una jornada técnica abierta a todos los interesados en la Universidad Politécnica de Cartagena, en la que se presentó un primer boceto del ámbito territorial de las ARN, cubriendo unas 600 ha en el arco sur de la cubeta del Mar Menor, entre Los Urrutias y Playa Honda, dentro de la franja de los primeros 1500 metros al borde del Mar Menor, donde la actividad agrícola quedaba más restringida debido a las obligaciones derivadas de la Ley 3/2020, de 27 de julio, de recuperación y protección del Mar Menor⁶ y las medidas cautelares impulsadas por la Confederación Hidrográfica del Segura⁷.

El primer diseño presentado consistía en la restauración geomorfológica de los terrenos agrícolas, reconfigurando las terrazas y pedrizas tradicionales de cultivo, buscando retener escorrentía,

⁶ <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2020-9793>

⁷ https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-B-2020-24791

sedimentos y nutrientes. Esta reconfiguración del terreno tenía como objetivo el paisaje tradicional en el Campo de Cartagena, apreciable en la foto aérea del vuelo Ruiz de Alda, en 1929⁸; e iría acompañada de plantaciones de especies autóctonas representativas de los ecosistemas potenciales en la zona (saladares, tarayales, matorral mediterráneo, bosquetes de tetraclinis, etc.).

El **11 de noviembre de 2022** se realizó una primera jornada informativa/participativa en las instalaciones de COAG en Pozo Estrecho, contando con la asistencia de unos 25 agricultores. Se presentó el boceto inicial del proyecto, estableciendo claramente cuáles eran sus objetivos principales (frenar la llegada de escorrentía, sedimentos y nutrientes al Mar Menor, y fomentar la biodiversidad y recuperación de ecosistemas litorales). Buscando soluciones que no implicaran la adquisición de terrenos por parte del MITECO, se solicitó a los agricultores que presentaran **alternativas** al proyecto de ARN que cumplieran con los objetivos del proyecto y que les permitieran continuar con la actividad agrícola, de cara a presentarlas a la convocatoria de subvenciones por parte de la Fundación Biodiversidad para la ayuda a la transición del sector productivo (prevista en la línea 6 del MAPMM).

En este momento, el proyecto se encontró con una gran resistencia social por parte de los agricultores, que manifestaron su rechazo total hacia el mismo. Por este motivo, se insistió en explorar alternativas y en continuar las reuniones y el diálogo entre las partes, tratando de encontrar soluciones que contaran con una mayor aceptación.

En **diciembre de 2022**, COAG presentó a la DG-BBD una alternativa consistente en la creación de una serie de zanjas, canales y balsas excavadas en el terreno, impermeabilizadas con láminas de polietileno, que funcionan a modo de “trampas de sedimentos”, aportando estudios hidráulicos que justificaban una gran eficacia en cuanto a reducción de aporte de escorrentías al Mar Menor, planteando un posible escenario futuro de reutilización de las aguas contenidas en dichas balsas para riego. Esta solución ha sido explorada en el terreno por algunos agricultores, y se visitaron en

campo para comprobar que no se encuentran colmatadas por sedimentos y que están funcionando con esa finalidad (aunque su limpieza es compleja debido a la geometría de la excavación). Fuera de dichas balsas, planteaban el mantenimiento de la actividad agrícola tal y como se está desarrollando en la actualidad, anulando por tanto la renaturalización necesaria y el empleo de soluciones basadas en la naturaleza según los objetivos del MAPMM.

2. Evaluación de alternativas, consulta a las universidades y desarrollo del proyecto y su estudio de impacto ambiental (enero 2023-julio 2023)

Una vez recibida la alternativa propuesta por los agricultores, se procedió a estudiarla dentro del análisis de alternativas previsto en los contenidos de un estudio de impacto ambiental según la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. El objetivo final sería desarrollar un análisis coste-beneficio, incorporando en el cálculo el coste del mantenimiento de las diferentes alternativas, y la valoración económica de los servicios ecosistémicos producidos por las mismas.

Para ello, se comenzó consultando a la UPV (IAMA), que realizó un estudio comparativo de un escenario base (2018) y la mejora que suponían dos escenarios frente a este: escenario 1 (ARN), y escenario 2 (balsas propuestas por COAG), con dos subescenarios para cada caso.

Las conclusiones generales de dicho estudio fueron que las balsas son muy efectivas en cuanto a retención de escorrentía y sedimentos (reducción de hasta un 39% de sedimentos respecto al escenario base, frente a un 19,7% en el caos de ARN), mientras que las ARN destacan en reducción de la recarga de nitrógeno al acuífero cuaternario (hasta un 28,5% de reducción).

Estos datos sirvieron como datos base para el trabajo realizado por la Universidad Politécnica de Cartagena, sobre evaluación socioeconómica de los servicios ecosistémicos que las ARN podrían producir, también en comparación con el escenario propuesto por COAG.

Durante la **primavera-verano de 2023**, se rea-

⁸ El vuelo fotogramétrico en blanco y negro de la Cuenca del Segura realizado por Julio Ruiz de Alda entre finales de los 20 y principios de los años 30 es un excelente documento gráfico en el que se aprecia el paisaje asociado a un modelo de agricultura más tradicional y extensiva en el campo de Cartagena, junto con un bajísimo nivel de desarrollo urbanístico que contrasta fuertemente con el estado actual del paisaje. Se ha establecido como un “paisaje de referencia” con el que trabajar en los proyectos de restauración de ecosistemas.

lizaron varias reuniones con agricultores para informarles de los resultados del estudio de la UPV, y se continuó con la redacción del proyecto de ARN, celebrando reuniones con los técnicos de otras Administraciones Públicas implicadas, destacando la Confederación Hidrográfica del Segura, la Dirección General de Patrimonio Natural y Acción Climática de la C.A.R.M., la Dirección General de Ordenación del Territorio y Arquitectura de la C.A.R.M., y el Ayuntamiento de Cartagena.

3. Fase de información pública derivada de la Ley 21/2013 de evaluación ambiental (verano 2023)

En el marco del procedimiento de evaluación ambiental ordinaria, según la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, el **1 de julio de 2023**⁹, el proyecto se sometió a información pública y consultas a Administraciones Públicas, incluyendo el análisis de la alternativa propuesta por COAG y el estudio realizado por la UPV.

Durante el periodo de información pública y consultas, se celebró una reunión en las instalaciones de COAG en Pozo Estrecho para informar del proyecto sometido a información pública y del procedimiento para realizar alegaciones. A su vez, se convocó una jornada participativa en Los Nietos el 25 de julio con el mismo fin.

Al finalizar el plazo de información pública, se recibió un total de 37 aportaciones al documento, la mayoría de ellas realizadas por organizaciones o particulares que habían estado presentes en las reuniones de los meses anteriores y ya eran agentes identificados en el proceso, y a los que se había informado de cómo realizar dichas alegaciones. Esto demuestra que hay una relación directa entre la intensidad de la publicidad y transparencia que se da al desarrollo de un proyecto, el trabajo de información y participación realizado en el terreno, y la calidad de las aportaciones que se reciben.

4. Fase de incorporación de las alegaciones y desarrollo del proyecto final enviado a Evaluación de Impacto Ambiental (septiembre-diciembre 2023)

Durante los meses siguientes se trabajó en incorporar las alegaciones recibidas al proyecto, de manera que este mejoró considerablemente en eficacia al incluir una solución combinada del escenario planteado por COAG y el proyecto inicialmente planteado: el diseño final del proyecto incluye una serie de charcas excavadas en el terreno, que recogen las importantes escorrentías que provocan daños en zonas agrícolas y en núcleos de población, fomentando el efecto “trampa de sedimentos” y generando un espacio que fomenta la biodiversidad al ser un punto de agua (anfibios, aves) y que queda integrado visualmente gracias a plantaciones de diversas especies en su perímetro.

Este diseño de proyecto se fue contrastando con los agricultores, que ofrecieron interesantes observaciones sobre dónde se producían las acumulaciones de escorrentía en el terreno, y sobre cómo estaban funcionando las trampas de sedimentos que ya hay construidas en la zona (cuánta acumulación de sedimentos habían observado, etc.).

De este modo, el proyecto redujo la superficie de afección a la agricultura, abarcando menos territorio y reduciendo la oposición social al proyecto, pero funcionando de una forma más eficiente en el consumo de suelo al construir las charcas para acumular escorrentía y sedimentos, y continuando con la renaturalización en el entorno.

Esta versión final del proyecto fue enviada al órgano ambiental para iniciar el análisis del expediente.

5. Presentación final de resultados, obtención de DIA y redacción de proyectos constructivos (enero-octubre 2024)

La última reunión de información sobre el proyecto se realizó en **enero 2024** en el Ayuntamiento de Los Alcázares, en la que se expuso el diseño final del mismo. Posteriormente, se obtuvo Declaración de Impacto Ambiental favorable (DIA) en julio de 2024.

A partir de ese momento se empezó a redactar los proyectos de ejecución para cada una de las zonas, trabajo que sigue en desarrollo.

⁹ https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-B-2023-20214



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Marco de Actuaciones
Prioritarias para Recuperar
el **Mar Menor**