Estudio multidisciplinar para evaluar la presencia de posibles contaminantes y su trazabilidad en aguas regeneradas y en el medio costero marítimo

CONVENIO ENTRE LA GENERALITAT A TRAVÉS DE LA CONSELLERIA DE AGRICULTURA, MEDIO AMBIENTE, CAMBIO CLIMÁTICO Y DESARROLLO RURAL Y LA UNIVERSIDAD DE VALENCIA PARA LA EJECUCIÓN DE PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN APLICADA A RECURSOS HÍDRICOS EN LA COMUNITAT VALENCIANA.

30 de Noviembre de 2017

ÍNDICE

1. Grupos de investigación participantes 1

2. Resumen ejecutivo 3

3. Legislación del agua y ambiental en el medio marino 6

4. Análisis del área de estudio 7

5. Fuentes de contaminación: Indicadores de presión 25

5.1. Indicadores de presión de la agricultura 32

5.2. Indicadores de presión de aguas residuales urbanas y plantas de tratamiento 37

5.3 Indicadores de presión de la actividad industrial 46

5.4 Indicadores de presión de vertidos y residuos 48

5.5 Indicadores de presión por actividades costeras 54

6. Metodologías para la monitorización de indicadores de estado de ecosistemas acuáticos 56

6.1. Consideraciones 56

6.2. Programas de seguimiento 57

6.3.Sobre las metodologías para la evaluación del estado de las masas de agua 62

7. Evaluación de indicadores de impacto 73

7.1 Calidad del aire 73

7.2 Calidad del agua 74

7.3 Calidad de las aguas superficiales 76

7.4 Calidad de las aguas costeras y de transición 106

7.4.1 Masas costeras 110

7.6 Evaluación del estado químico 121

7.6.1 Aguas costeras 121

7.6.2 Aguas de transición 122

7.7 Impacto de los emisarios de vertidos en diversos parámetros de calidad de las aguas costeras en la zona de estudio 122

8. Evaluación de indicadores socio-económicos....129
8.1 Valoración económica de los servicios que ofrecen los ecosistemas acuáticos..129
8.2 Metodologías para la valoración económica de los servicios de los ecosistemas acuáticos....130
8.3 Viabilidad de las actuaciones en los ecosistemas acuáticos....134
8.3.1 Coste de las actuaciones....134
8.3.2 Viabilidad económica de las actuaciones....135
8.4. Instrumentos económicos para promover actuaciones en los ecosistemas acuáticos....136
8.4.1 Tipología de instrumentos económicos según sus resultados ambientales previstos....137
8.4.2 Indicadores socioeconómicos y técnicas de evaluación....138
8.4.3 Comportamiento social y presiones ambientales en los ecosistemas acuáticos....139
8.4.4 Beneficios económicos esperados y servicios ambientales....140

9. Conclusiones y Recomendaciones....142
BIBLIOGRAFÍA....145

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio (Fuente, VWCTGVA 2017) 7
Figura 2. Comarcas y Municipios del área de estudio..... 8
Figura 3. Localización de las estaciones climáticas. 11
Figura 4. Precipitación anual (mm) en Valencia durante el periodo 1940-2014 12
Figura 5. Temperatura media anual (ºC) en Valencia durante el periodo 1940-2014 12
Figura 6. Mapa Litológico (Fuente, VWCTGVA 2017)..... 13
Figura 7. Dunas móviles y playa en el litoral de Valencia (El Saler). 14
Figura 8. Formaciones litorales: izquierda, suelos sobre material aluvial en la huerta de Alboraia; derecha, suelos de marjal en el Parque Natural de la Albufera. 15
Figura 9. Ullal Baldoví en el término municipal de Sueca (izquierda) y matas de la Albufera. 16
Figura 10. Campos de Arroz en el PNA. A la izquierda al comienzo de la campaña del arroz (Abril, 2017). A la derecha en plena campaña (verano 2016). 16
Figura 11. Antiguo cauce del Turia (izquierda) y desembocadura del nuevo cauce del Turia (derecha. Fuente Google Earth) 17
Figura 12. Desembocadura del rio Xúquer en Cullera mostrando la descarga de sedimentos (Fuente Google Earth)..... 17
Figura 13. Subcuencas de la Red hidrográfica del área de estudio 18
Figura 14. Corrientes marinas..... 20
Figura 15. Efectos de la presencia del puerto en Valencia..... 21
Figura 16. Efectos de la presencia del puerto de Cullera en la desembocadura del rio Júcar 22
Figura 17. Suelo tipo de los arrozales 24
Figura 18. Usos del suelo 29
Figura 19. Capacidad de uso de los suelos 33
Figura 20. Demanda bruta superficial (hm^3) para uso agrícola en la zona de estudio en 2009 y 2012 y estimación para 2021 y 2027 35
Figura 21. Evolución y tendencia del caudal (hm^3) del río Turia en la estación de aforo de Bugarra y del río Xúquer en la estación de aforo de Tous 35
Figura 22. Consumo de fertilizantes inorgánicos en la Comunidad Valenciana (miles de toneladas) 37
Figura 23. Esquematización de las diferentes vías de transporte del agua residual desde su origen hasta el medio natural. 38
Figura 24. Nueva esquematización del transporte del agua residual desde su origen hasta el medio natural. 45
Figura 25 . Demanda de agua industrial (hm^3) durante el periodo 2000-2015 y estimaciones para los años 2021 y 2027 en las diferentes demarcaciones del área de estudio. 48
Figura 26. Localización de los vertidos autorizados en cada subcuenca..... 51
Figura 27. Volumen y distribución de los vertidos con autorización (m^3/año) 52
Figura 28. Distribución de los tipos de residuos y porcentajes producidos en la CCVV 53
Figura 29. Evolución de la demanda de agua urbana (hm^3) por sistemas de explotación durante el periodo 1960-2010 55

Figura 30. Aspectos que definen el programa de control de vigilancia de las masas de agua de acuerdo con RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016 59
Figura 31. Ejemplo del concepto de indicador biológico, basado en los límites de tolerancia de diversas especies de peces 65
Figura 32. Imágenes del sistema de seguimiento de la calidad del agua instalado en el embalse de Amadorio(Alicante) 68
Figura 33. Seguimiento temporal de determinadas variables del agua en la zona de presa del embalse de Amadorio 69
Figura 34. Sectorización de la Albufera de Valencia en función de los flujos de agua (al centro) frente a la concentración de clorofila-a (izquierda) y la transparencia del agua (derecha) 70
Figura 35. Dinámica de las variables de interés para la Albufera de Valencia 70
Figura 36. Imágenes de clorofila-a, respectivamente, del 13 (arriba) y del 17 (abajo) de noviembre de 2017 obtenidas por medio del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) 71
Figura 37. Valores medios anuales de NO_2 73
Figura 38. Esquema conceptual de los principales efectos directos e indirectos del enriquecimiento de nutrientes en el medio marino 75
Figura 39. Distribución y localización de los tramos utilizados para el análisis de la calidad del agua en las subcuencas del área de estudio 77
Figura 40. Ejemplo de ficha para la elaboración de la tablas de evaluación de los tramos de cada subcuenca. 78
Figura 41 . Acequia del Port de Catarroja, Abril, 2017 en la que se puede apreciar el estado de eutrofización 93
Figura 42 . Acequia Nova Alfafar (arriba en 1999, abajo en 2017) eutrofizada por vertidos urbanos e industriales. 93
Figura 43. Acequia del Rey Mareny de Barrauetes en Julio, 2017 94
Figura 44. Permeabilidad de los acuíferos 95
Figura 45. Accesibilidad da los Acuíferos 96
Figura 46. Vulnerabilidad de los Acuíferos 97
Figura 47 .Acuíferos afectados por la contaminación por nitratos y en riesgo de contaminación 98
Figura 48. Estado químico de los acuíferos 99
Figura 49. Contenido de materia orgánica en los suelos (%)del PNA en abril de 2017 100
Figura 50. Salinidad en los suelos de los arrozales: conductividad eléctrica en el extrato 1:5 en los suelos en abril de 1999 (arriba) y en abril de 2017 (abajo) (dS/m a 25 ºC). Zona norte corresponde a los suelos de l'Horta y zona sur a los de la Ribera Baixa. 101
Figura 51. Concentración de níquel (mg kg^{-1}) en los suelos del PNA en 1999 y 2017 102
Figura 52 . Sellado del suelo. Crecimiento urbano de la ciudad de Valencia entre 1956 y 2012 103
Figura 53. Cambios en el NDVI para los años 1987, 1999, 2009 y 2016 respectivamente en los arrozales del PNA 105
Figura 54. Relaciones entre: NDVI experimental y NDVI teórico (A y B), NDVI experimental e índice de contaminación por metales pesados en el suelo (EqZn) (C) y (D). 106
Figura 55. Mapa de las masas costeras incluidas en este estudio. 107
Figura 56. Mapa de las masas de transición incluidas en este estudio. 107
Figura 57. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 008 (···NCA-MA; --- LD) 110

Figura 58. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 0081 (···NCA-MA; --- LD) 111
Figura 59. Concentraciones de t-nonilfenol en mejillones y tellinas (2006-2007-2008-2010) 113
Figura 60. Concentraciones de octilfenol en mejillones y tellinas (2006-2007-2008-2010) 114
Figura 61. Concentraciones de HAP en mejillones y tellinas (2006-2007-2008-2010) 115
Figura 62. Detalle del puerto de Valencia y localización de los emisarios submarinos norte y sur. Depuradora de Pinedo 116
Figura 63. Detalle de la desembocadura del río Xúquer y localización de la depuradora y del emisario 117
Figura 64. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 0201 (···NCA-MA; --- LD) 119
Figura 65. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 0202 (···NCA-MA; --- LD) 120
Figura 66. Identificación y situación de los emisarios de vertidos marinos a lo largo de la costa de la Comunidad Valenciana 123
Figura 67. Temperatura de la superficie del mar obtenida a partir del instrumento SLSTR (Sea and Land Surface Temperature Radiometer) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea 125
Figura 68. Imagen de clorofila-a del 17 de noviembre de 2017 obtenida del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea 126
Figura 69. Imagen de sólidos suspendidos totales del 17 de noviembre de 2017 obtenida del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea 127
Figura 70. Imagen de turbidez del 17 de noviembre de 2017 obtenida del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea 128
Figura 71. Costes de acción a lo largo del tiempo y beneficios evitados por falta de acción. 135

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Municipios, habitantes, superficie y densidad de población del área de estudio. 8
Tabla 2. Parámetros para evaluar las presiones y amenazas en lagos, humedales y otros ecosistemas de aguas retenidas según lo propuesto por Camacho et al (2009) 26
Tabla 3. Presiones e impactos en el medio costero-marino del área de estudio y agentes contaminantes asociados 29
Tabla 4. Porcentajes de ocupación del suelo según las actividades humanes que causan contaminación en cada municipio de la zona de estudio 30
Tabla 5. Superficie y porcentaje de los suelos de cultivo 32
Tabla 6 .Demanda bruta de agua agrícola (hm^3) y su origen por escenario para la zona de estudio en el año 2012 34
Tabla 7. Caracterización de los principales contaminantes presentes en las aguas residuales. 40
Tabla 8. Tratamiento de aguas residuales en EDAR de l'Horta y La Ribera (Valencia) 42
Tabla 9. Tratamiento de los lodos producidos en las EDAR 44
Tabla 10. Clasificación de las actividades industriales en grupos Clasificación de las actividades industriales en grupos según el IVE 46
Tabla 11. Parques Industriales en la zona de estudio 46
Tabla 12. Situación, referencia, tipo, habitantes, volumen máximo autorizado, lugar y destino de los vertidos generados en la zona 49
Tabla 13. Volumen de los vertidos (m^3/año) con autorización por uso industrial y urbano en cada subcuenca. 51
Tabla 14. Destino de los vertidos con autorización (m3/año) 51
Tabla 15.Composición media de los residuos domésticos generados en la Comunidad Valenciana 53
Tabla 16. Frecuencia de medida anual para cada masa de agua de los elementos de calidad para el subprograma de seguimiento del estado general de los distintos tipos de masas de agua. Extraída del RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016 59
Tabla 17. Frecuencia de medida para cada masa de agua de los elementos de calidad para el subprograma operativo del estado general los distintos tipos de masas de agua. Extraída del RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016 60
Tabla 18. Extraída del RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016 62
Tabla 19. Calidad del aire en la zona de estudio RVCAGVA 74
Tabla 20. Evaluación de presiones masas de agua costeras para la zona de estudio según el PHJ en 2015 76
Tabla 21. Indicadores e índices para la evaluación y el estado de la calidad de las aguas superficiales 76
Tabla 22. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Rio Túria (valor medio desde 2009 a 2012) 78
Tabla 23. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Rio Túria (valor medio desde 2009 a 2012) 80
Tabla 24. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo de la Rambla del Poyo (valor medio desde 2009 a 2012) 81

Tabla 25. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo de la Rambla del Poyo (valor medio desde 2009 a 2012) 82
Tabla 26. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Barranco de Picassent (valor medio desde 2009 a 2012) 83
Tabla 27. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Barranco de Picassent (valor medio desde 2009 a 2012) 84
Tabla 28. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Rio Magro (valor medio desde 2009 a 2012) 85
Tabla 29. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Rio Magro (valor medio desde 2009 a 2012) 86
Tabla 30. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Rio Xúquer (valor medio desde 2009 a 2012) 87
Tabla 31. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Rio Xúquer (valor medio desde 2009 a 2012) 89
Tabla 32 . Relación de los puntos de muestreo de aguas y suelos 91
Tabla 33. Valores umbrales para la caracterización de la calidad del agua de los acuíferos (RD 140/2003) 98
Tabla 34. Indicadores empleados para la determinación del estado de las aguas costeras naturales 108
Tabla 35. Indicadores empleados para la determinación del estado de las aguas costeras modificadas 108
Tabla 36. Indicadores empleados para la determinación del estado de las aguas de transición 108
Tabla 37. Resultados de la evaluación del estado químico en las masas costeras 122
Tabla 38. Resultados de la evaluación del estado químico en las masas de transición 122
Tabla 39. Precio de referencia del agua tratada (€/m3) y precios sombra para productos no deseados (€/Kg.) 133
Tabla 40. Precios sombra para outputs no deseados (€/Kg) 133

1. Grupos de investigación participantes

Nombre del Grupo de Investigación	Departamento / Área	Investigador Principal	Otros miembros del grupo	Contacto
Grupo de Suelos, Residuos y Medioambiente	**Biología Vegetal**	Rafael Boluda Hernández (CU)	Vicente Pons Martí (TU) Mª Amparo Soriano Soto (CEU)	rafael.boluda@uv.es
Grupo de Limnologia	**Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva**	Antonio Camacho González (TU)	Antonio Picazo-Mozo (ID) Carlos Rochera Cordellat (ID) Carolina Doña (ID) Javier Miralles Lorenzo (Investigador) Anna C. Santamans (Investigadora) Daniel Morant Garrigues (Investigador)	antonio.camacho@uv.es
Grupo de Miniaturización y Métodos Totales (MINTOTA)	**Química Analítica**	Pilar Campíns Falcó (CU)	Rosa Herráez Hernández (CU) Carmen Molins Legua (TU) Jorge Verdú Andrés (TU) Yolanda Moliner Martinez (AD)	pilar.campins@uv.es
Grupo de Economía del Agua (GEDEA)	**Estructura Económica**	Francesc Hernández Sancho (CU)	Agueda Bellver Domingo (Investigadora) Lledó Castellet Viciano (Investigadora) Vicent Hernández Chover (Investigador)	francesc.hernandez@uv.es

Nombre del Grupo de Investigación	Departamento / Área	Investigador Principal	Otros miembros del grupo	Contacto
Grupo de Climatología desde Satélites	**Física de la Tierra y Termodinámica**	Ernesto López Baeza (TU)	Cecilia Narbón Ramponi (Contrato PIF) Erika Albero Peralta (Investigadora en formación) Karina Erazo Ceballos (Investigadora en formación)	ernesto.lopez@uv.es
Grupo de Calidad del Agua (CALAGUA)	**Ingeniería Química**	Aurora Seco Torrecillas (CU)	Alberto Bouzas Blanco (TU) Josep Ribes Bertomeu (TU) Luis Borrás Falomir (CD) Nuria Martí Ortega (CD) Mª Victoria Ruano García (AD) Ángel Robles Martínez (AD)	aurora.seco@uv.es

CU: Catedrático de Universidad; TU: Profesor Titular Universidad; CD: Contratado doctor; AD: Ayudante doctor; ID: Investigador doctor

2. Resumen ejecutivo

La dificultad de establecer una política sostenible y resiliente en referencia al ciclo integral del agua es un hecho, sobre todo para aquellos países con escasez de agua. Las soluciones técnicas y de gestión planteadas han sido parciales y se han enfocado bajo áreas de conocimiento concretas. Ese modo de actuación ha generado una desestructuración de información, competencias, interlocutores, conocimiento científico-tecnológico, áreas de actuación, procedimientos de control y vigilancia, infraestructuras y gestión. Sin embargo, el tema del agua es multidisciplinar y requiere de la contribución de un buen número de áreas de conocimiento para que pueda abordarse con garantías, así como de la coordinación necesaria entre los órganos responsables. Además ***si bien la solución puede ser global, requiere de un estudio local de indicadores de impactos/ presiones y metodologías óptimas para la evaluación de los indicadores de estado y a partir de los resultados establecer la situación de las masas de agua y el impacto correspondiente***. Este planteamiento puede permitir evaluar la ***trazabilidad de los potenciales contaminantes y diseñar protocolos de minoración***, en su caso, todo ello ***definiendo los indicadores coste-beneficio***.

En este trabajo se han estudiado las presiones de las actividades humanas existentes en el medio terrestre que causan contaminación sobre el medio costero y marino del litoral valenciano correspondiente a las comarcas de l'Horta y la Ribera. La zona costera de Valencia ha tenido elevado crecimiento de la población y la economía, que evidentemente ha aumentado el estrés en el ambiente marino y costero. ***Los contaminantes originados en la zona terrestre constituyen la mayor amenaza para los ecosistemas marinos ya que existe una gran cantidad de vertidos a cauces sin un tratamiento efectivo***.

La contaminación (nitrógeno, fósforo, metales pesados, productos industriales, pesticidas, contaminantes prioritarios y emergentes) derivada de las actividades industriales, agrícolas y urbanas que pueden afectar a la calidad de las aguas se deben evaluar y controlar a través de metodologías sostenibles y de coste-efectivo. Estos contaminantes provocan, en la mayoría de los casos, la **eutrofización** de las aguas (caso del La Albufera y algunas playas de Valencia y Sueca) lo que sugiere la aparición de efectos adversos sobre la ecología del medio marino. Por lo tanto, es ampliamente reconocida ***la necesidad de controlar la contaminación mediante la mejora en la recogida y el tratamiento de las aguas residuales urbanas e industriales***. El **cambio de paradigma** que está atravesando el mencionado campo, fruto de la aplicación de los principios de la economía circular, puede implicar modificaciones en el transporte de los contaminantes, desde su origen hasta su llegada al medio. Este cambio puede permitir la reducción de la concentración de los compuestos contaminantes y la recuperación de recursos (agua y nutrientes) y energía (biometano) contenidos en las aguas residuales.

Este estudio proporciona una evaluación de los principales indicadores de contaminación terrestre y el estado de los distintos ecosistemas, en la costa valenciana de la zona de interés y puede servir como base para futuras investigaciones y el desarrollo de planes para el control de la contaminación de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana. El estudio de la **trazabilidad** de cada uno de los potenciales contaminantes

incluidos en la legislación supone una tarea prácticamente inalcanzable, por lo que ***es conveniente realizar una selección adecuada de los más significativos e implementar metodologías analíticas in situ que respondan globalmente a la modificación del medio***. Los factores a considerar para realizar dicha selección tendrían que tener presentes los siguientes aspectos:

i. La probabilidad de presencia de cada compuesto en la masa de agua y ecosistema acuático (incluyendo biota y sedimento).
ii. La concentración base/ referencia de cada compuesto en el agua.
iii. Los efectos que puede causar cada compuesto sobre el medio receptor y sobre la salud de las personas.

El conocimiento de las fuentes de contaminación terrestre, así como una buena gestión del desarrollo económico y sociocultural, son herramientas necesarias para promover medidas ambientales en el litoral valenciano.

En el ***caso del litoral valenciano, un factor muy importante es la gran densidad de población concentrada en las comarcas de l'Horta y La Ribera con más de 1,8 millones de habitantes***. ***Las principales actividades son: industria, agricultura, turismo, servicios y transporte terrestre y marítimo.*** Las aguas residuales industriales y urbanas son vertidas a colectores y luego tras su depuración en las EDAR llegan a los cauces receptores (fundamentalmente el colector Oeste, actualmente con serios problemas), aunque todavía existen municipios que vierten sus aguas residuales a la antigua red de acequias que circulan por el subsuelo y son utilizadas para riego.

La principal actividad corresponde a la agricultura y el segundo lugar lo ocupa la residencial. No obstante, la actividad industrial es muy importante en la zona sobre todo en la comarca de L'Horta. Teniendo en cuenta que únicamente el 0,97% de la superficie de la provincia de Valencia corresponde a suelo industrial, ciudades como ALAQUÀS (29,06%), BENIPARRELL (36,01%), PAIPORTA (28,48%) y ALMUSSAFES con un 33,86% de su superficie ocupada por suelo industrial contribuyen de manera muy importante a este tipo de actividad. La ocupación residencial es otro de los problemas, ciudades como MISLATA con un 51,30% de ocupación residencial y sobretodo BENETÚSSER con un 78,17% representan un gran problema para una adecuada planificación territorial. Todas estas actividades generan gran cantidad de residuos y aguas residuales, con el agravante de que muchos de esos vertidos no están autorizados ni controlados.

En referencia al ***sector agrícola es conocido que en el área de estudio es el mayor consumidor de agua.*** Este hecho junto con el consumo de fertilizantes y fitosanitarios influye de manera importante en la calidad de las aguas. Los nutrientes N y P son los principales agentes contaminantes de esta fuente. Indicar también, que se utilizan anualmente una gran cantidad de plaguicidas, principalmente insecticidas, herbicidas y fungicidas (organoclorados, organofosforados, carbamatos, triazinas, fungicidas azólicos y piretroides). La severidad de la escorrentía y el transporte de plaguicidas y fertilizantes están influenciados por la intensidad de las precipitaciones, la erosionabilidad del suelo (textura, estructura, materia orgánica, permeabilidad), su pendiente y manejo.

Se considera prioritario aumentar la capacidad de tratamiento de aguas residuales, la gestión de residuos incluidos vertidos autorizados y la reutilización de aguas regeneradas con el fin de mejorar y/o mantener la calidad del medio costero y marino.

El conocimiento de los factores que determinan las presiones sobre el medioambiente y la información sobre su distribución espacial, pueden permitir el seguimiento de la zona y controlar y predecir los impactos que ejerce una determinada actividad para llegar a establecer un modelo predictivo y conocer cuáles son las variables que intervienen para realizar adecuadamente la mencionada actividad. Dicho modelo puede conducir también a hacer conjeturas acerca de la influencia de las aglomeraciones (Directiva 91/271/CEE), así como aspectos que relacionan demografía y las limitaciones que el propio espacio ofrece para alcanzar el punto de equilibrio y la sostenibilidad de un proceso de origen antrópico.

En España las autoridades competentes para establecer e implementar los programas de seguimiento de los distintos ecosistemas acuáticos son distintas en función de las masas de agua, lo que necesita de procedimientos de coordinación para una gestión eficiente. Por ejemplo, para aguas costeras y de transición son las CCAA las competentes y es la Dirección General de Costas el órgano de la Administración General del Estado (integrado en el MAPAMA) el encargado de coordinar y recopilar estos programas, mientras que la interlocución con la Unión Europea recae en la Dirección General del Agua. Por otra parte, La DMA establece un proceso de planificación y gestión para cada demarcación hidrográfica (DH). La caracterización de una DH, requerido por el artículo 5 de la DMA, es una importante primera parte de este proceso; para el análisis de las características de cada DH, se requiere, entre otros aspectos, un informe sobre el impacto de la actividad humana sobre el estado de las masas de agua dentro de cada cuenca hidrográfica. Es también el órgano de cuenca el responsable de establecer los mencionados programas para las aguas reutilizadas. ***Para una visión holística de estos programas de vigilancia será necesario conocer en primer lugar el órgano competente y los procedimientos de coordinación entre órganos, los distintos tipos de programas y subprogramas y en su caso datos conocidos de su aplicación, los indicadores de presión/impacto de la zona de estudio, las matrices implicadas, las estaciones, frecuencia y tipos de muestreo, los indicadores de calidad exigidos por la legislación, el estado de arte de las metodologías analíticas para poder evaluar los indicadores de estado a partir de procedimientos de coste-efectivo y sostenibles, entre otras consideraciones***.

3. Legislación del agua y ambiental en el medio marino

- DIRECTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Modificada por la Directiva 2008/105/CE de 16 de diciembre de 2008, del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas (DNCA). La DNCA ha sido modificada por la Directiva 2013/39/UE de agosto de 2013.

- DIRECTIVA 2008/56/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino. La directiva marco sobre la estrategia marina, establece que los Estados miembros deben adoptar las medidas necesarias para lograr o mantener un buen estado medioambiental del medio marino a más tardar en el año 2020.

- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

- Real Decreto 876/2014, de 10 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento General de Costas.

- Resolución de 12 de diciembre de 2016, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se formula declaración ambiental estratégica de la Estrategia de adaptación al cambio climático de la costa española.

- Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino.

- Ley 2/2013, de 29 de mayo, de protección y uso sostenible del litoral y de modificación de la Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas.

4. Análisis del área de estudio

El área de estudio (Figura 1) está situada en la parte Este de la Península Ibérica. Comprende parte del litoral valenciano situado entre la ciudad de València y la desembocadura del río Xúquer (Cullera, Ribera Baixa) por la zona Este y la franja interior que incluye los municipios más occidentales de las comarcas de L'Horta Oest, L'Horta Sud, La Ribera Alta y La Ribera Baixa (Figura 2). Esta área es parte del Golfo de València y está influenciada por las cuencas de los ríos Túria y Xúquer. La Tabla 1 muestra la relación de municipios, habitantes, superficie y densidad de población. Tiene una superficie de 1.879 km^2 y 1.818.406 habitantes con una densidad de población de **1.807 habitantes/km^2**. La zona costera está constituida por las zonas de inundación de estos ríos, así como por un conjunto de playas, cordón de dunas, marismas, marjales, campos de arroz y el Lago de la Albufera de Valencia junto al mar Mediterráneo. La franja interior está constituida por abanicos aluviales, conos de deyección y llanuras de inundación ocupadas en su mayor parte por poblaciones y cultivos intensivos (cítricos y hortícolas).

Figura 1. Área de estudio (Fuente, VWCTGVA 2017)

Para la realización del presente trabajo se han utilizado datos y documentos de los autores del informe y otros obtenidos de diferentes instituciones y organizaciones no gubernamentales, así como publicaciones e informes que están disponibles en sitios Web oficiales. Los datos recogidos proceden básicamente de la información obtenida de: Servicio

Cartográfico de la Generalitat Valenciana (VWCTGVA, 2017), Banco de Datos Territoriales de la Generalitat Valenciana (BDTGVA, 2017), Visor de los Parques Empresariales de la Comunidad Valenciana (VPECGVA, 2017), Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ, 2017), Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medioambiente (MAGRAMA, 2017), de diversos informes técnicos y publicaciones científicas, así como de información propia.

Figura 2. Comarcas y Municipios del área de estudio.

Tabla 1. Municipios, habitantes, superficie y densidad de población del área de estudio.

Municipio	Población	Superficie	Densidad
L'HORTA NORD			
Burjasot	37.403	3,4	11.000,88
Alboraya	21.582	8,3	2.409,76
Moncada	21.109	15,8	1.336,01
Puzol	17.947	18,1	991,54
Masamagrell	14.568	6,2	2.349,67
Godella	12.993	8,3	1.565,42
Meliana	9.827	4,7	2.090,85
Tabernes Blanques	9.270	0,7	13.242,85
El Puig	8.197	26,8	305,85
Rafelbuñol	7.103	4,2	1.691,19
Almácera	6.928	2,7	2.565,92
Puebla de Farnals	6.752	3,6	1.875,55
Foyos	7.200	6,5	978,15
Rocafort	6.259	2,4	2.607,91

Museros	4.834	12,5	386,72
Albalat dels Sorells	3.708	4,6	806,08
Albuixech	4.021	4,4	828,63
Bonrepós y Mirambell	3.047	1,1	2.770
Alfara del Patriarca	2.858	2	1.429
Vinalesa	2.783	1,5	1.855,33
Masalfasar	1.880	2,5	752
Emperador	467	0,1	4.670
L'HORTA OEST			
Torrente	80.610	69,2	1.085,70
Paterna	64.023	44	1.341,88
Mislata	43.657	2,1	20.636,19
Chirivella	30.812	5,2	5.810,00
Aldaya	30.645	19,9	1.519,28
Alacuás	30.567	3,9	7.737,69
Manises	30.508	16,1	1.747,70
Cuart de Poblet	25.472	19,7	1.286,29
Picaña	10.543	7,5	1.405,73
L'HORTA SUD			
Catarroja	27.175	13	2.090,38
Paiporta	23.980	3,9	6.148,72
Alfafar	20.730	10,1	2.052,48
Picasent	19.944	85,78	232,5
Silla	19.143	25	765,72
Albal	15.618	7,4	2.110,54
Benetúser	15.399	0,76	20.261,84
Sedaví	9.971	1,8	5.539,44
Alcácer	9.309	9	1.033,19
Masanasa	8.918	5,6	1.592,50
Beniparrell	1.950	3,7	527,03
Lugar Nuevo de la Corona	130	0,04	3.250
RIBERA ALTA			
Alcira	44.892	110,4	389,83
Algemesí	27.272	41,5	657,15
Carcagente	21.695	59,2	366,46
Carlet	15.189	45,6	333,09
Alginet	12.605	24,1	523,02
Benifayó	12.204	20,1	607,16
La Alcudia	11.105	23,7	468,56
Alberique	10.330	27	382,59
Villanueva de Castellón	7.493	20,3	369,11
Turís	6.053	80,5	75,19
Guadasuar	5.943	35,3	168,35
Monserrat	5.452	45,6	119,56

Puebla Larga	4.420	10,1	437,62
Catadau	2.619	35,5	77,77
Llombay	2.600	55,6	46,76
Manuel	2.570	6	428,33
Montroy	2.500	31,4	79,61
Rafelguaraf	2.453	16,3	150,49
Real	2.150	18,3	117,48
Benimodo	2.141	12,5	171,28
Cárcer	2.095	7,6	275,65
Masalavés	1.652	7,5	220,26
Antella	1.526	17,6	86,7
Alfarp	1.423	20,6	69,07
Alcántara de Júcar	1.397	3,4	410,88
Sumacárcel	1.296	20,1	64,47
Gabarda	1.171	7,8	150,12
Tous	1.152	127,5	9,03
Señera	1.141	2	570,5
Énova	1.011	7,7	131,28
Benegida	670	3,2	209,37
Benimuslem	605	4,2	144,04
Sellent	454	14	32,42
San Juan de Énova	413	1,9	217,36
Cotes	373	6	62,16
RIBERA BAIXA			
Albalat de la Ribera	3.429	14,3	239,79
Almusafes	7.967	10,8	737,68
Benicull	904	3,56	253,93
Corbera	3.249	20,3	160,04
Cullera	23.406	53,8	435,05
Favareta	2.048	9,4	217,87
Fortaleny	991	4,6	215,43
Llaurí	1.318	13,6	96,91
Poliñá de Júcar	2.404	12,7	189,29
Riola	1.824	5,6	325,71
Sollana	4.708	39,2	120,1
Sueca	28.112	92,5	303,91
Valencia	790.201	134,65	5868,5
ÁREA	**1.818.466**	**1.879**	**1.807**

La Figura 3 muestra la relación de **estaciones meteorológicas** existentes en la zona de interés y su localización. Además se han analizado las series de precipitación y temperaturas medias de la estación de VALENCIA VIVEROS para el periodo comprendido entre los años 1940 y 2014 (Figuras 4 y 5).

Se han localizado 15 estaciones termopluviométricas, de las cuales, 3 se sitúan en la comarca de L'Horta Oest, 3 en L'Horta Sud, 6 en La Ribera Alta, 2 en la Ribera Baixa y la estación de València. Teniendo en cuenta la superficie de las comarcas de la zona de estudio y el número de estaciones, se dispone de una estación por cada: 187,60 km^2 L'HORTA OEST, 166,08 km^2 L'HORTA SUR, 970,10 km^2 LA RIBERA ALTA, 280,36 km^2 LA RIBERA BAIXA y 134,65 km^2 VALENCIA.

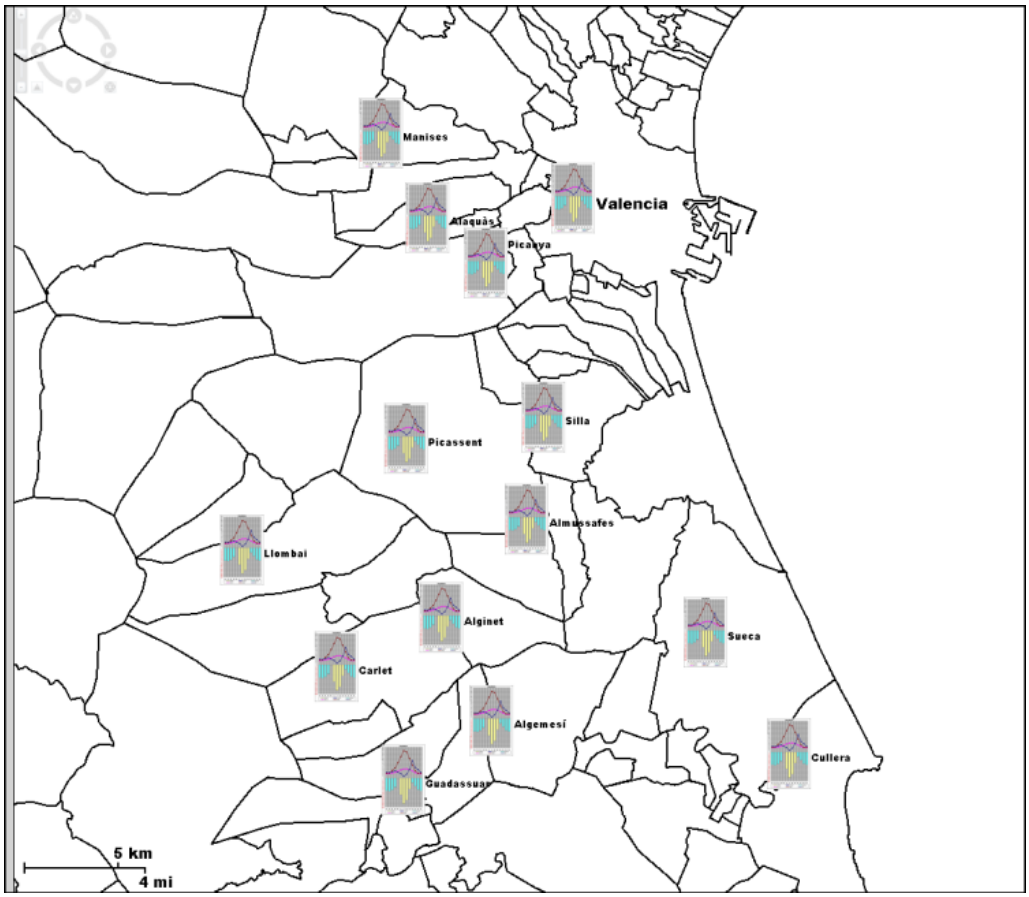

Figura 3. Localización de las estaciones climáticas.

Como se puede observar en las Figuras 4 y 5, las precipitaciones no modifican su volumen pero muestran cambios en su distribución, es decir mayor irregularidad y picos con elevadas precipitaciones concentradas en muy poco tiempo, lo cual ***favorece la torrencialidad, la escorrentía, las avenidas, la pérdida de suelo por erosión y disminuye la reserva del suelo y la recarga de los acuíferos.*** Por otra parte, la Figura 5 muestra claramente una tendencia significativa al aumento de la temperatura media anual de ***16,6 °C en 1940 a 18,8 °C en el año 201***4 (incremento superior a 2 °C). Estos hechos son acordes con las tendencias y predicciones observadas en relación al cambio climático que estamos sufriendo.

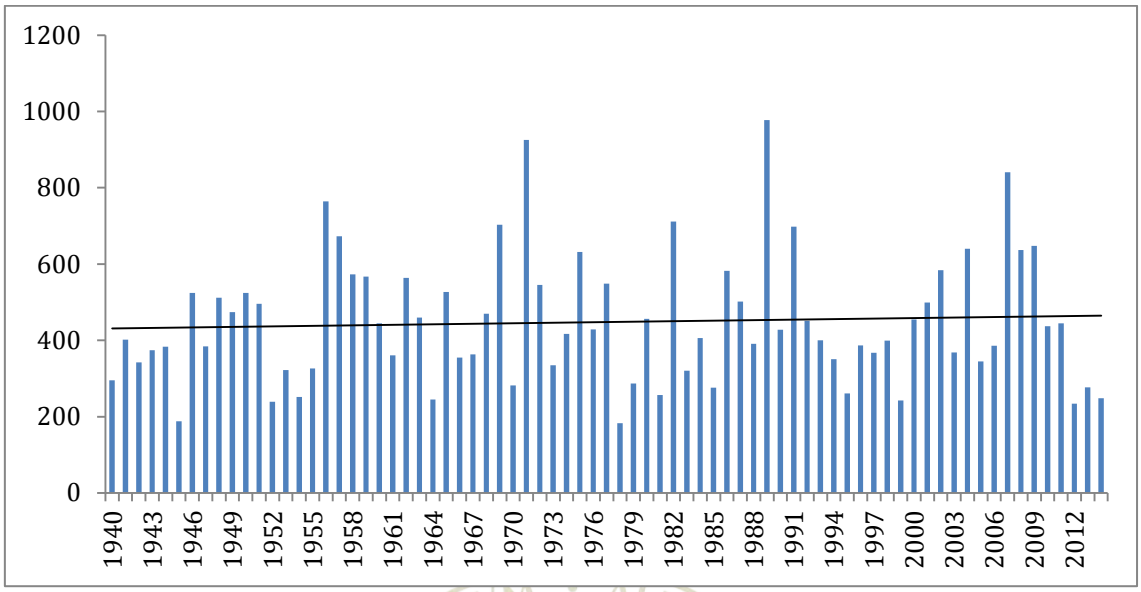

Figura 4. Precipitación anual (mm) en Valencia durante el periodo 1940-2014 (elaborada a partir de los datos proporcionados por AEMET, 2017). La línea indica la tendencia.

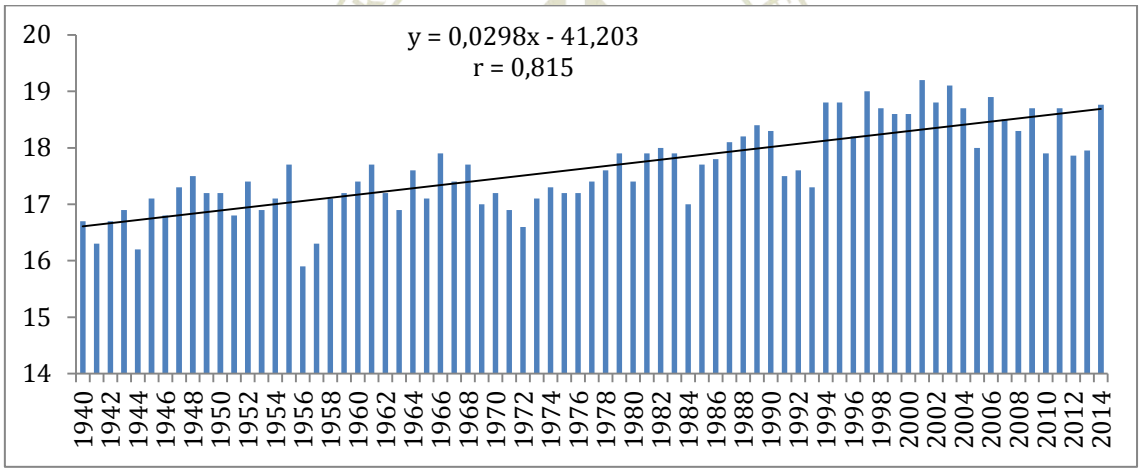

Figura 5. Temperatura media anual (°C) en Valencia durante el periodo 1940-2014 (elaborada a partir de los datos proporcionados por AEMET, 2017). La línea muestra el incremento significativo (S < 0,01).

La Universidad de Valencia ha realizado un análisis de las proyecciones climáticas regionalizadas para la Comunidad Valenciana hasta el año 2100 desarrolladas por la *Agencia Estatal de Meteorología* (AEMET) (http://www.aemet.es/en/serviciosclimaticos/cambio_climat) a partir de los escenarios climáticos del último informe AR5 (Fifth Assessment Report) del *Panel Intergobernamental sobre el Cambio Climático* (IPCC, *Intergovernmental Panel on Climnate Change*) (https://www.ipcc.ch/report/ar5/). Este análisis ha permitido estudiar los impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos en la Comunidad Valenciana, así como las vulnerabilidades y riesgos futuros, incluyendo problemas de escasez de agua, y proponer algunas medidas adaptativas sobre los sectores de importancia económica y social, tales como

el energético, los recursos hídricos, la salud pública y el sector turístico (UVEG 2016, Peiró, 2015).

La **litología** de la zona se muestra en la Figura 6. En las áreas calcáreas predomina la circulación subterránea, mientras que en las áreas de materiales detríticos o mixtos predomina la circulación superficial. Todos ***estos materiales condicionan la permeabilidad del suelo facilitando o disminuyendo los procesos de infiltración de las aguas superficiales y de drenaje, afectando a la cantidad y calidad de la descarga de las aguas en el medio costero marino sobretodo en épocas de inundación***.

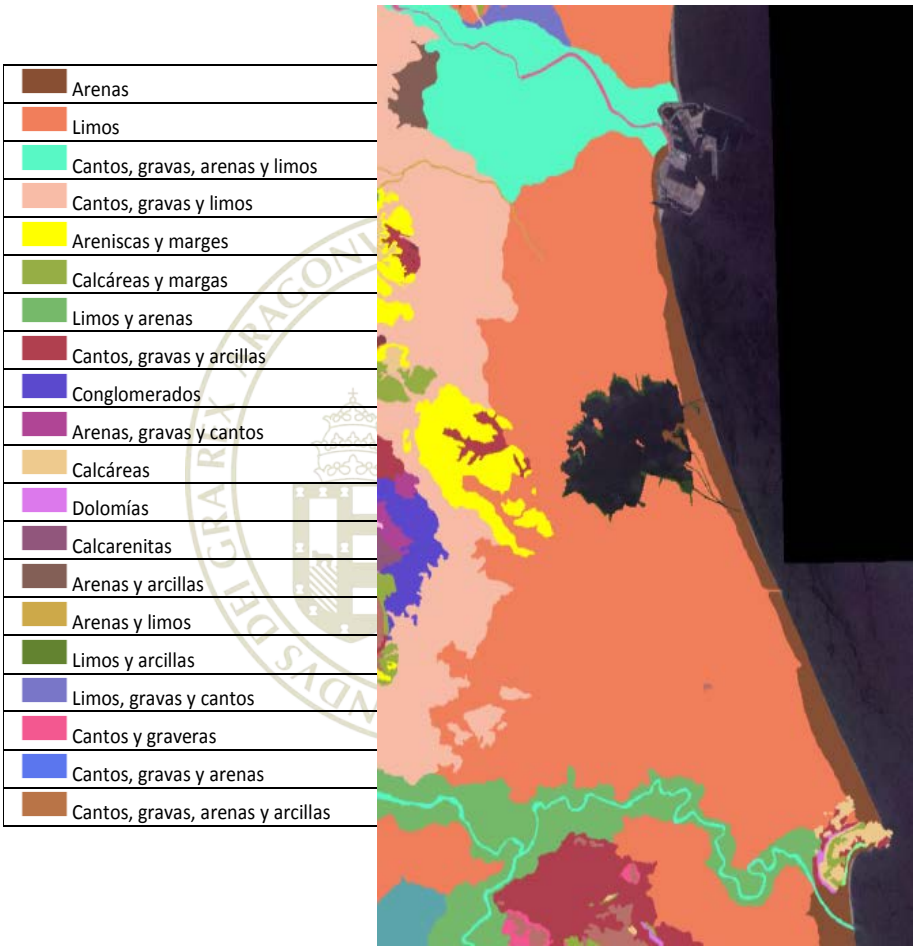

Figura 6. Mapa Litológico (Fuente, VWCTGVA 2017)

El término **zona litoral** está referido a la franja de tierra próxima a la línea de costa. ***El vertido directo de aguas subterráneas al medio marino en las franjas costeras puede tener importantes consecuencias ambientales, debido a la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por sustancias como pueden ser nutrientes, metales pesados y compuestos orgánicos*** (plaguicidas, hidrocarburos y otros). El efecto de ***la utilización de residuos en zonas de cultivos en las áreas de estudio puede afectar por una parte a la zona litoral y a las cuencas de los ríos próximos, dada su especial geomorfología, y posteriormente, a la posible salida a las aguas del mar lo cual, por efecto de las mareas y***

temporales también afecta a las zonas litorales próximas como playas, marismas, marjales y lago de la Albufera. La zona litoral-costera carece de elevaciones siendo una planicie externa construida en la época más reciente de la Era Cuaternaria. Desde el punto de vista geomorfológico ***las formaciones próximas a la costa tienen características especiales que las hacen muy sensibles a cualquier actuación o efecto medioambiental debido principalmente a su litología, geomorfología y características de los suelos***.

Las acumulaciones litorales de materiales detríticos producidas por la inmersión de barras y cordones litorales junto al remodelado eólico y la acción del oleaje, originan los depósitos litorales y restingas. Los procesos predominantes corresponden a acumulaciones, arrastres y formación de dunas (Figura 7). En estas áreas predominan materiales como las arenas finas en playas y dunas móviles y fijas que en ocasiones se encuentran cementados. En otras zonas, se encuentran áreas de gravas con cantos aplanados y limos eólicos. Estas áreas soportan una vegetación adaptada a las sales muy especializadas que se desarrolla sobre suelos arenosos con baja cobertura y escasa diversidad. Ejemplos de este tipo los encontramos en la Dehesa del Saler y las playas de arenas La Malvarrosa, El Perelló, y las playas de Sueca. Estas formaciones están constituidas por arenas de origen eólico, fluvial y marino indicando la presencia de procesos de los tres tipos.

Figura 7. Dunas móviles y playa en el litoral de Valencia (El Saler).

Desde esta zona hacia el interior encontramos áreas deprimidas interiores que corresponden a marjales y albuferas. Son zonas con topografías planas y en ocasiones ligeramente hundidas que se localizan detrás del cordón dunar. El principal representante es la ***Albufera de Valencia donde la deposición de materiales arenosos provocó la formación de un lago interior relleno de aguas superficiales interiores que llegan por pequeños cauces***. En ocasiones en las zonas inundadas se produce acumulación de materia orgánica poco transformada. Está ocupada por vegetación hidrófila principalmente por cañizos de Phragmites, con una gran diversidad siendo en la actualidad una zona protegida. Se trata de lugares ***muy sensibles donde fácilmente se pueden acumular agentes tóxicos peligrosos para fauna y flora***. Detrás de estas zonas mencionadas (líneas de costa y marjales y albuferas) y dirigiéndonos hacia el interior encontramos diferentes zonas de acumulación de materiales

que según su origen se denominan depósitos aluviales o coluviales (Figura 8). Litológicamente en ambos casos se trata de materiales detríticos, variando desde arcillas, limos, arenas, cantos y gravas normalmente calcáreas. Geomorfológicamente encontramos abanicos aluviales, glacis, deltas, terrazas, conos de deyección y depósitos de ladera.

Figura 8. Formaciones litorales: izquierda, suelos sobre material aluvial en la huerta de Alboraia; derecha, suelos de marjal en el Parque Natural de la Albufera.

Los procesos erosivos principalmente en laderas producen la formación de vegetación escasa con un matorral degradado, mientras que en las zonas llanas las transformaciones agrícolas han modificado la vegetación natural propia de ramblas y cauces. El ***Parque Natural de la Albufera de Valencia (PNA) posee una superficie de 21.000 hectáreas***. Se sitúa a unos 15 km al sur de la ciudad de Valencia. Está constituido por playas, La Devesa, **el lago de la Albufera,** que fue un antiguo golfo marino cerrado por una restinga o cordón dunar y alimentado por las aguas dulces de barrancos, acequias y surgencias denominados *ullals* (Figura 9). El Lago de la Albufera junto con el marjal y la Devesa, ocupa unas 7.000 ha, distinguiendo tres áreas definidas: las aguas libres, las orillas y matas. El resto, unas 14.000 ha, está ocupado por suelos dedicados al cultivo del arroz (Figura 10).

La evolución de las restringas en las que se localizan los campos dunares del Holocenos y las dunas del Pleistoceno se relacionan con las oscilaciones del mar, siendo muy similar en todas las restingas de la costa valenciana, cuya prolongación depende de la magnitud del descenso del nivel del mar y los sedimentos aportados. La restinga de la Albufera de Valencia ha seguido aumentando, presentándose un modelo de doble restinga. Una interna que queda en ocasiones dividida por el avance de conos aluviales. Y otra externa que se genera debido a nuevos aportes, con un retroceso muy marcado en la zona entre Valencia y Cullera. Entre ambas restingas existe una zona alargada y deprimida con charcos debidos a capas freáticas.

Figura 9. Ullal Baldoví en el término municipal de Sueca (izquierda) y matas de la Albufera (derecha) (Fotografía R. Boluda)

Las crecidas del Turia en épocas anteriores explican la gran acumulación experimentada por las playas situadas cerca de la ciudad de Valencia. En las dunas de El Saler se asocian a fases de antiguas de acumulación, mientras que en la actualidad estas dunas han desaparecido por la erosión producida por la construcción del puerto de Valencia, de las transformaciones agrarias y los procesos de urbanización.

Figura 10. Campos de Arroz en el PNA. A la izquierda al comienzo de la campaña del arroz (Abril, 2017). A la derecha en plena campaña (verano 2016).

Los cauces de los ríos corresponden a unidades geomorfológicas especiales que producen aportes que contribuyen a la formación de los llanos costeros y a la colmatación de albuferas y marjales arrastrando sedimentos y posibles metales contaminantes. Las desembocaduras de los ríos (Figuras 11 y 12) suministran materiales que constituyen la mayor parte de la carga sólida de los materiales de la deriva y contribuyen a la creación de diferentes formas de acumulación. Según Sanjaume (1985), la red fluvial sigue la orientación de la directriz ibérica. ***En la zona se han delimitado tres subcuencas hidrográficas: Túria, Poyo y Xúquer*** (CHJ, 2017) con un área de interfluvios en las inmediaciones de la ciudad de Valencia (Figura 13). Los cursos de dirección ibérica están constituidos por los ríos Turia y Xúquer con sus respectivos barrancos auxiliares. El río Turia tiene una longitud de 280 km y una cuenca de drenaje de 6.393 km^2, con relieves en su cabecera con altitudes entre 1.800-2.000 m, y descargas anuales de 15 m^3/seg o 470 hm^3/año) (Carmona, 2009). Entre sus afluentes se encuentra el Túejar y entre los barrancos

más importantes citar el de Liria. En su cuenca alta predominan las litologías calcáreas y el drenaje subterráneo que regulan de forma natural los caudales de cabecera de las cuencas. El ***régimen natural presenta aguas altas de enero a junio, con pico de origen pluvial en marzo y un pico secundario en junio asociado a las tormentas primaverales de la cordillera ibérica. Las aguas bajas se producen de julio a diciembre con mínimos en agosto***.

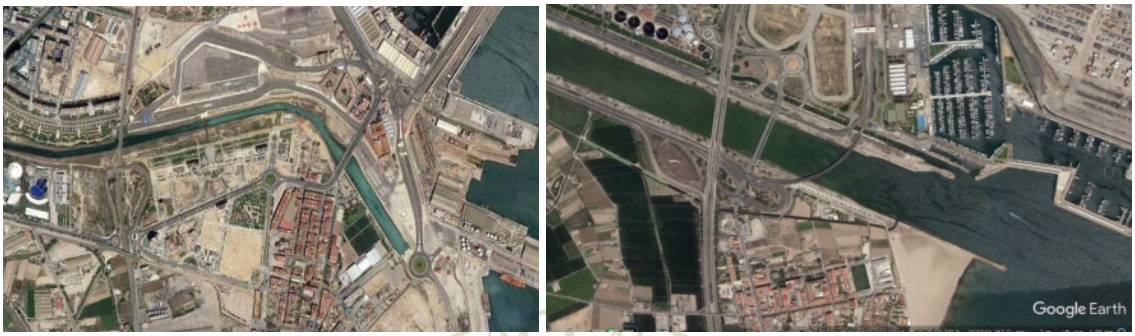

Figura 11. Antiguo cauce del Turia (izquierda) y desembocadura del nuevo cauce del Turia (derecha. Fuente Google Earth)

Figura 12. Desembocadura del rio Xúquer en Cullera mostrando la descarga de sedimentos (Fuente Google Earth)

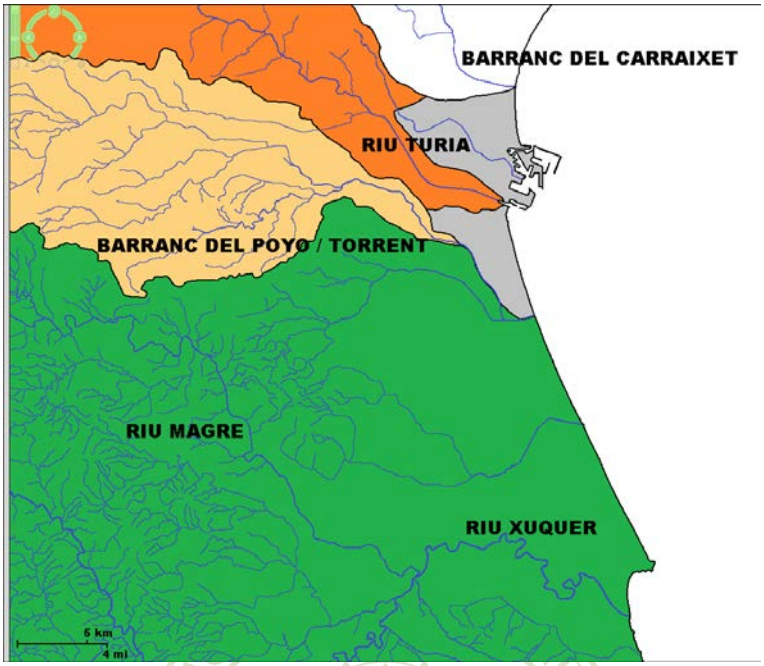

Figura 13. Subcuencas de la Red hidrográfica del área de estudio (Fuente, CHJ 2017)

La ***extracción de agua para el regadío es la causa más importante del descenso del caudal de los ríos***, desde la creación del sistema de regadíos de la Huerta de Valencia. Las principales obras de regulación son el ***embalse de Benagéber*** con 228 hm^3 de capacidad (1944) y el de ***Loriguilla*** con 71 hm^3 (1960) (Carmona, 2007). El afloramiento freático en el entorno de los marjales costeros exigió el drenaje y saneamiento de algunas partidas para su puesta en cultivo. ***Del Turia se derivan los riegos de la huerta tradicional de la ciudad de Valencia y su entorno, a través de las acequias de Montcada, Quart, Tormos, Mislata, Mestalla, Rascanya, Favara y Rovella*** que captan el agua en el valle del Turia antes de entrar en la superficie de los abanicos fluviales y llanura litoral (Marco et al., 1994). Los afluentes de la cuenca baja, de marcada irregularidad, apenas contribuyen a la escorrentía media, pero sin embargo es aquí donde se generan crecidas.

El ***Barranco de Torrent*** nace de la captura de la rambla del Poyo y otras ramblas subsidiarias que drenan las laderas de la sierra Perenchiza. Alrededor de Torrente el cauce es ancho, reduciéndose hacia Picaña y Paiporta para posteriormente ser canalizado entre Catarroja y Masanassa y alcanza la Albufera. Ha sufrido numerosas inundaciones siendo la más importante la de 1957: Torrente, Picaña y la pedanía de Vistabella en la parte alta y Masanassa, Catarroja y Benetúser en la parte baja llegando hasta la Albufera. El ***Barranco de Picasent*** presenta una alta densidad de drenaje circulando por una cuenca formada por materiales poco consolidados que facilitan su erosión cuando existe fuerte torrencialidad, siendo los municipios de Beniparrel y Picassent los más afectados por sus crecidas.

El ***Barranco del Poyo***, es un curso de agua estacional con una cuenca localizada entre las de los ríos Júcar y Túria con una extensión de 462 kilómetros cuadrados y 44 kilómetros de longitud. Nace entre las Sierras de la Cabrera y de los Bosques, a unos 1000 metros de altura.

Recorre los términos municipales de Chiva, Cheste Ribarroja del Túria, Quart de Poblet, Torrent, Picaña, Paiporta, Massanassa y Catarroja, siendo en este último tramo donde mayor caudal lleva. Los barrancos: Grande, Cueva Morica y el de Chiva se unen, antes de pasar por el término de Cheste, para forman el Barranco o Rambla del Poyo. ***La rambla entra en la comarca de l'Horta sud de Valencia a través del "Pla de Quart", donde se une con al barranco del Gallego*** de aguas permanentes proveniente de la Serra Perenxisa hasta llegar a la localidad de Torrent, donde el cauce se ensancha y profundiza, recibiendo allí también las aguas del ***Barranco de L'Horteta***, procedente de la sierra Perenxisa. ***El Barranco de Poyo cruza una zona intensamente antropizada antes de desembocar en la Albufera. Por ello es patente la alteración de sus aguas contaminadas que llegan a la Albufera, debido a los numerosos puntos de emisión de contaminantes*** (urbanizaciones, municipios, sector industrial y /o sector agrícola) con pérdida de biodiversidad animal y vegetal en la actualidad (Boira, 2012).

El ***rio Júcar*** origina una gran llanura de inundación con alrededor de 300 km^2, originada por la acción de los ríos Júcar, Magro, Albaida y Sallent, que han producido inundaciones importantes en 1982 y 1987. Es una zona drenada por canales que desembocan en la Albufera, en una zona donde se producen lluvias de alta intensidad. ***Destacan las zonas inundables afectadas por el Barranc Fondo en Almusafes, Sollana y Benifayo, mientras que el barranco del Señor afecta a la zona de Alginet***. ***El rio Magro cuenta con el embalse de Forata para la regulación de sus aguas que en algunas inundaciones ocasionó alrededor de 0,8 Hm^3 de sedimentos.*** Tuvo una gran influencia en la geomorfología de la ribera, dados los materiales del Keuper por donde circula. Entre sus zonas inundables se encuentra Requena, Utiel, donde la construcción de la canalización de la Madracha impide en la actualidad los desbordamientos, pero ha originado una distorsión de la divisoria de aguas entre el rio Magro y el Gabriel. El rio pasa por Carlet con un cauce ancho que moviliza una gran carga sólida. El río Jucar presenta un tramo elevado y otro bajo. En el primero dada la escasa industria se ha descrito un incremento de la salinidad y dureza, mientras que en el segundo elevada contaminación orgánica en la zona de Alzira que se reduce por las surgencias subterráneas alrededor de Algemesi (Matarredona et al, 1989).

La zona de estudio está compuesta por ***3 acuíferos subterráneos principales que vierten sus aguas al mediterráneo***, el primer acuífero está situado al ***norte de la ciudad de Valencia y alcanza la cabecera del Turia***, el segundo corresponde a la ***zona centro y abarca hasta la zona baja del puerto de Valencia adentrándose hacia el interior por el cauce del rio Turia***, el tercero comprende la ***zona del Horta Sur, Albufera de Valencia hasta la zona baja del Júcar incluyendo el puerto y playas de Cullera***. El primero es un acuífero poco extenso pero alargado, que constituye la Plana de Sagunto de tipo permeable con 70 km^2, algo más al Sur en la población de Valencia encontramos el acuífero de la Plana de Valencia, también de tipo permeable y mayor capacidad, el tercero es el que afecta a la zona de Cullera y Horta Sur en forma alargada de unos 80 km^2 también de tipo permeable.

La descarga de aguas subterráneas se caracteriza por bajos caudales, que hacen difícil su detección y cuantificación, si bien dado que se producen a lo largo de zonas muy grandes, se consigue un flujo total significativo. ***La descarga de líquidos, ya sea procedente de la tierra o la re-circulación del agua de mar, provoca reacciones que pueden incrementar considerablemente las concentraciones de nutrientes, carbono y metales en el agua, siendo***

por lo tanto una fuente de componentes bioquímicos muy importante para las costas. El estudio de estas aguas es importante, pues ***las aguas subterráneas contaminadas podrían producir por un lado la contaminación costera, y por otra parte su explotación para riego, industria y suministros de agua potable permite la intrusión de agua salada en los acuíferos costeros lo cual es un grave problema en algunas áreas*** (Vicente, 2012).

Tanto el río Turia como el Júcar son los cauces más caudalosos aproximadamente alrededor de 30 m^3/s de agua promedio con desembocaduras de 81 m y 100 m de ancho que produce una amplia dispersión del agua dulce. En ambos casos la corriente en Levante se dirige hacia el S-O, bordeando la costa peninsular española (Cognetti et al. 2001), lo que determina el transporte de contaminantes. En el golfo de Valencia las olas rompen durante los temporales con fondos de más de 20 metros, en ocasiones los algares hacen que sólo rompan las olas mayores, si no fuera por estos campos submarinos las rompientes abarcaría toda la rada (Figura 14). La agitación del mar o marejada, es producida por un viento que actúa a larga distancia, siendo el viento de superficie el más local. ***En el régimen de las costas las corrientes desempeñan un papel importante pues transportan los materiales, residuos, contaminantes, entre otros, siendo arrastrados y depositados posteriormente en otros puntos de la playa o hundiendo los puertos.*** Este detalle es notorio en el puerto de Valencia por lo que cualquier obra que modifique el trazado permite o que no salgan los materiales de él, o que no se introduzcan materiales desde el exterior.

En general ***los frecuentes vientos del N y E producen la acumulación de aguas en el golfo, elevando su nivel y dando lugar a una corriente paralela a la costa con dirección N-S***. Esta corriente transcurre paralela a la costa hasta el origen del dique de barlovento, y paralela después a este, en cuyo extremo se combinará otra la que viene de fuera de la dirección del oleaje, desde allí marcha según la resultante hasta encontrar la costa, dejando al oeste una considerable masa de agua, la cual es arrastrada por comunicación lateral de movimiento, donde la corriente principal seguirá su curso hasta salir por el cabo de san Antonio. Las diversas observaciones indican que en el puerto de Valencia coexiste esta corriente con la causada por la tendencia del rio Turia a penetrar en el puerto que es de sentido contrario. Los vientos del segundo cuadrante originaran la inclinación hacia el puerto de la desembocadura del Turia. Los vientos procedentes de tierra levantan poca agua en el mar, bajando su nivel y produciéndose corrientes de pequeña intensidad cerca del puerto.

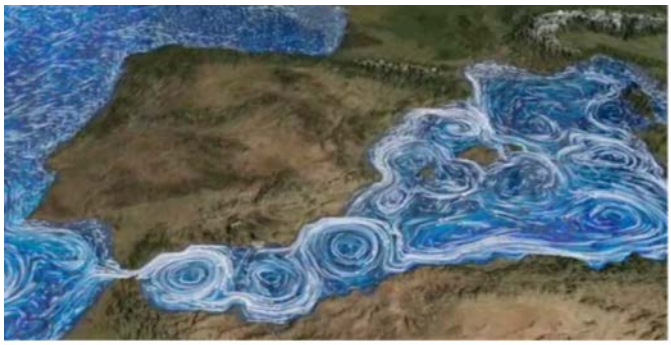

Figura 14. Corrientes marinas (Fuente NASA)

La inestabilidad de la costa y el riesgo de erosión del litoral es consecuencia de la disminución de los aportes de sedimentos y de la presencia de barreras que se oponen al transporte de los mismos. La regresión costera se produce entre otras causas por la alteración de la dinámica litoral derivada de la construcción de puertos y de obras de protección (diques, escolleras), que suponen una barrera al transporte de sedimentos e influyen en el equilibrio global del litoral. ***Es importante lograr un equilibrio estable a largo plazo, para ello se requiere la regeneración y estabilización de playas***. Factores como la alteración en los fondos marinos, con desaparición de especies que contribuyen a regular el aporte de arena a las playas, junto a la construcción en la costa y la regulación de los cauces fluviales, así como la destrucción del cordón dunar facilitan la pérdida del equilibrio dinámico en el transporte de las arenas (GVA, 2008). En esta zona las corrientes marítimas inciden en la costa con una dirección de Noreste a Suroreste, en general, se observa que estas corrientes del mar han producido el retroceso de la línea de costa degradada por la erosión. Los espigones construidos en los puertos de Sagunto, Valencia, Cullera (Figuras 15 y 16) se introducen el mar e interceptan el aporte sedimentario quedándose atrapado al Norte del espigón y en el Sur se va erosionando al no recibir su aporte de material. La arena queda inmovilizada al chocar contra el puerto, se deposita y agranda la playa. Por ello las playas al sur de los espigones se erosionan quedando solo la playa de roca perdiendo materiales, mientras que las del norte de los diques acumulan sedimentos y materiales quedando la arena atrapada, con todo lo que esto conlleva respecto al transporte y deposición de residuos. La recesión de la costa del golfo de Valencia se hace notar desde los años 90 a causa del incremento de las infraestructuras costeras (ampliaciones de los puertos, las canalizaciones al mar, espigones). ***Actualmente en Valencia el puerto atrapa sedimentos en la Malvarrosa aumentando la playa, mientras que en El Saler pierde sedimentos y retrocede, ayudado por el nulo aporte de sedimentos del rio Turía***.

Las zonas de inundación en el área de estudio son: Desembocadura del Río Turia, Valencia; Barranco de la Saleta, Valencia; Rambla del Poyo, Albal, Alfafar, Catarroja, Massanassa; Silla, Valencia; Barranco de Picassent, Albal, Catarroja, Silla; Barranco de Albal, Albal, Catarroja; Barranco Cañada Hortolá Silla, Valencia; Barranco de Alginet, Sollana; Laguna de la Albufera, Albal, Silla, Sollana, Sueca, Valencia; Inundación masiva del río Xúquer, Cullera, Sol.

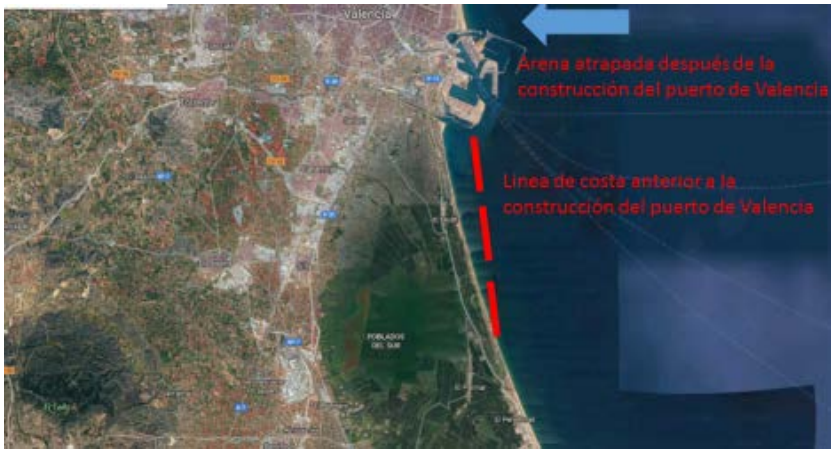

Figura 15. Efectos de la presencia del puerto en Valencia

Figura 16. Efectos de la presencia del puerto de Cullera en la desembocadura del rio Júcar

Según Estrela et al. (2012), en Cullera debido al puerto y a la desembocadura del rio Júcar se acumulan sedimentos en la zona norte, aumentando el tamaño de las playa, mientras que la situada al sur del puerto pierde materiales y retrocede en relación a la línea de costa. ***La evolución de la línea de costa entre 1997 y 1990 mantuvo el proceso de acumulación en 0,36 metros/año, pero la evolución sufre un cambio negativo significativo desde el inicio de la década de los años 90 hasta la actualidad, con un retroceso de la línea del litoral de 0,04 metros anuales, variando la tendencia histórica de acumulación***. El análisis reciente de las dunas indica un retroceso significativo en el escarpe de la duna y una pérdida significativa en el volumen de sedimentos. El cambio de tendencia se ha producido por una subida del nivel del mar; por las infraestructuras costeras que impiden la llegada de sedimentos a la zona sur o por la disminución de aportes a causa de la regularización de los ríos mediante los embalses que retienen los sedimentos. Otras causas serían la destrucción de las dunas, que disminuye la dimensión de las playas, o la construcción de urbanizaciones en las laderas de las montañas que han afectado a los barrancos que aportaban sedimentos a los ríos. Como consecuencia de todo ello, ***se ha alterado la dinámica litoral poniendo en peligro la sostenibilidad de un recurso fundamental***. En la actualidad, más de la mitad del litoral de la Comunidad Valenciana se encuentra en regresión; y dentro de esa situación resulta especialmente grave la problemática de inestabilidad que afecta a un 14 % del total.

A pesar de la homogeneidad topográfica y climática existe una gran edafodiversidad relacionada con la cercanía al mar y la mayor o menor proximidad del nivel freático a la superficie. En general son suelos básicos de naturaleza calcárea (Figura 6), lo cual está acorde con el material de origen y el clima Semiárido. Sobre las áreas de cultivo, tanto en las llanuras litorales como en las terrazas de los ríos Túria y Xúquer, se desarrollan suelos de origen aluvial del grupo de los **Fluvisoles** (WRB, 2014). Son suelos originados a partir de sucesivos aportes de materiales fluviales, por lo que pueden presentar decrecimientos irregulares del contenido de materia orgánica (MOS). Estos suelos normalmente poseen una profundidad considerable y tienen muy poco grado de evolución. Los materiales sobre los que se desarrollan están compuestos por limos y materiales rodados, presentan texturas gruesas (francas o franco-arenosas), lo que condiciona una buena aireación y facilita los procesos de infiltración. Los valores de pH van de neutros a básicos oscilando entre 7,1 y 8,5 con pocas variaciones entre horizontes. Todos estos parámetros les confieren ***una elevada potencialidad agrícola***.

En las zonas más interiores y limitando con la llanura de inundación de los ríos Túria y Xúquer, los sedimentos del Pleistoceno y Mioceno (glacis, coluviones, pie de monte, conos de deyección) dan origen a suelos con mayor evolución que poseen horizontes de acumulación de carbonato cálcico (**Calcisoles**). La acumulación se produce en profundidad (horizontes B y C). Este enriquecido con carbonato secundario es siempre superior al 15%, llegando en ocasiones al 60%. A veces presentan un horizonte dónde la edafogénesis ha provocado la cementación dando lugar a capas o costras calizas endurecidas u horizonte petrocálcico. Esta cementación provoca que sus fragmentos secos no se desmoronen en agua y las raíces no lo puedan penetrar, con escasa porosidad, extremadamente duro cuando está seco y muy firme, o extremadamente firme cuando está húmedo. Los poros no capilares están obstruidos y la conductividad hidráulica es de moderadamente lenta a muy lenta. Son suelos muy frecuentes en el área mediterránea. Estos suelos presentan texturas equilibradas entre franca y franco-arcillosa. Los valores de pH son ligeramente alcalinos, como corresponde a suelos calizos, presentándose los valores más bajos en los horizontes superiores. Poseen moderada a baja fertilidad con contenidos de MOS bajos.

Sobre limos pardos e influidos por la textura arcillosa y el nivel freático encontramos ***suelos que poseen una capa de agua suspendida estacionalmente que satura la totalidad de los poros de la mayor parte del perfil durante un período del año más o menos largo, provocando condiciones anaeróbicas que dan lugar a procesos de reducción o segregación de hierro***. Se trata de los suelos del PNA (ver Figura 18). Estos suelos presentan propiedades gléicas, (Fluvisol calcáreo gleico), es decir, condiciones hidromórficas conjuntamente con un elevado contenido en carbonatos (25-40%). El pH es neutro con tendencia a básico (7 a 8). Presentan variaciones en el contenido de materia orgánica, sobre el que influye el nivel de la capa freática. Debido a este elevado contenido en arcilla y MOS poseen una elevada capacidad de intercambio catiónico, siendo el calcio el catión dominante. Se trata de suelos con textura fina, arcillosa o franco-arcillosa. El mayor contenido de carbonatos y el pH más básico se dan en el horizonte de fluctuación de la capa freática. Este tipo de suelos tiene una fertilidad química alta (capacidad de intercambio catiónico), una capacidad de retención de agua disponible elevada, pero poseen baja fertilidad física (permeabilidad baja, microporosidad y compacidad alta y, por tanto, dificultad de laboreo, y de penetración para las raíces). En seco presentan grietas debido al contenido y tipo de arcilla. Su utilización viene también determinada por el encharcamiento, la textura y la salinidad, ya que en algunos casos, debido a las características del PNA o a la contaminación debida al aporte de aguas residuales, pueden tener propiedades sálicas, es decir presencia de sales más solubles que el yeso, así como concentración de sodio en el complejo de cambio elevada, lo cual puede provocar riesgo de salinidad, sodicidad y toxicidad con disminución importante del rendimiento del cultivo del arroz (Boluda, 1988).

Figura 17. Suelo tipo de los arrozales (Boluda, 2012)

En las matas del lago de la Albufera influenciados por el agua y bajo cañizares y carrizos de *Phragmites australis y Scirpus maritimus*, encontramos suelos orgánicos (suelos con más de 21% de carbono orgánico, Histosoles). Además de su importancia edáfica y funcional, tienen un especial interés debido a las interacciones suelo-vegetación en humedales y los complejos procesos a los que está sometida la MOS. Investigaciones realizadas han observado que ***la descomposición de la MOS causa una disminución en el contenido de lignina, un aumento relativo en compuestos alifáticos y un aumento de productos microbianos, incluyendo proteínas, esteroles, ácidos grasos de cadena corta y alcanos***. Estos procesos se relacionan con el secuestro de carbono dentro de los primeros 50 cm del suelo, haciendo de este tipo de humedales un importante componente del ciclo del C a escala global (Ferreira et al., 2009; 2013).

5. Fuentes de contaminación: Indicadores de presión

Las actividades humanes de los países de la Cuenca Mediterránea descargan, cada año, varios millones de toneladas de contaminantes al mar Mediterráneo. En este sentido, las actividades industriales de los 19 países más industrializados que rodean la Región Mediterránea tienen una responsabilidad muy directa (MED POL y UNEP/MAP 2006; Zaqoot et al., 2012). La intensa actividad humana en zonas con mares como el Mediterráneo produce a largo plazo impactos ambientales que provocan la degradación de las áreas costeras y el medio marino. ***Las fuentes terrestres de contaminación marina son el problema ambiental más grave en el mar Mediterráneo representando alrededor del 80% de la contaminación.*** El litoral valenciano y su medioambiente marino se enfrentan a grandes y serias presiones debido a diversas fuentes de contaminación terrestres. Existen diferentes factores que ejercen una gran amenaza sobre el medio costero y condicionan su estado.

Por otra parte, las directivas europeas que atañen al medio acuático continental, en el desarrollo para su aplicación, han ofrecido unas directrices para la evaluación de las presiones e impactos (o amenazas) principales que afectan en diverso grado a las masas de agua epicontinentales, esto es, de las categorías “ríos” y “lagos” lo cual, para el caso español, ha derivado en unos protocolos de evaluación de presiones e impactos que catalogan y agrupan las mismas para la evaluación de su afección a cada masa de agua concreta. Fundamentalmente son dos las directivas a partir de las cuales se ha desarrollado. Estas son, de una manera más genérica, la Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (DOCE, 2000) y, de manera más específica, la Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, respectivamente referidas como Directiva Marco del Agua y como Directiva Hábitats.

El desarrollo en España de la Directiva Marco del Agua propició la realización de una primera evaluación de las presiones e impactos (IMPRESS) que afectaban las masas de agua en nuestro país, que se realizó en 2008 a fin de servir para su aplicación de los primeros planes de cuenca ligados a la aplicación de dicha directiva. Por lo que se refiere a las masas de agua epicontinentales, ríos y lagos, los principales tipos de presiones e impactos que se evaluaron fueron los siguientes:

- Fuentes puntuales: Existencia de vertidos de aguas contaminadas a la masa de agua o a sus afluentes, existencia de vertidos de sólidos en la masa de agua y su entorno.

- Fuentes difusas: Aportes de contaminantes provenientes de fuentes difusas (por ejemplo, fertilizantes o pesticidas utilizados en la agricultura).

- Extracciones, fundamentalmente extracciones de agua para diferentes usos.

- Alteraciones morfológicas, incluye presas y azudes, canalizaciones, protección de márgenes, coberturas, dragados, extracción de áridos, recrecimiento de lagos, modificación de conexiones, y puentes.

- Regulación del flujo, incluye la incorporación de transvases o de desvíos hidroeléctricos.

- Otras presiones: A definir en cada estudio particular.

- Usos del suelo: explotaciones forestales en zona de policía, suelos contaminados.

Actualmente se está realizando por parte del MAPAMA una actualización del estudio de presiones e impactos que afectan a las masas de agua españolas, el cual se espera que esté disponible a finales de 2018.

Por lo que se refiere a la Directiva Hábitats, la Unión Europea está elaborado actualmente un catálogo de presiones y amenazas que pueden afectar a los hábitats y especies, disponible en: https://circabc.europa.eu/w/browse/470a0204-b473-4022-afc2-be026250d20b, en la cual las principales son las siguientes:

- Agricultura y ganadería.
- Silvicultura.
- Extracción de recursos (minerales, turba y recursos de energía no renovables).
- Procesos de producción de energía y desarrollo de infraestructura relacionada.
- Desarrollo y operación de sistemas de transporte.
- Desarrollo, y construcción y uso de infraestructura y áreas residenciales, comerciales, industriales y recreativas.
- Extracción y cultivo de recursos biológicos vivos (distintos de la agricultura y la silvicultura).
- Acciones militares, medidas de seguridad pública y otras intrusiones humanas.
- Especies invasoras y problemáticas.
- Contaminación de fuentes mixtas.
- Cambios antrópicos en las condiciones hidráulicas.
- Procesos naturales (excluyendo catástrofes y procesos inducidos por la actividad humana o el cambio climático).
- Cambio climático.
- Otras presiones y amenazas.

Este sistema de evaluación de presiones y amenazas de la Unión Europea es aplicable a todo tipo de hábitats y especies, por lo que para el caso de los ecosistemas-hábitats y especies acuáticas resulta de mayor utilidad la utilización de clasificaciones de presiones y amenazas más específicas para las masas de agua y su biota, tal como la propuesta por Camacho et al. (2009), que resulta de aplicación en los hábitats de interés comunitario de tipo lenítico (aguas retenidas), la cual se resume en Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros para evaluar las presiones y amenazas en lagos, humedales y otros ecosistemas de aguas retenidas según lo propuesto por Camacho et al (2009)

A- PRESIONES E IMPACTOS DE TIPO HIDROLÓGICO
- A1 -Existencia de extracciones directas de agua - A2 - Alteración de los patrones naturales de inundación y de los flujos de agua (drenajes, aportes de caudales externos, variación de flujos por explotación o aporte de caudales, etc.). - A3- Regulación de caudales en los cursos influentes - A4- Existencia de infraestructuras destinadas al drenaje - A5- Extracción de agua del acuífero o masa de agua subyacente al ecosistema lenítico del que éste sea dependiente (en su caso).

B – PRESIONES E IMPACTOS DE TIPO GEOMORFOLÓGICO
- B1- Variación de la morfometría o de las características del sustrato que afecte a la estructura o función o a la extensión (aterramiento, pendiente, construcción de estructuras, etc). - B2- Extracción o aportes de materiales
C – PRESIONES E IMPACTOS QUE ALTEREN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS
- C1- Existencia de vertidos puntuales de aguas residuales urbanas. - C2- Vertidos de contaminantes específicos (sustancias prioritarias) - C3- Existencia de fuentes difusas de contaminación en la cuenca - C4- Entrada de caudales de distintas características mineralógicas a las naturales - C5- Vertidos térmicos - C6- Alteración de la calidad química natural del agua subterránea que alimenta al ecosistema lenítico
D – PRESIONES E IMPACTOS SOBRE LA ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES
- D1- Conectividad con los ecosistemas naturales adyacentes. - D2- Explotación de la comunidad biológica - D3- Usos en acuicultura
E – PRESIONES E IMPACTOS POR USOS DEL TERRITORIO
- E1- Usos del suelo para infraestructuras viarias y residenciales - E2- Existencia de tendidos eléctricos
F – PRESIONES E IMPACTOS POR OCUPACIÓN DEL TERRITORIO AL QUE ESTÁ LIGADO EL HÁBITAT
- F1- Reducción de la superficie ocupada por el hábitat a escala local - F2- Ocupación del vaso lagunar o sus riberas
G - OTRAS PRESIONES E IMPACTOS

Como se puede observar las distintas aproximaciones aquí propuestas, correspondientes respectivamente a las masas de agua epicontinentales según la Directiva Marco del Agua, a los hábitats y especies de interés comunitario recogidos en la Directiva Hábitats y, en tercer lugar y de manera más específica, a los hábitats y ecosistemas de aguas retenidas, tienen muchos puntos en común. Por ello se recomienda recurrir primero a esquemas generales, como los dos primeros para, en función del tipo de masa de agua, realizar una adaptación específica de estos esquemas generales al tipo de masa de agua.

En el ***caso del litoral valenciano, un factor muy importante es la gran densidad de población concentrada en el litoral de las comarcas de l'Horta y La Ribera con más 1,8 millones de habitantes***. ***Las principales actividades son: industria, agricultura, turismo, servicios y transporte terrestre y marítimo***. El puerto de Valencia es uno de los más importantes de Europa. Estos hechos, unido a veces a una deficiente gestión ambiental, está causando muchos problemas en los ecosistemas del litoral valenciano. Estos problemas conducen a la contaminación del ambiente costero y al deterioro de los recursos naturales. Como es bien conocido, las playas valencianas demuestran cada año su gran potencial para el turismo, tanto para la población local como extranjera. Otro gran problema es la contaminación de sus ríos (Turia, Xúquer), marismas, marjales (Parque Natural de la Albufera, PNA), playas y agua del mar, todo lo cual representa un riesgo importante para la salud

humana y la vida acuática. Las aguas residuales industriales y urbanas son vertidas a colectores y luego tras su depuración en las EDAR llegan a los cauces receptores (fundamentalmente el colector Oeste, actualmente con serios problemas) aunque todavía existen municipios que vierten sus aguas residuales a la antigua red de acequias que circulan por el subsuelo y son utilizadas para riego (Ej. Sèquia Nova en el término municipal de Alfafar). En el caso de la depuradora de Pinedo (una de las más grandes de Europa), una parte de las aguas regeneradas vierte al mar mediante un emisario submarino y otra es canalizada para inundar los campos de arroz del PNA. Una cantidad no determinada de aguas grises es eliminada utilizando canales superficiales que, a su vez, descargan en las playas cercanas (golas en el PNA). ***La mala gestión del desarrollo demográfico, la expansión urbanística y la especulación en la zona litoral son otros factores que contribuyen al deterioro de los ecosistemas costeros valencianos***. Por otro lado, ***la gran actividad agrícola de la zona conjuntamente con el uso de grandes cantidades de agroquímicos (fertilizantes, insecticidas, herbicidas y fungicidas) que circulan por una densa red de canales de riego que desembocan directamente al lago de la Albufera o al mar sin ningún tipo de tratamiento, son otro factor de contaminación.***

Por todo ello, ***el reconocimiento de las fuentes de contaminación terrestre, así como una buena gestión del desarrollo económico y sociocultural, son herramientas adecuadas para promover medidas ambientales en el litoral valenciano***. Este estudio proporciona una evaluación de las principales fuentes terrestres que causan contaminación en el litoral de Valencia, así como del estado de los principales ecosistemas, lo cual puede servir como una base para futuras actuaciones, investigaciones y toma de decisiones con el fin de desarrollar un plan de manejo adecuado para reducir el nivel de contaminación de los ecosistemas lacustres y marinos valencianos.

El desarrollo de indicadores ambientales debe realizarse reconociendo que no hay ningún conjunto universal de indicadores, tal como se ha comentado en el inicio de esta sección. Un modelo a seguir es el trabajo de la OCDE (2003) sobre ***Planes de Presión-Estado-Respuesta*** (PER). Por otra parte, la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, DMEM, 2008) indica que los ***programas de medidas deben contemplar los siguientes aspectos: análisis de los rasgos o características de las aguas marinas, presiones e impactos a que están sometidas y un análisis socioeconómico de sus usos y del coste que supone el deterioro del medio marino***.

Así el modelo PER permite analizar los vínculos entre la presión o amenazas que las actividades humanas ejercen sobre los espacios naturales (***indicadores de presión***), el cambio de la calidad de los recursos naturales (***indicadores de estado***) y la respuesta de esos cambios con objeto de eliminar dicha presión y rehabilitar el medioambiente (***indicadores de respuesta***). Este mecanismo de "feedback" aporta una aproximación dinámica para la evaluación y el seguimiento de la degradación de la calidad ambiental.

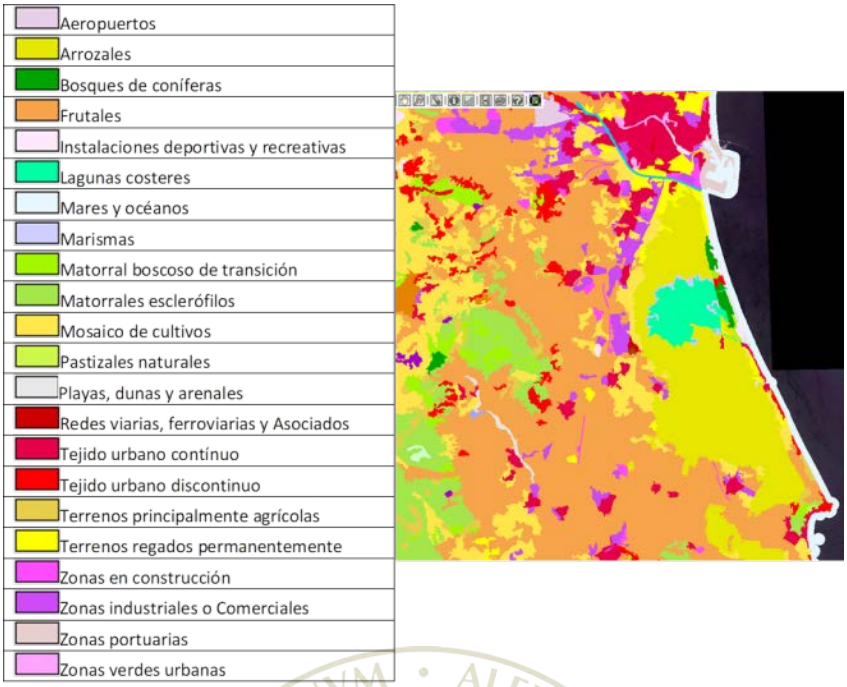

Figura 18. Usos del suelo (Fuente, VWCTGVA 2017)

Las actividades humanas como urbanizaciones en las áreas litorales, la producción de aguas residuales urbanas e industriales, turismo, actividades agrícolas, así como la pesca, ejercen una fuerte presión sobre el medio marino y costero (Tablas 3 y 4). Todas estas fuentes terrestres que pueden provocar o provocan contaminación en las aguas costeras del litoral valenciano se discuten a continuación.

Tabla 3. Presiones e impactos en el medio costero-marino del área de estudio y agentes contaminantes asociados.

Amenazas	Actividad o fuente contaminante	Agente contaminante
Interferencias con los procesos hidrológicos y Contaminación por sustancias peligrosas	Modificaciones del régimen térmico (central nuclear), Descarga de ríos, barrancos y acequias, Vertidos de actividades urbanas, industriales y agrícolas Descarga de aguas residuales	Nutrientes, metales pesados Sustancias biológicamente activas Microorganismos patógenos Presencia de materia orgánica y compuestos sintéticos (detergentes, agroquímicos, sedimentos, contaminantes emergentes) Sólidos en suspensión, grasas, aceites Deposición atmosférica
Sobre-explotación de recursos naturales	Agricultura, ganadería Pesca artesanal, industrial, de arrastre Perturbaciones biológicas Extracción de arena Canteras	Contaminantes orgánicos, metales pesados, fertilizantes, fitosanitarios, desechos animales, sustancias biológicamente activas, contaminación microbiológica. Introducción de especies foráneas

		Sólidos suspensión y sólidos disueltos, materia orgánica, sedimentos, disolventes, lodos de depuradora, grasas y aceites
Desarrollo poblacional	Desarrollo urbano, industrial y rural, expansión de la frontera agrícola Desarrollo turístico Plantas de tratamiento Manejo de residuos sólidos peligrosos, domésticos, industriales	Residuos sólidos, materia orgánica, sedimentos, contaminación microbiológica, disolventes, sólidos en suspensión, lodos de depuradora, grasas, aceites, hidrocarburos, agroquímicos, metales pesados, compuestos sintéticos
Muelles y desarrollo portuario	Dragado y depósito de material de dragado, erosión Estaciones de servicio Manejo y transporte de hidrocarburos Navegación y tráfico de embarcaciones industriales Residuos sólidos en fondos marinos	Aguas de lastre, residuos de carbón, residuos oleosos, hidrocarburos, grasas, petróleo y sus derivados, sedimentos, liberación de gases
Explotación de hidrocarburos	Operaciones en muelles e infraestructura portuaria Transporte marítimo, embarcaciones Mejora, rehabilitación y construcción de pozos, tanques en tierra, almacenamiento en costa Desmantelamiento y abandono de estructuras	Metales pesados, sólidos suspendidos, grasas, aceites, petróleo, liberación de gases

Tabla 4. Porcentajes de ocupación del suelo según las actividades humanes que causan contaminación en cada municipio de la zona de estudio. Fuente: BDPUGVA (2017)

	SUPERFICIE (Hectáreas)	RESIDENCIAL %	AGRÍCOLA SECANO %	AGRÍCOLA REGADÍO %	INDUSTRIAL %
COMUNITAT VALENCIANA	2325446,62	4,52	26,99	11,52	0,91
PROVINCIA DE VALENCIA	1080608,65	3,62	26,61	13,75	0,97
L'HORTA OEST	**17873,75**	**16,45**	**6,80**	**22,12**	**8,98**
ALAQUÀS	390,16	25,76	4,22	9,31	29,66
ALDAIA	1605,11	12,37	8,80	15,18	12,68
QUART DE POBLET	1963,54	5,80	4,16	20,43	18,63
XIRIVELLA	515,40	20,43	5,94	16,81	16,43
MANISES	1965,29	13,90	5,80	15,34	6,72
MISLATA	205,62	51,30	6,90	5,55	16,91
PATERNA	3585,14	22,68	8,25	6,99	12,88

PICANYA	711,72	12,24	6,53	38,62	6,12
TORRENT	6931,75	16,49	6,86	33,88	2,36
VALENCIA	13462,80	21,97	16,53	18,68	1,36
L'HORTA SUD	**16617,94**	**8,27**	**5,70**	**48,68**	**5,90**
ALBAL	737,00	14,41	6,71	34,57	11,39
ALCÀSSER	900,69	9,91	15,61	49,26	8,32
ALFAFAR	1009,86	21,67	3,17	55,83	0,00
BENETÚSSER	77,74	78,17	0,84	0,45	6,08
BENIPARRELL	367,50	7,62	0,84	23,63	36,01
CATARROJA	1304,11	7,36	11,59	57,85	5,26
LLOCNOU DE LA CORONA	4,19	30,33	0,00	0,00	0,00
MASSANASSA	559,23	10,79	7,79	71,83	18,20
PAIPORTA	392,93	34,20	11,50	11,57	28,48
PICASSENT	8578,57	4,55	3,96	50,72	1,47
SEDAVÍ	183,25	29,78	2,84	3,04	15,49
SILLA	2502,87	5,40	5,48	47,24	9,87
LA RIBERA ALTA	**97002,64**	**6,77**	**11,37**	**36,79**	**1,21**
ALCÚDIA, L'	2366,74	7,44	6,02	60,00	1,56
ALFARP	2057,80	3,37	27,78	30,22	0,19
ALGEMESÍ	4147,92	5,32	2,60	74,72	3,48
ALGINET	2407,21	12,00	5,85	60,43	2,28
BENIFAIÓ	2015,37	9,44	6,18	64,01	2,37
CARLET	4562,16	18,99	11,30	68,85	4,21
GUADASSUAR	3528,92	1,94	2,72	46,09	2,04
LLOMBAI	5557,50	3,60	5,96	13,82	0,00
MONTSERRAT	4557,53	3,57	17,09	11,76	0,00
LA RIBERA BAIXA	**27679,82**	**4,43**	**2,68**	**66,25**	**2,32**
ALBALAT DE LA RIBERA	1428,51	2,09	0,39	76,46	0,53
ALMUSSAFES	1076,24	10,03	1,92	20,10	33,86
CULLERA	5382,10	5,98	2,47	54,77	0,35
SOLLANA	3923,33	1,63	2,64	78,21	2,20
SUECA	9251,63	4,62	1,84	85,20	1,20

La principal actividad en la zona de estudio corresponde a la agricultura y el segundo lugar a la residencial. No obstante, **la actividad industrial es muy importante en la zona sobre todo en la comarca de L'Horta**. Teniendo en cuenta que únicamente el 0,97% de la superficie de la provincia de Valencia corresponde a suelo industrial, ciudades como ALAQUÀS (29,06%), BENIPARRELL (36,01%), PAIPORTA (28,48%) y ALMUSSAFES con un 33,86% de su superficie ocupada por suelo industrial contribuyen de manera muy importante a este tipo de actividad. La ocupación residencial es otro de los problemas, ciudades como MISLATA con un 51,30% de ocupación residencial y sobretodo BENETÚSSER con un 78,17% representan un gran problema para una adecuada planificación territorial. ***Todas estas actividades generan gran cantidad de residuos y aguas residuales, con el agravante que representa el hecho de que muchos de esos vertidos no están autorizados ni controlados.***

5.1. Indicadores de presión de la agricultura

La mayoría de los suelos (Figura 18) se dedican a cultivos de regadío, distribuyéndose de la siguiente manera: 3.954,55 ha en l´Horta Oeste, 8.090,02 ha en l`Horta Sur, y 35.682,99 y 18.337,41 hectáreas en la Ribera Alta y Baja (Tabla 5).

Tabla 5. Superficie y porcentaje de los suelos de cultivo (Fuente: CHJ, 2017).

	CULTIVOS (Hectáreas)	SECANO (Hectáreas)	SECANO %	REGADÍO (Hectáreas)	REGADIO %
COMUNITAT VALENCIANA	895.567,22	627.696,49	29,91	267.870,73	70,09
PROVINCIA DE VALENCIA	436.142,89	287.536,88	34,07	148.606,01	65,93
VALENCIA	4.740,54	2.225,22	53,06	2.515,32	46,94
L'HORTA OEST	5.170,48	1.215,93	76,48	3.954,55	23,52
ALAQUÀS	52,78	16,47	68,79	36,31	31,21
ALDAIA	384,99	141,32	63,29	243,67	36,71
QUART DE POBLET	482,75	81,66	83,08	401,09	16,92
XIRIVELLA	117,26	30,63	73,88	86,63	26,12
MANISES	415,46	114,06	72,55	301,4	27,45
MISLATA	25,59	14,18	44,59	11,41	55,41
PATERNA	546,43	295,66	45,89	250,77	54,11
PICANYA	321,28	46,44	85,55	274,84	14,45
TORRENT	2.823,94	475,51	83,16	2.348,43	16,84
L'HORTA SUD	9.037,64	947,62	89,51	8.090,02	10,49
ALBAL	304,24	49,48	83,74	254,76	16,26
ALCÀSSER	584,30	140,58	75,94	443,72	24,06
ALFAFAR	595,88	32,04	94,62	563,84	5,38
BENETÚSSER	1,00	0,65	35,00	0,35	65,00
BENIPARRELL	89,91	3,07	96,59	86,84	3,41
CATARROJA	905,57	151,16	83,31	754,41	16,69
LLOCNOU DE LA CORONA	0,00		#DIV/0!		#DIV/0!
MASSANASSA	445,24	43,57	90,21	401,67	9,79
PAIPORTA	90,65	45,18	50,16	45,47	49,84
PICASSENT	4.690,63	339,64	92,76	4.350,99	7,24
SEDAVÍ	10,77	5,2	51,72	5,57	48,28
SILLA	1.319,45	137,05	89,61	1.182,40	10,39
LA RIBERA ALTA	46.711,00	11.028,01	76,39	35.682,99	23,61
ALCÚDIA, L'	1.562,50	142,57	90,88	1.419,93	9,12
ALFARP	1.193,53	571,57	52,11	621,96	47,89
ALGEMESÍ	3.207,16	107,75	96,64	3.099,41	3,36
ALGINET	1.595,50	140,77	91,18	1.454,73	8,82
BENIFAIÓ	1.414,46	124,5	91,20	1.289,96	8,80
CARLET	3.656,42	515,37	85,91	3.141,05	14,09
GUADASSUAR	1.722,19	95,84	94,43	1.626,35	5,57
LLOMBAI	1.099,48	331,48	69,85	768	30,15
MONTSERRAT	1.314,73	778,68	40,77	536,05	59,23
LA RIBERA BAIXA	19.078,57	741,16	96,12	18.337,41	3,88
ALBALAT DE LA RIBERA	1.097,83	5,52	99,50	1.092,31	0,50
ALMUSSAFES	236,95	20,63	91,29	216,32	8,71
CULLERA	3.080,95	133	95,68	2.947,95	4,32

SOLLANA	3.171,93	103,45	96,74	3.068,48	3,26
SUECA	8.052,46	169,86	97,89	7.882,60	2,11

La Figura 19 muestra la capacidad de uso de los suelos del área de estudio. Como se puede observar los suelos de las comarcas de l'Horta y la Ribera, presentan, en general, elevada o muy elevada capacidad de uso, lo cual, junto con las características climáticas de la zona los hace aptos para el riego y la agricultura intensiva siempre que exista disponibilidad de agua. Las zonas con relieve abrupto o con suelos que presentan limitaciones por bajo espesor (caso de los relieves calizos de Cullera), riesgos de erosión o propiedades fisicoquímicas inadecuadas (caso de los suelos del cordón dunar) poseen baja o muy baja capacidad de uso. Los suelos de los arrozales del PNA debido a sus propiedades gléicas, textura y propiedades químicas (salinidad) poseen una capacidad de uso moderada.

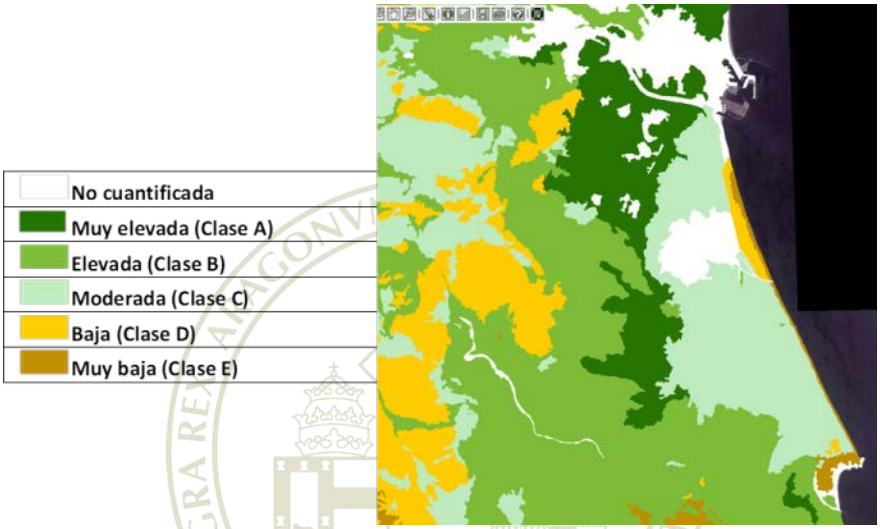

Figura 19. Capacidad de uso de los suelos (Fuente, VWCTGVA 2017)

Del análisis de las superficies municipales ocupadas por los diferentes sectores, cabe resaltar que municipios como ALBALAT DE LA RIBERA, ALFAFAR, ALGEMESÍ, ALGINET, BENIFAIÓ, CATARROJA, CULLERA, L'ACUDIA, MASSANASSA, PICASSENT, SOLLANA y SUECA presentan más del 50% de su superficie ocupada por cultivos intensivos de regadío, actividad que genera unos vertidos importantes que en gran parte afectaran a los acuíferos. Como ya se ha indicado el ***sector agrícola es el mayor consumidor de agua. Este hecho junto con el consumo de fertilizantes y fitosanitarios influye de manera importante en la calidad de las aguas. Los nutrientes N y P son los principales agentes contaminantes de esta fuente***. La Tabla 6 muestra la demanda de agua agrícola en la zona en 2012 y la Figura 20 las predicciones de uso. La Figura 21 muestra una disminución del caudal de los ríos Turia y Xúquer en función del tiempo, lo que compromete los recursos disponibles.

Tabla 6 .Demanda bruta de agua agrícola (hm^3) y su origen por escenario para la zona de estudio en el año 2012 (Elaborada a partir de la base de datos de CHJ, 2017).

Zona	Superficie (ha)	Demanda Neta	Demanda Bruta	Origen
Riegos Altos del Turia	2625,3	6,8	14,2	Superficial
Regadíos de la Serranía de Valencia	744,7	1,5	3,1	Superficial
Regadíos tradicionales del Turia - Pueblos Castillos	2555,9	11,3	56,0	Superficial
Regadíos tradicionales del Turia - Real Acequia Moncada	4406,8	19,0	87,4	Superficial
Regadíos tradicionales del Turia - Vega de Valencia	3470,0	20,3	85,1	Superficial
Riegos superficiales del embalse de Forata	1125,5	4,7	7,8	Superficial
Riegos del Albaida - Vega de Xàtiva	1063,0	4,4	7,6	Superficial
Riegos de la Font dels Sants y Acequia de Ranes	472,7	1,9	3,7	Superficial
Riegos del Cáñoles - Vega de Xàtiva	710,9	2,9	5,3	Superficial
Riegos del valle de Cárcer y Sellent	1297,9	5,3	6,3	Superficial
Riegos del Albaida - Comuna de l'Ènova	2311,2	9,3	18,1	Superficial
Regadíos tradicionales del Júcar - C.R. Real Acequia de Escalona y otros regadíos de la Acequia	2339,8	9,4	25,4	Superficial
Regadíos tradicionales del Júcar - C.R. Acequia Real del Júcar	17571,7	90,6	231,7	Superficial
Regadíos tradicionales del Júcar - C.R. Sueca	8331,9	69,6	195,9	Superficial
Regadíos tradicionales del Júcar - C.R. Quatre Pobles	1329,8	9,5	25,6	Superficial
Regadíos tradicionales del Júcar - C.R. Cullera	3703,3	25,3	108,0	Superficial
Regadíos tradicionales del Júcar - C.R. Real Acequia de Carcaixent y otros regadíos de la Acequia	1687,9	6,8	12,9	Superficial
Regadíos tradicionales del Júcar - Resto de regadíos superficiales de la Ribera Baja	426,7	1,9	4,0	Superficial
Riegos no tradicionales de l'Horta Nord	4281,6	20,4	37,0	Subterráneo
Riegos subterráneos del medio Turia	5511,5	21,3	36,0	Subterráneo
Hoya de Buñol y Chiva	3468,9	14,2	22,0	Subterráneo
Riegos subterráneos de la Ribera	6420,1	30,8	42,2	Subterráneo
Regadíos del canal del Camp de Túria	15133,1	50,9	74,2	Mixto
Regadíos del manantial de San Vicente	594,9	2,6	4,9	Mixto
Regadíos de Gestalgar, Pedralba, Bugarra y Loriguilla	741,8	2,6	4,0	Mixto
Pequeños regadíos de la Canal de Navarrés	1406,8	2,9	5,6	Mixto
Pequeños regadíos del Sellent	2006,4	5,2	9,4	Mixto
Regadíos del canal Júcar-Turia	20034,9	79,9	121,1	Mixto
Regadíos tradicionales del Turia - Séquia de l'Or	1126,3	10,6	22,2	Mixto
TOTALES	116901,7	542,0	1276,5	

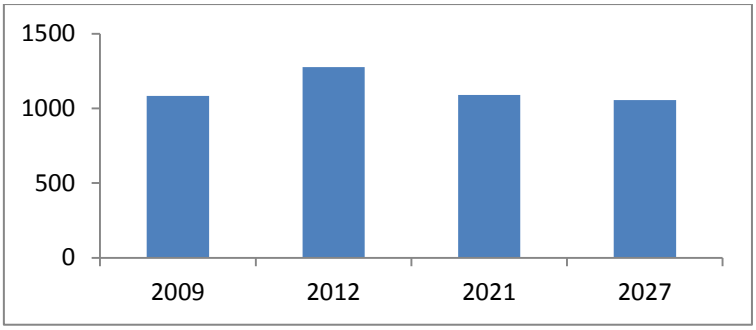

Figura 20. Demanda bruta superficial (hm^3) para uso agrícola en la zona de estudio en 2009 y 2012 y estimación para 2021 y 2027 (Elaborada a partir de la base de datos de CHJ, 2017).

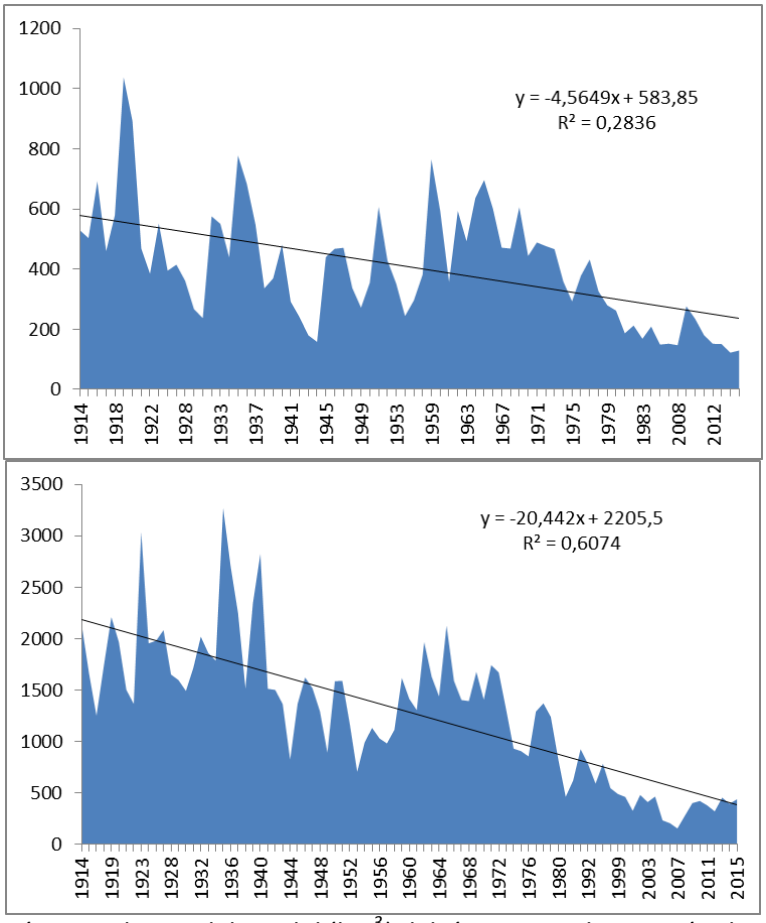

Figura 21. Evolución y tendencia del caudal (hm^3) del río Turia en la estación de aforo de Bugarra (arriba) y del río Xúquer en la estación de aforo de Tous (abajo), elaboración propia a partir de los datos obtenidos de CHJ, 2017).

Desde el punto de vista agrícola ***los suelos del área de estudio presentan unas características tales que los hace poseedores de una elevada capacidad de uso***. Tradicionalmente han sido empleados desde antiguo para este fin. La huerta de Valencia es internacionalmente conocida. La elevada presión urbanística debido al aumento de la población y el turismo desde la segunda mitad del siglo XX ha disminuido la superficie dedicada a la agricultura. No obstante, continúan siendo un referente de producción agrícola intensiva. Este hecho hace que se utilicen grandes cantidades de agroquímicos. Así, ***hay una gran cantidad de plaguicidas que se utilizan anualmente, principalmente insecticidas, herbicidas y fungicidas (organoclorados, organofosforados, carbamatos, triazinas, fungicidas azólicos y piretroides). La***

mayoría de estos pesticidas se utiliza para combatir las plagas de los cultivos de cítricos, hortalizas y arroz.

Por otro lado, ***los fertilizantes nitrogenados (comúnmente compuestos de nitrato o amonio), fosforados (superfosfatos) y compuestos a base de potasio se utilizan en grandes cantidades en la mayoría de las actividades agrícolas de la zona de estudio*** (Figura 22). La mayoría son aplicados directamente al suelo para preparar y enriquecer el suelo y proporcionar una adecuada germinación de las semillas. La cantidad restante de estos compuestos se añade a la planta durante la época de primavera para compensar la absorción de nutrientes por la planta.

Los fertilizantes nitrogenados utilizados en la agricultura constituyen el 70% de la carga de nitrato. ***Los acuíferos costeros están contaminados en su mayoría por nitratos, incluso ha habido problemas de contaminación por herbicidas en las aguas subterráneas***. Los fertilizantes nitrogenados constituyen el 43%. Además, el uso de enmiendas orgánicas como estiércol y gallinaza son ampliamente utilizados. Diversos pesticidas y fertilizantes alcanzan el ambiente costero y marino a través de ríos, canales de riego, el transporte atmosférico y la escorrentía durante las temporadas de lluvias.

Los principales aportes llegan con las aguas de los ríos Turia, Júcar y principales acequias que cruzan de oeste a este las comarcas de l'Horta y La Ribera. Además, la zona tiene una elevada ocurrencia de inundaciones que facilitan el transporte de estas sustancias al mar. ***La severidad de la escorrentía y el transporte de plaguicidas y fertilizantes están influenciados por la intensidad de las precipitaciones, la erosionabilidad del suelo (textura, estructura, materia orgánica, permeabilidad), la pendiente y el manejo del suelo***. A veces el transporte superficial es elevado cuando el agroquímico es aplicado en condiciones de elevada humedad edáfica resultante de exceso de riego y lluvias. Los residuos de plaguicidas y fertilizantes en el medio marino pueden afectar a los organismos vivos contaminando peces y mariscos. Esto puede convertirse en un problema de salud pública. Se ha estimado que el 90% de los plaguicidas utilizados en la agricultura no alcanzan el organismo diana. Muchos plaguicidas son altamente tóxicos y tienden a acumularse en la biota de los ecosistemas costeros y marinos, lo cual provoca riesgos importantes para el medioambiente y la salud de humanos y animales lo cual hace que la contaminación por plaguicidas sea una seria preocupación. Los efectos negativos de plaguicidas y fertilizantes en los ambientes marinos y costeros incluyen cambios en las estructuras de las comunidades vegetales y animales (Ej. Albufera). El impacto de estos compuestos en el medioambiente marino afecta directamente a la cadena trófica por pérdida o alteración de su hábitat. Estos impactos negativos pueden dar lugar a una disminución en la producción pesquera.

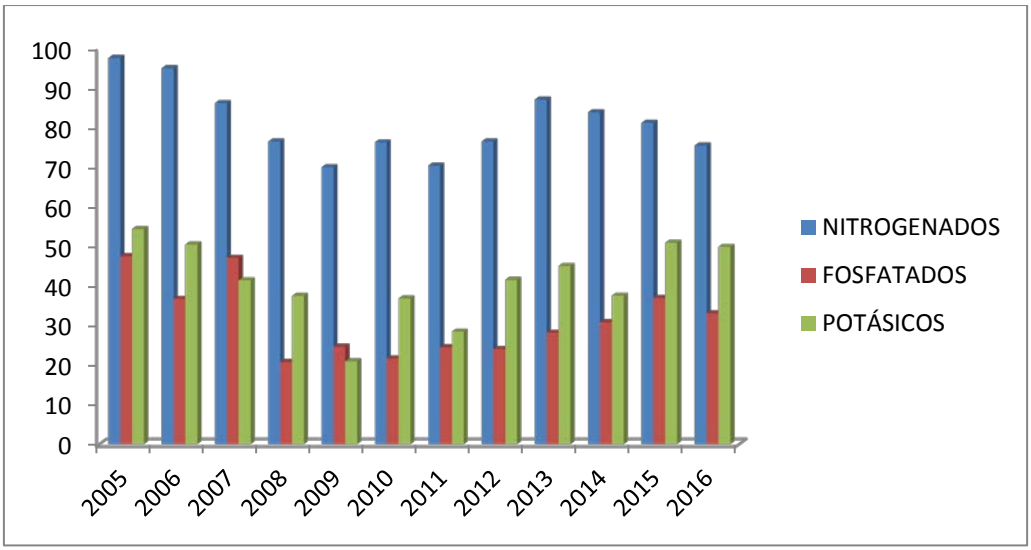

Figura 22. Consumo de fertilizantes inorgánicos en la Comunidad Valenciana (miles de toneladas). Datos obtenidos de MAPAMA (2017). http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fertilizantes.aspx.

5.2. Indicadores de presión de aguas residuales urbanas y plantas de tratamiento

Los Estados miembros deben velar por que las aguas residuales urbanas que procedan de aglomeraciones urbanas sean objeto de un tratamiento adecuado. Una **aglomeración urbana** se define como una zona geográfica formada por uno o varios municipios, o por parte de uno o varios de ellos, que por su población o actividad económica constituya un foco de generación de aguas residuales que justifique su recogida y conducción a una instalación de tratamiento o a un punto de vertido final (artículo 2 del Real Decreto-Ley11/1995). La definición de aglomeración urbana se establece en la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (artículo 2).

Esta Directiva se transpone al ordenamiento jurídico nacional mediante el Real Decreto-Ley11/1995. En el artículo 3 de dicha norma se establece que las Comunidades Autónomas fijarán, previa audiencia de los Ayuntamientos afectados, las aglomeraciones urbanas en que se estructura su territorio, estableciendo el ente público representativo de los municipios a los que corresponda, en cada caso, el cumplimiento de las obligaciones establecidas en este Real Decreto-ley. Por otra parte, en dicha directiva también se establece en su artículo 15 la obligación por parte de las autoridades competentes, en este caso las Comunidades Autónomas, de realizar un seguimiento del cumplimiento de los vertidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas, debiendo reportar cada dos años a la Comisión Europea la información recopilada.

La ***configuración actual del sistema de saneamiento y tratamiento de las aguas residuales, presenta diversas vías mediante las cuales los compuestos contaminantes pueden alcanzar el medio natural*** (Figura 23).

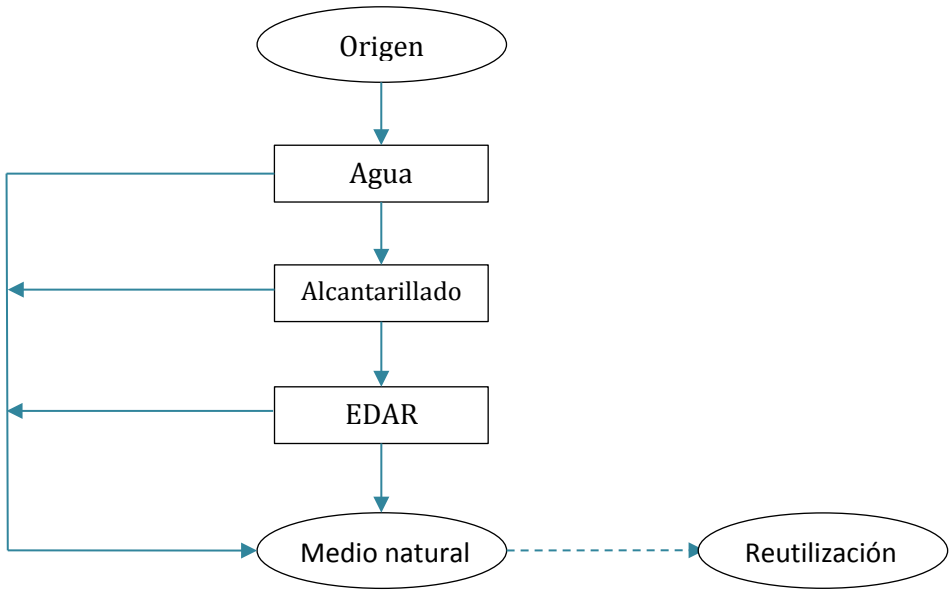

Figura 23. Esquematización de las diferentes vías de transporte del agua residual desde su origen hasta el medio natural.

La mayor parte de las aguas residuales son evacuadas a la red de alcantarillado, la cual está formada por una serie de conducciones enterradas que transporta las aguas hasta las EDAR. En el 75% de los casos (AEAS, 2017), esta red canaliza las aguas pluviales y residuales por el mismo conducto (red unitaria) y en el resto de casos lo hace de forma diferenciada (red separativa). Dado que el caudal circulante por la red de alcantarillado está sujeto a variaciones temporales debidas a la meteorología, en situaciones excepcionales puede tener lugar un aporte excesivo de aguas pluviales. Dicho aporte podría generar a un caudal circulante mayor al caudal máximo de diseño de la red y ocasionar alivios al medio natural que en el caso de las redes unitarias contendrían aguas residuales.

En la zona de estudio, la mayoría de las aguas residuales son tratadas, aunque una parte todavía es descargada a cauces sin tratar o con tratamientos parciales. De una u otra forma ***llegan a la costa mediante emisarios submarinos, como el de la depuradora de Pinedo, o junto con las aguas de riego o en las desembocaduras del río Turia, barrancos, golas y acequias del PNA y del río Xúquer***. Así en la zona existe una densa red hidrográfica que descarga sus aguas en las playas de Valencia, Sueca y Cullera. *Una parte se infiltra en el suelo y junto con la carga agrícola contamina el agua subterránea, habiéndose dado casos de toxicidad por herbicidas*. Todo esto ha provocado y está provocando efectos negativos sobre la ecología de ecosistemas costeros sensibles debido al aporte de nutrientes y otros contaminantes químicos. Incluso puede llevar a elevada concentración de nutrientes y eutrofización cerca de los emisarios submarinos. El elevado nivel de contaminación por nutrientes promueve el crecimiento de algas y bacterias con la consiguiente degradación de ecosistemas marinos y lacustres, disminución de la producción pesquera y riesgos para la salud humana y el medioambiente. Por ejemplo, la elevada carga de nutrientes en los canales de riego obliga a los agricultores a utilizar cantidades importantes de alguicidas y herbicidas durante la campaña del arroz en el PNA cuyos residuos se descargan en las playas a través de los principales canales de desagüe (golas del Pujol, Perelló, Mareny o del Rei, entre otras).

Las aguas residuales contienen muchas otras sustancias, una amplia variedad de compuestos químicos y biológicos. Dependiendo de si las aguas son de origen puramente doméstico o presentan contenido industrial o agrícola, puede darse la presencia de elementos

de muy distinta composición, desde nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, hasta sustancias tóxicas como son los hidrocarburos, cianuros, metales pesados, trihalometanos, plaguicidas, contaminantes emergentes (medicamentos, surfactantes y productos para el aseo personal, metabolitos, productos de degradación, entre otros). El estudio de la trazabilidad de cada uno de ellos supone una tarea prácticamente inalcanzable, por lo que es conveniente realizar una selección adecuada de los compuestos más significativos. Los factores aplicados para realizar dicha selección son:

i. La probabilidad de presencia de cada compuesto en el agua residual.
ii. La concentración de cada compuesto en el agua residual.
iii. Los efectos que puede causar cada compuesto sobre el medio receptor y sobre la salud de las personas.

En base a estos criterios se han seleccionado 8 compuestos o grupos de compuestos para estudiar su trazabilidad en el área de estudio definida:

- Materia orgánica
- Nutrientes (nitrógeno y fósforo)
- Sustancias prioritarias
- Sólidos suspendidos
- Metales pesados
- Salinidad
- Aceites y grasas
- Microorganismos patógenos

Estos compuestos presentan una probabilidad de presencia muy elevada en el agua residual y sus efectos sobre el medio receptor y la salud de las personas pueden ser significativos. En la Tabla 7 se recogen los principales contaminantes y sus concentraciones habituales para las aguas residuales de la zona de estudio.

Tabla 7. Caracterización de los principales contaminantes presentes en las aguas residuales.

Tipo de contaminante	Descripción	Concentración en el agua residual bruta	Efectos sobre las masas de agua
Materia orgánica	Puede tener origen natural o sintético. Los compuestos de origen natural están formados por combinaciones de C, H, O, N, P y S. Entre los compuestos de origen sintético se encuentran detergentes, tensoactivos, pesticidas y disolventes orgánicos.	Valor medio en el agua residual influente a las EDAR de la Comunidad Valenciana durante el año 2016 (EPSAR, 2016): DBO_5=310 mg·L^{-1} DQO=592 mg·L^{-1}	- Disminución de la concentración del oxígeno disuelto.
Nutrientes (nitrógeno y fósforo)	El nitrógeno y el fósforo son nutrientes esenciales. El nitrógeno presente en las aguas residuales se encuentra mayoritariamente en forma de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y en menor proporción como nitrógeno orgánico (N-org), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). La forma mayoritaria del fósforo es el ortofosfato (PO_4^{-3}).	PT = 6,04 ± 2,52 mg P·L^{-1} N-NH_4 = 38,15 ± 13,93 mg·L^{-1} N-NO_3= 1,54 ± 1,78 mg·L^{-1} NT= 52,45 ± 26,09 mg N·L^{-1} NKT= 50,90 ± 24,32 mg N·L^{-1} (*)	- Disminución de la concentración del oxígeno disuelto al producirse la oxidación del NH_4^+ a NO_3^-. - Toxicidad del NH_4^+ para la ictiofauna. - Eutrofización de las masas de agua.
Sustancias prioritarias	Estas sustancias presentan un riesgo significativo para el medio acuático comunitario, o a través de él, incluidos los riesgos para las aguas utilizadas para la captación de agua potable. Están listadas en el anexo I del Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre.	4-Nonilfenol (<0,01-4,9 µgNO3-N·L^{-1}) Octilfenol (<0,006-2,4 µg·L^{-1}) Benceno (<0,01-44 µg·L^{-1}) Pentaclorofenol (0,003-0,148 µg·L^{-1}) Pentaclorobenceno (<0,0005-0,069 µg·L^{-1}) Hexaclorociclohexano (<0,0005-0,124 µg·L^{-1}) (Abargues et al. 2012) (Martí et al., 2011)	- Toxicidad. - Bioacumulación.
Sólidos suspendidos	Pueden clasificarse atendiendo a diferentes características, tales como su sedimentabilidad (sedimentables/no sedimentables), tamaño (disuelto/particulado) y sus propiedades químicas (volátiles/no volátiles).	Valor medio en el agua residual influente a las EDAR de la Comunidad Valenciana durante el año 2016 (EPSAR, 2016): 286 mg·L^{-1}	- Aumento de la turbidez del agua. - Aporte de centros activos para la adsorción de agentes químicos y biológicos.

Metales	Ciertos metales, en concentraciones bajas, no presentan efectos perjudiciales. Trazas de algunos elementos como cobalto, cobre, hierro, selenio y zinc son esenciales para los organismos. Se trata de elementos conservativos.	Arsénico (<0,002-<0,004 $mg \cdot L^{-1}$) Boro (0,31 ± 0,22 $mg \cdot L^{-1}$) Cadmio (<0,04 $mg \cdot L^{-1}$) Cromo total (<0,04 – 0,12 $mg \cdot L^{-1}$) Manganeso (<0,04 $mg \cdot L^{-1}$) Níquel (0,15 ± 0,10 $mg \cdot L^{-1}$) Selenio (<0,002 $mg \cdot L^{-1}$) Cobre (<0,04 $mg \cdot L^{-1}$) (**)	- Toxicidad. - Bioacumulación.
Salinidad	Mide la capacidad de una disolución para conducir la corriente eléctrica y depende de la concentración de sólidos inorgánicos disueltos.		- Salinización de las masas de agua y del suelo. - Toxicidad sobre los organismos poco halotolerantes.
Aceites y grasas	Las grasas animales y los aceites son compuestos de alcohol o glicerol y ácidos grasos. Los compuestos que se presentan en estado líquido a temperatura ambiente se denominan aceites, mientras que los que se presentan en estado sólido reciben el nombre de grasas. Químicamente son muy similares y están compuestos por C, O e H.		- Reducción de la difusión del oxígeno hacia la columna de agua.
Microorganismos patógenos	Entre los microorganismos patógenos presentes en el agua residual bruta se encuentran distintas especies de protozoos, helmintos, bacterias y virus, principalmente. Es habitual el uso de la *Escherichia coli* como un índice de la contaminación fecal.	Concentraciones tras el proceso de decantación primaria: *E. coli* ($3{,}33 \cdot 10^6 \pm 3{,}64 \cdot 10^6$ UFC/100 ml) Helmintos (0 huevos/50ml) (Armengol, 2017)	- Transmisión de enfermedades (gastroenteritis, disfunciones respiratorias, teniasis, etc.).

* Concentraciones medias observadas en el afluente de la EDAR de Pinedo en junio de 2015 y febrero de 2016.
** Concentraciones observadas en el afluente de la EDAR de Pinedo en noviembre de 2012 y 2013.

En las EDAR, las aguas residuales son sometidas a diferentes procesos de tratamiento mediante los cuales se reducen las concentraciones de los compuestos contaminantes hasta valores inferiores a los límites de vertido, generalmente.

Dependiendo de la EDAR existen diversas etapas de tratamiento, ver Tabla 8, como son: pretratamiento (eliminación de sólidos gruesos, desarenado y desengrasado), tratamiento primario (eliminación de la materia en suspensión mediante decantación, coagulación y floculación), tratamiento biológico o secundario (eliminación de materia orgánica, nutrientes), tratamiento terciario (combinación de métodos físicos y químicos para la eliminación de materia orgánica residual, nutrientes y microorganismos patógenos) y línea de fangos (tratamiento de los fangos obtenidos en el tratamiento primario y secundario por medio de procesos de concentración, estabilización y deshidratación).

La mayor parte del efluente de las EDAR es vertido al medio natural, mientras que el 30% aproximadamente se reutiliza principalmente en el sector agrícola (EPSAR, 2016). Por otra parte, la escorrentía agrícola y urbana también genera aguas contaminadas susceptibles de alcanzar el medio natural. Las principales EDAR operativas en el área de estudio son: Paterna, Quart-Benager, Pobla de Farnals, Cuenca del Carraixet, Pinedo I, Pinedo II, Alzira-Carcaixent, Cullera y Sueca. El efluente de estas EDAR se descarga a cauces superficiales (río Turia, río Xúquer, barranco del Poyo o de Torrent), así como a las principales acequias que circulan por la zona (Montcada, Tormo, Mislata, Quart, Mestalla, l'Or, Favara, Nova, Port de Catarroja, Obera, Dreta, Clot, del Rei). Muchos de estos efluentes son utilizados para riego y, después de mezclarse con otras aguas de riego, descargan en las playas. Las EDAR de Pinedo I y Pinedo II son las que tratan mayor cantidad de agua residual con un caudal medio de 95.033 y 215.148 m^3/d, respectivamente.

La Tabla 8 muestra las características de algunas de las principales EDAR de la zona y la Tabla 9 el tratamiento de los lodos producidos. No obstante, es conocido en la actualidad que las EDAR no están diseñadas para tratar y eliminar otros tipos de contaminantes como algunos fungicidas azólicos, tensioactivos y fármacos, entre otros (Marimón 2017, Vona et al., 2015). Así, se ha comprobado que muchos de estos compuestos llegan finalmente a las aguas superficiales (ríos, lagos, mares) (Martí et al., 2011, Kunkel et al., 2012), aguas subterráneas (Stuart et al., 2012), suelos y sedimentos (Fang et al., 2012; Vazquez-Roig et al., 2012; Marimón, 2017).

Tabla 8. Tratamiento de aguas residuales en EDAR de l'Horta y La Ribera (Valencia) (Elaboración propia).

EDAR	pretratamiento	Tratamiento primario	Tratamiento secundario	Tratamiento terciario	Desinfección
Paterna – Fuente del Jarro	Reja de gruesos, Reja de finos, Tamizado, Tanque Homogeneización, Desarenador, Desengrasador	Físico-Químico, Decantación	Fangos activados, Eliminación de nitrógeno	Coagulación Floculación, Filtración	Ultravioletas

Quart - Benàger	Reja de gruesos, Reja de finos, Tamizado, Tanque Homogeneización, Desarenador, Desengrasador	Físico-Químico, Decantación	Fangos activados, Eliminación nitrógeno, Eliminación fósforo	Coagulación Floculación, Filtración	Ultravioletas
Pobla de Farnals	Reja de gruesos, Tamizado, Desarenador, Desengrasador	Físico-Químico, Decantación	Fangos activados, Eliminación nitrógeno	Coagulación Floculación, Filtración	Ultravioletas
Cuenca del Carraixet	Reja de gruesos, Reja de finos, Desarenador, Desengrasador	Decantación	Fangos activados, Eliminación nitrógeno	Coagulación Floculación	Ultravioletas
Pinedo	Reja de gruesos, Tamizado, Desarenador, Desengrasador	Físico-Químico, Decantación	Fangos activados, Eliminación nitrógeno	Coagulación Floculación, Filtración	Ultravioletas
Alzira-Carcaixent	Reja de gruesos, Tamizado, Desarenador, Desengrasador	Decantación	Fangos activados, Eliminación nitrógeno, Eliminación fósforo	-	-
Albufera Sur	Reja de gruesos, Reja de finos, Tamizado, Tanque homogeneización, Desarenador, Desengrasador	Decantación	Fangos activados, Eliminación nitrógeno, Eliminación fósforo	-	Cloración
Cullera	Reja de gruesos, Tamizado, Desarenador, Desengrasador	-	Aireación prolongada, Eliminación nitrógeno, Eliminación fósforo	-	Cloración
Sueca	Reja de gruesos, Tamizado, Desarenador, Desengrasador	-	Aireación prolongada, Eliminación de nitrógeno, Eliminación fósforo	Coagulación Floculación, Filtración	Ultravioletas

Sueca (El Perelló)	Reja de finos, Tamizado, Desarenador, Desengrasador	-	Aireación prolongada, Eliminación de nitrógeno, Eliminación fósforo	Coagulación Floculación	Cloración

Tabla 9. Tratamiento de los lodos producidos en las EDAR (elaboración propia).

EDAR	Espesador	Estabilización	Deshidratación	Post-Tratamiento Lodos
Paterna – Fuente del Jarro	Mecánico	Anaerobia	Centrífuga	-
Quart - Benàger	Gravedad, Flotación	Anaerobia	Centrífuga	Secado Térmico
Pobla de Farnals	Gravedad, Mecánico	Anaerobia	Centrífuga	-
Cuenca del Carraixet	Gravedad, Flotación	Anaerobia	Centrífuga	-
Pinedo	Gravedad, Flotación	Anaerobia	Centrífuga	Incineración
Alzira-Carcaixent	Gravedad, Mecánico	Anaerobia	Centrífuga	-
Albufera Sur	Gravedad, Flotación	Anaerobia	Centrífuga	-
Cullera	Flotación	-	Centrífuga	
Sueca	Gravedad	-	Centrífuga	-
Sueca (El Perelló)	Gravedad	-	Centrífuga	-

Los pilares básicos de la economía circular son el mantenimiento del valor de los productos, los materiales y los recursos en la economía durante el mayor tiempo posible, así como la minimización de la generación de residuos (COM, 2015). Sus objetivos son lograr una economía sostenible, hipocarbónica, eficiente en el uso de recursos y competitiva.

La aplicación de los principios de la economía circular en el tratamiento de aguas residuales no sólo permitirá aumentar los recursos hídricos disponibles generando un efluente de gran calidad, sino que además supondrá la recuperación de los nutrientes y de la energía

contenidos en el agua residual, y la minimización de las presiones ejercidas sobre el medio natural.

La recuperación de los recursos que contiene el agua residual introduce un cambio de paradigma en el concepto actualmente prevaleciente del tratamiento de las aguas residuales. Este cambio supone un avance en la consideración de las actuales EDAR como meras plantas de tratamiento hacia su concepción como instalaciones de recuperación de recursos hídricos (en inglés ***Water Resource Recovery Facilities,*** **WRRFs**). Para ello, es necesario implementar nuevos sistemas de tratamiento enfocados a la recuperación de recursos con un menor coste e impacto ambiental.

La aplicación de los principios de la economía circular mediante un enfoque integral del proceso de generación y tratamiento de las aguas residuales implica obtener una visión global sobre las presiones que ejercen las aguas residuales a las masas de agua naturales y posibilita la adopción de medidas eficaces y eficientes para evitar el deterioro de dichas masas de agua, aumentando a su vez los recursos disponibles.

Este enfoque integral supone la realización de un estudio de trazabilidad de los compuestos contaminantes que incluye los puntos de origen de dichos compuestos, los procesos de transporte hasta las masas de agua naturales y los procesos de tratamiento en las futuras WRRFs.

El ***cambio de paradigma que está atravesando el tratamiento de las aguas residuales, fruto de la aplicación de los principios de la economía circular***, implica modificaciones en el transporte de los compuestos contaminantes, desde su origen hasta su llegada al medio. Con este cambio, las WRRFs no sólo permitirán la reducción de la concentración de los compuestos contaminantes, sino que harán posible la recuperación de los recursos (agua y nutrientes) y la energía (mediante la producción de biometano) contenidos en las aguas residuales. Como se observa en la Figura 24, la nueva configuración permite una mayor reutilización del agua residual tratada para llevar a cabo actividades de tipo urbano, agrícola, industrial, recreativo o ambiental, cumpliendo con los criterios de calidad establecidos en el Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre.

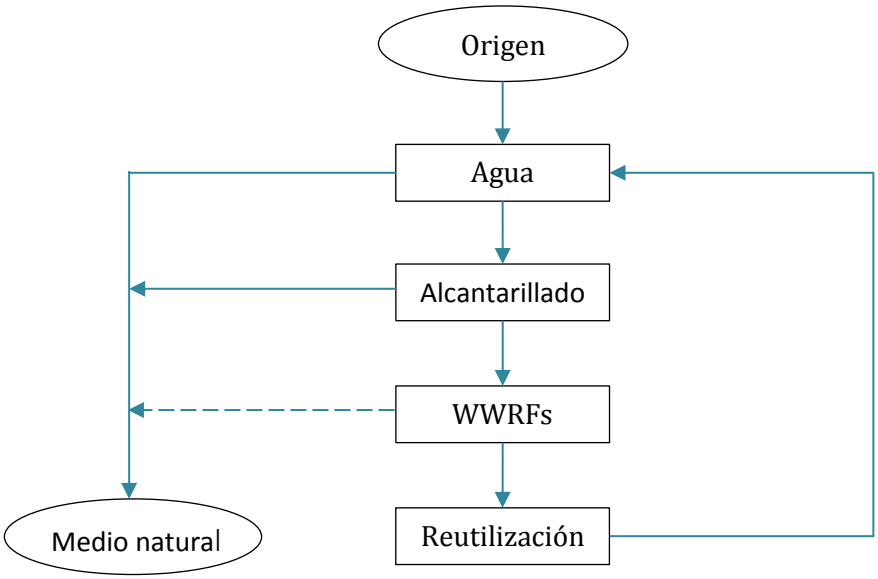

Figura 24. Nueva esquematización del transporte del agua residual desde su origen hasta el medio natural.

5.3 Indicadores de presión de la actividad industrial

La Tabla 10 muestra ***los principales tipos de industrias existentes en el litoral valenciano. La descripción de las actividades industriales que contribuyen a la contaminación a lo largo de las aguas costeras del litoral valenciano se agrupan en diez bloques según el Institut Valencià d'Estadística*** (IVE). La Tabla 11 muestra los parques industriales por municipios.

Tabla 10. Clasificación de las actividades industriales en grupos Clasificación de las actividades industriales en grupos según el IVE (Directoris d'unitats econòmiques Comunitat Valenciana. Establiments comercials i industrials).

GRUPO	DEFINICIÓN
1	Energía
2	Metalurgia, construcción mecánica y eléctrica
3	Minerales no metálicos, materiales de construcción, cerámica y vidrio
4,5	Industria química. Industria paraquímica
6	Industria textil, cuero, madera y mueble e industrias diversas
7	Papel, cartón e imprentas
8	Servicios comerciales
9	Industrias agrícolas
10	Industrias de descontaminación y recuperación

Hasta finales del siglo XX una cantidad importante de efluentes industriales solían ser descargados sin tratamiento al sistema de alcantarillado y terminaban en el lago de la Albufera o en las aguas costeras. Su impacto sobre las aguas costeras, vida acuática y calidad puede ser relevante. ***La información sobre la calidad de las aguas residuales y su impacto en el Mar Mediterráneo es más bien escasa o no disponible***. Esto plantea la necesidad de implementar alguna mitigación y las medidas preventivas para el control de estos efluentes en el agua de mar según los estándares permisibles y las directrices de la DMA y DMEM.

Tabla 11. Parques Industriales en la zona de estudio. Fuente: VPECGVA 2017.

PARQUES EMPRESARIALES	COD. INE	MUNICIPIO	SUPERFICIE (m^2)
EL BOVALAR	46005	ALAQUÀS	421.150
ELS MOLLONS	46005	ALAQUÀS	327.589
SECTOR 2.A	46007	ALBAL	260.814
L'ALTER	46015	ALCÀSSER	326.000

EL PLA	46015	ALCÀSSER	304.300
P.I. "PEPE MIQUEL"	46029	ALGEMESÍ	274.531
FONT DE MUSSA	46060	BENIFAIÓ	214.465
JAUME I	46060	BENIFAIÓ	189.775
PARC INDUSTRIAL CIUTAT DE CARLET	46085	CARLET	583.977
LA CARRERA - SANT BERNAT	46085	CARLET	401.294
POLÍGONO INDUSTRIAL LA COVA	46159	MANISES	853.981
PARC EMPRESARIAL AEROPORT	46159	MANISES	553.059
POLÍGONO INDUSTRIAL EL BARRANQUET	46159	MANISES	66.901
LES VALLETES	46172	MONTSERRAT	267.797
LA PASCUALETA	46186	PAIPORTA	419.315
LA MINA	46186	PAIPORTA	295.267
L'ESTACIO	46186	PAIPORTA	82.597
FUENTE DEL JARRO	46190	PATERNA	2.700.000
POLIGONO INDUSTRIAL "SECTOR 1"	46190	PATERNA	1.039.653
VALÈNCIA PARC TECNOLÒGIC	46190	PATERNA	1.038.290
POLÍGONO INDUSTRIAL L'ANDANA	46190	PATERNA	411.812
POLÍGONO INDUSTRIAL "MUNICIPAL"	46190	PATERNA	385.000
POL.IND "MOLÍ DEL TESTAR"	46190	PATERNA	34.633
ALQUERIA DE MORET	46193	PICANYA	283.000
ALQUERIA DE RAGA	46193	PICANYA	140.000
FAITANAR	46193	PICANYA	70.923
PICANYA SUD	46193	PICANYA	37.000
SUELO "INDUSTRIAL A"	46102	QUART DE POBLET	2.969.424
SUELO "INDUSTRIAL B"	46102	QUART DE POBLET	388.000
POLIGONO SEDAVI	46223	SEDAVÍ	240.000
U.E. ESPIOCA	46230	SILLA	419.693
L'ALTERÓ INDUSTRIAL	46230	SILLA	369.750
U.E. CAMI VELL D'ALCÀSSER	46230	SILLA	225.681
L'ALIAGA	46230	SILLA	172.122
U.E. L'ALTER INDUSTRIAL	46230	SILLA	151.448
U.E. PLA DELS OLIVARS	46230	SILLA	114.000
U.E. SHARK	46230	SILLA	83.964
U.E. MOLI MAGALLÓ INDUSTRIAL	46230	SILLA	78.110
U.E. MASET	46230	SILLA	66.023
U.E. ARTIERRO/BLANQUER	46230	SILLA	49.038
U.E. EL PRODUCTOR	46230	SILLA	47.435
POU DE GODOFREDO	46230	SILLA	46.137
OLIVARONS –CLOTS	46233	SOLLANA	295.917
ERMITA	46233	SOLLANA	154.866
L'HERETAT UEC-23	46235	SUECA	163.336
L'HERETAT UEC-22	46235	SUECA	115.701
EL TERRER UEC-8A	46235	SUECA	35.444
MAS DEL JUTGE	46244	TORRENT	1.560.410
EL TOLL L'ALBERCA	46244	TORRENT	409.068
EL MOLÍ INDUSTRIAL	46244	TORRENT	81.324

La superficie total de suelo industrial de la zona de estudio es de 20.220.014 metros cuadrados, de los que destacan los 5.609.000 del municipio de PATERNA frente a los 240.000 de SEDAVI. El polígono industrial de mayor superficie denominado "SUELO INDUSTRIAL A" con cerca de 3.000.000 metros cuadrados se localiza en la localidad de QUART DE POBLET. Otro aspecto a considerar es el número de parques por municipio, donde destacan los 12 espacios industriales diferentes de SILLA de pequeña superficie pero que generan una gran dispersión de los vertidos generados y una gran cantidad de puntos conflictivos para la depuración de sus vertidos. Los municipios de ALAQUÀS, ALMUSSAFES, BENIPARRELL y PAIPORTA dedican más del 25% de su superficie a equipamientos industriales.

Es importante identificar la naturaleza de los vertidos y residuos industriales para evaluar su impacto en las aguas superficiales y el medio marino para diferenciarlos de los aportes debidos a otros procesos que también producen contaminación.

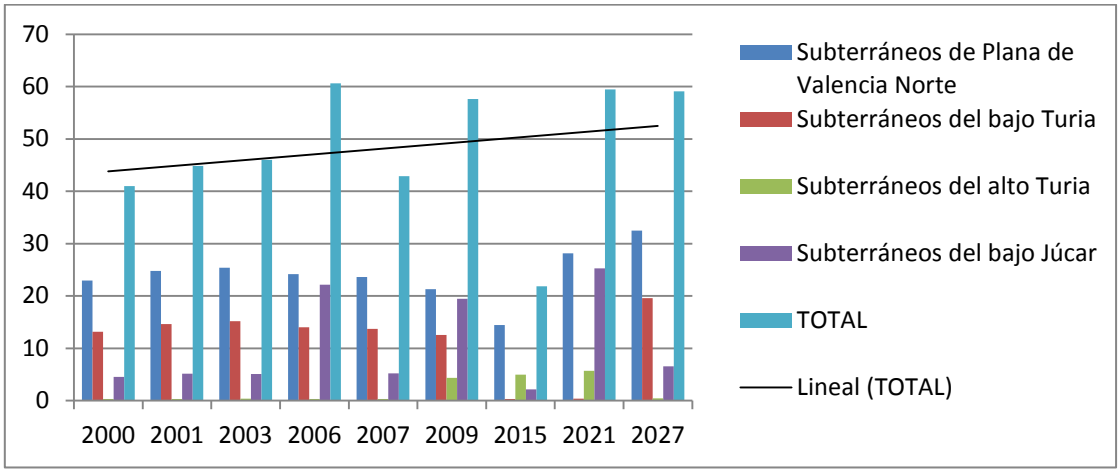

Figura 25 . Demanda de agua industrial (hm^3) durante el periodo 2000-2015 y estimaciones para los años 2021 y 2027 en las diferentes demarcaciones del área de estudio (elaborada a partir de la base de datos de CHJ, 2017).

5.4 Indicadores de presión de vertidos y residuos

Otro aspecto importante desde el punto de vista de la presión que ejercen las actividades humanas en la zona de estudio se refiere a la cantidad, tipología y destino de los vertidos que se generan debido a la intensa actividad a la que está sometida. A partir de la base de datos de la (CHJ, 2017), el grupo SUREyMA ha realizado un estudio con la finalidad de mostrar el impacto de la actividad industrial y urbana en el área de estudio. Esto es un indicador importante para llevar a cabo estrategias que prevengan el deterioro de las masas de agua superficiales, reducir la contaminación y eliminar vertidos no deseados tal y como establecen la DMA y DMEM (2008). Las Tablas 12, 13 y 14, y las Figuras 26 y 27 muestran **la localización, origen, volumen y el destino de los vertidos autorizados en la zona y la cantidad descargada** (CHJ, 2017).

Tabla 12. Situación, referencia, tipo, habitantes, volumen máximo autorizado, lugar y destino de los vertidos generados en la zona (Fuente: CHJ, 2017).

Nº	SUBCUENCA	MUNICIPIO	ORIGEN	HABITANTES	VOLUMEN (m^3/año)	DESTINO FINAL
01	Túria	ALBAL	Urbano	1.852	101.397	Barranco
02	Túria	ALFAFAR	Industrial	0	326.500	
03	Túria	ALFAFAR	Urbano	4	190	
04	Xúquer	ALFARP	Urbano	4.020	445.650	Acequia
05	Xúquer	ALFARP	Urbano	120	1.260	
06	Xúquer	ALGEMESI	Urbano	29.580	3.000.000	Rio
07	Xúquer	ALGEMESI	Industrial	0	50.175	Acequia
08	Xúquer	ALGEMESI	Industrial	0	2.187	Acequia
09	Xúquer	ALMUSSAFES	Urbano	48.296	6.912.796	Acequia
10	Xúquer	ALMUSSAFES	Industrial	0	360.000	Acequia
11	Xúquer	BENIFAIO	Urbano	323	10.950	Barranco
12	Xúquer	BENIFAIO	Industrial	120	8.760	Acequia
13	Xúquer	BENIFAIO	Industrial	5	2.816	Acequia
14	Xúquer	BENIFAIO	Industrial	0	2.450	Acequia
15	Xúquer	BENIFAIO	Urbano	3	54	Acequia
16	Xúquer	BENIPARRELL	Industrial	0	37.515	Acequia
17	Xúquer	CARLET	Urbano	15.485	941.897	Rio
18	Xúquer	CARLET	Urbano	513	55.944	Barranco
19	Xúquer	CARLET	Urbano	6	452	
20	Poyo	CATARROJA	Urbano	249	5.475	Acequia
21	Poyo	CATARROJA	Urbano	70	5.110	
22	Poyo	CATARROJA	Urbano	200	1.181	
23	Poyo	CATARROJA	Urbano	55	800	
24	Xúquer	CULLERA	Urbano	532	40.520	Rio
25	Xúquer	CULLERA	Urbano	200	16.425	Acequia
26	Xúquer	CULLERA	Urbano	300	8.775	Acequia
27	Xúquer	CULLERA	Urbano	47	2.920	Acequia
28	Xúquer	CULLERA	Urbano	108	1.287	
29	Xúquer	CULLERA	Industrial	10	240	Acequia
30	Xúquer	CULLERA	Industrial	0	54	Acequia
31	Xúquer	GUADASSUAR	Urbano	15	585	
32	Xúquer	L'ALCUDIA	Urbano	18.508	1.717.327	Barranco
33	Xúquer	L'ALCUDIA	Industrial	0	25.920	Rio
34	Xúquer	L'ALCUDIA	Industrial	0	860	Acequia
35	Túria	MISLATA	Industrial	0	432.072	Acequia
36	Xúquer	MONTSERRAT	Urbano	11.395	732.359	Rio
37	Xúquer	MONTSERRAT	Urbano	464	25.550	Barranco
38	Xúquer	MONTSERRAT	Urbano	96	6.912	
39	Túria	PAIPORTA	Urbano	9	7	Terreno
40	Túria	PATERNA	Urbano	72.158	5.300.826	Rio
41	Túria	PATERNA	Urbano	57.162	3.576.162	Rio
42	Túria	PATERNA	Urbano	100	4.800	Barranco

43	Túria	PATERNA	Urbano	56	1.100	Terreno
44	Túria	PICANYA	Urbano	113	7.000	
45	Túria	PICANYA	Urbano	6	1.369	
46	Túria	PICANYA	Urbano	0	370	
47	Xúquer	PICASSENT	Urbano	4.000	500.000	Barranco
48	Xúquer	PICASSENT	Urbano	700	15.604	Barranco
49	Xúquer	PICASSENT	Urbano	211	9.700	
50	Xúquer	PICASSENT	Urbano	100	7.300	
51	Xúquer	PICASSENT	Urbano	70	5.840	Acequia
52	Xúquer	PICASSENT	Urbano	70	1.551	
53	Poyo	QUART	Industrial	0	624.965	Barranco
54	Túria	QUART	Industrial	0	58.767	
55	Poyo	QUART	Industrial	0	35.000	Barranco
56	Poyo	QUART	Urbano	36	720	
57	Poyo	QUART	Urbano	6	539	
58	Poyo	QUART	Urbano	15	250	
59	Poyo	QUART	Industrial	10	97	
60	Poyo	QUART	Industrial	5	75	
61	Túria	SEDAVÍ	Urbano	2	84	
62	Xúquer	SILLA	Urbano	10	520	Acequia
63	Xúquer	SUECA	Urbano	23.939	2.657.968	
64	Xúquer	SUECA	Urbano	8.438	750.000	Acequia
65	Xúquer	SUECA	Industrial	100	3.833	Acequia
66	Xúquer	SUECA	Industrial	40	3.542	Acequia
67	Xúquer	SUECA	Industrial	0	1.132	Acequia
68	Xúquer	SUECA	Industrial	0	456	Acequia
69	Xúquer	SUECA	Urbano	5	100	
70	Xúquer	SUECA	Urbano	4	61	Acequia
71	Poyo	TORRENT	Urbano	672	51.100	Barranco
72	Poyo	TORRENT	Urbano	2.400	24.000	Barranco
73	Poyo	TORRENT	Urbano	60	4.380	
74	Poyo	TORRENT	Urbano	60	4.380	
75	Poyo	TORRENT	Urbano	20	2.007	Barranco
76	Poyo	TORRENT	Industrial	35	2.007	
77	Poyo	TORRENT	Industrial	45	2.002	
78	Poyo	TORRENT	Urbano	20	600	Terreno
79	Poyo	TORRENT	Industrial	10	427	
80	Poyo	TORRENT	Urbano	14	417	
81	Poyo	TORRENT	Urbano	3	191	
82	Túra	VALENCIA	Urbano	302.262	17.992.060	Acequia
83	Túria	VALENCIA	Urbano	9.967	934.613	Acequia
84	Túria	VALENCIA	Urbano	3.592	418.086	Acequia
85	Túria	VALENCIA	Urbano	2.428	195.161	Acequia
86	Túria	VALENCIA	Urbano	1.492	155.788	Acequia
87	Túria	VALENCIA	Industrial	0	57.600	Acequia
88	Túria	VALENCIA	Urbano	1.000	36.500	
89	Túria	VALENCIA	Industrial	458	15.882	Acequia

90	Túria	VALENCIA	Industrial	100	5.475	
91	Túria	VALENCIA	Urbano	100	3.000	Acequia
92	Túria	VALENCIA	Urbano	200	2.920	Acequia
93	Túria	VALENCIA	Industrial	5	2.734	Acequia
94	Túria	VALENCIA	Urbano	30	2.190	Acequia
95	Túria	VALENCIA	Industrial	5	712	Acequia
96	Túria	VALENCIA	Urbano	10	660	Terreno
97	Túria	VALENCIA	Urbano	12	322	Acequia

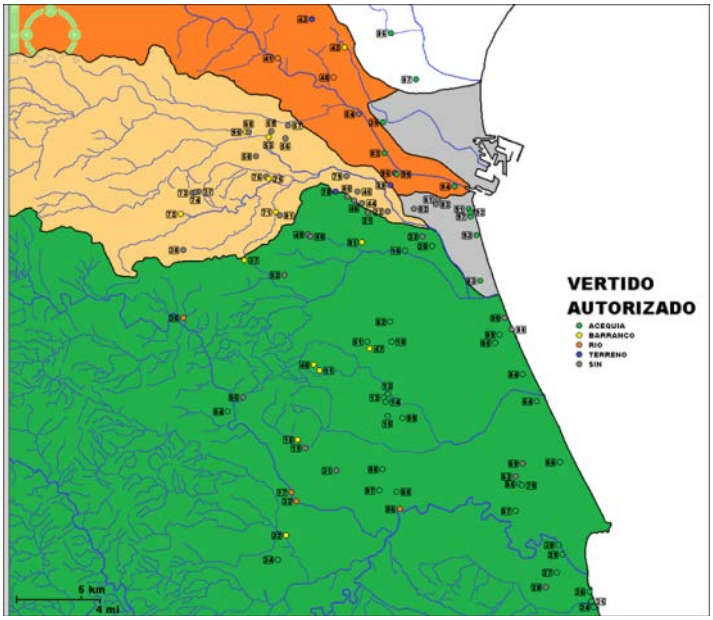

Figura 26. Localización de los vertidos autorizados en cada subcuenca (CHJ, 2017)

Tabla 13. Volumen de los vertidos (m^3/año) con autorización por uso industrial y urbano en cada subcuenca.

ORIGEN DE LOS VERTIDOS CON AUTORIZACIÓN			
SUBCUENCA	INDUSTRIAL	URBANO	TOTAL
TURIA	505.415	18.600.374	19.105.789
POYO	664.573	130.966	795.539
JUCAR	894.267	27.974.722	28.868.989
TOTAL	2.064.255	46.706.062	48.770.317

Tabla 14. Destino de los vertidos con autorización (m3/año). Fuente: Sistema de información del agua de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ 2017)

SUBCUENCA JÚCAR	**INDUSTRIAL**	**URBANO**	**TOTAL**
SIN ESPECIFICAR	5.475	2.722.613	2.728.088
ACEQUIA	436.505	8.761.763	9.198.268
BARRANCO	0	2.401.222	11.926.356
RIO	63.435	4.714.776	4.778.211
TERRENO	0	0	0
SUBCUENCA POYO			

SIN ESPECIFICAR	4.608	27.709	32.317
ACEQUIA	0	0	0
BARRANCO	659.965	102.657	32.317
RIO	0	0	0
TERRENO	0	600	600
SUBCUENCA TURIA			
SIN ESPECIFICAR	385.267	274	385.541
ACEQUIA	509.000	19.090.893	19.599.893
BARRANCO	0	4.800	19.985.434
RIO	0	8.876.988	8876988
TERRENO	0	1.767	1767

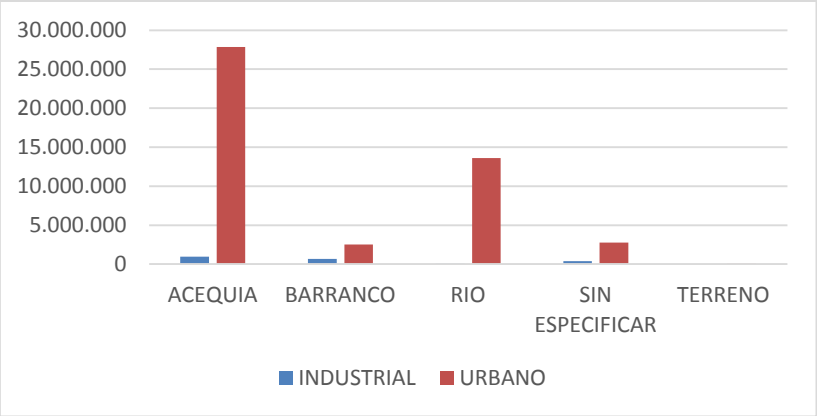

Figura 27. Volumen y distribución de los vertidos con autorización (m^3/año) (elaborada a partir de datos proporcionados por CHJ, 2017).

Con 46,7 hm^3 anuales, la actividad urbana es la principal fuente de contaminación. El orden por subcuencas es: Xúquer > Túria > Poyo. La mayor parte de los vertidos autorizados vierten directamente a acequias (Figura 27), lo cual afecta directamente al suelo y a los cultivos de la zona y en segundo lugar al lago de la Albufera y playas. Además, dada la permeabilidad de los materiales provocan la contaminación de los acuíferos como se demostrará después. Por otra parte, el vertido a ríos y barrancos tienen una influencia directa sobre la contaminación de las aguas costeras. El término "SIN ESPECIFICAR" indica que el destino de los vertidos es el lugar más cercano de donde se generan y en el caso de la zona de estudio cabe pensar que lo más probable es también una acequia. El término "TERRENO" hace referencia a vertidos que se llevan a cabo en pozos ciegos, lo cual no es lo más adecuado debido a la permeabilidad de los materiales y a la profundidad del nivel piezométrico que en la mayoría de los casos se sitúa a poca distancia de la superficie, lo cual provoca la contaminación de los acuíferos subyacentes.

La producción y gestión de los residuos industriales en la Comunidad Valenciana viene condicionada por las características de los sectores y sus recursos humanos. La Figura 28 muestra la distribución y tipología de los residuos industriales para el global de la Comunidad Valenciana.

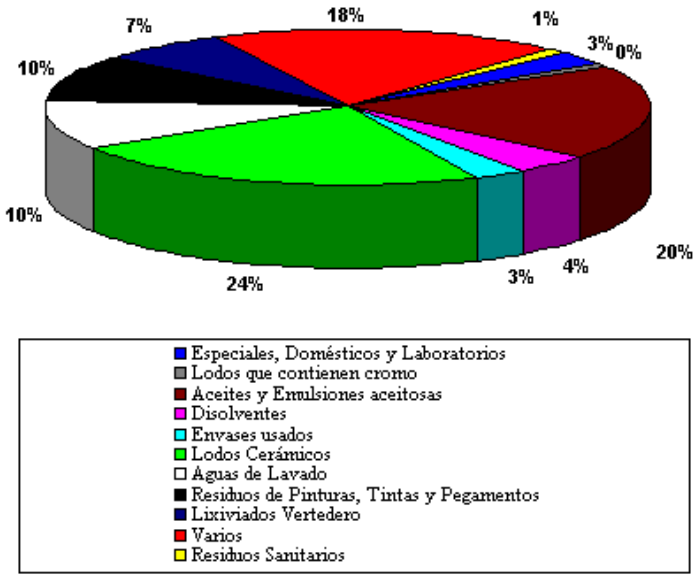

Figura 28. Distribución de los tipos de residuos y porcentajes producidos en la CCVV (Fuente: CMA-GVA,2017)

La producción de residuos industriales generados en la Comunidad Valenciana se ha estimado en base al inventario realizado por EMGRISA que hace referencia a los residuos según están recogidos en el Catálogo Europeo de Residuos (CER) organizado tanto por líneas de residuos para el global de la Comunidad como por sectores productivos y líneas de residuos para cada uno de los sectores en la Comunidad Valenciana.

Residuos sólidos domésticos. Las cantidades de residuos sólidos domésticos están aumentando en el área mediterránea y la zona de estudio no es una excepción (Tabla 15). Se estima que más del 50% de los residuos sólidos domésticos consisten en materia orgánica, mientras que el plástico es el segundo componente principal. Además de esto, la disposición de los desechos sólidos de los buques y de otras actividades costeras causa también impactos negativos a las aguas costeras. La tasa media de producción resultante por habitante y día puede estimarse, aproximadamente, en **1,2 kg.**

Tabla 15.Composición media de los residuos domésticos generados en la Comunidad Valenciana (https://www.cma.gva.es/areas/residuos/res/pir/directiva_general/ind-pir.html)

COMPONENTES	COM. VALENCIANA %	MEDIA NACIONAL %	PROV. VALENCIA %
Materia orgánica	48,0	44,1	47,3
Papel/cartón	15,5	21,2	17,5
Plástico	8,0	10,6	9,0
Vidrio	8,0	6,9	8,7
Metales férreos	3,5	4,1*	3,5

Metales no férreos	0,55		0,6
Varios	16,45	13,1	13,4
Total	100,0	100,0	100,0

Contaminación por petróleo y derivados (emisarios submarinos, sentinas de barco, limpieza de tanques y cisternas)**.** Contaminación por petróleo en el medio ambiente costero puede tener graves ambientales consecuencias que pueden variar desde daños a la vida marina, así como la destrucción de playas Zaqoot et al. La contaminación por petróleo en aguas costeras de la zona no proviene de grandes accidentes, pero sí de los emisarios y posiblemente de las operaciones de petrolero cerca del puerto de Valencia.

Contaminación por plásticos. Los plásticos son conocidos desde hace décadas como uno de los principales residuos marinos. Se ha estimado que un 5% del plástico producido cada año termina en los océanos, donde persiste y se acumula (Jambeck et al., 2015). No hemos encontrado datos del aporte de plástico en la zona, pero es bien sabido que estos residuos representan un problema en las playas, acequias y en el Lago de la Albufera. En otras localizaciones se ha encontrado en el aparato digestivo de muchos peces (Güven et al., 2017). Por ello es necesario conocer y controlar el destino y el impacto de estos residuos en la zona de estudio con el fin de aplicar normativas que impidan su continuada proliferación.

5.5 Indicadores de presión por actividades costeras

El litoral del área de estudio ha sido en gran parte alterado por la construcción de nuevas infraestructuras, puertos, expansión urbana, aumento de la población y desarrollo industrial. Esto incrementa la necesidad de medidas para la gestión, el tratamiento, la eliminación y el aprovechamiento de aguas residuales y los residuos generados, lo cual repercute en la necesidad de aumentar la capacidad de la zona para gestionar cada vez mayor cantidad y minimizar la presión sobre los recursos hídricos. Esto es fundamental para la sostenibilidad, así como para salvaguardar hábitats de gran valor ecológico y medioambiental como son las dunas, marjales y ecosistemas lacustres y la calidad del agua superficial, subterránea y del medio marino. La cuenca del Mediterráneo ha sido un claro ejemplo del problema de la presión humana en las áreas costeras. En este sentido la demanda de agua para uso urbano e industrial es otro indicador de la presión ejercida. Se ha estimado que en la Región Mediterránea, durante el año 1990, se consumieron 280 km^3 de agua, el 99% de la cual provenía de los recursos naturales. Esta demanda se duplicó en el siglo XX, incrementándose hasta un 60% en los últimos 25 años. Las previsiones indican que en el año 2025, prácticamente ningún país del Sur del Mediterráneo podrá disponer de más de 500 m^3 de recursos hídricos por habitante/año, lo cual representa un grave problema. Es por todo ello que cada vez hay más necesidad de recurrir a la reutilización de las aguas regeneradas por las EDAR y a las estaciones de agua potable (Barceló y Petrovic, 2011).

Por otro lado, **la zona soporta una importante entrada de turistas**. El turismo tiene efectos ambientales positivos ya que exige un medioambiente de calidad (aguas aptas para el baño, espacios cuidados, instalaciones adecuadas acorde con el medio). Esto lo convierte en una poderosa herramienta para la mejora de instalaciones de purificación de agua y gestión de residuos. No obstante, el impacto de la industria turística en la costa valenciana, así como el de todos los demás subsectores (industria, urbanismo, agricultura) puede aumentar en el futuro. Además, la modificación del régimen de lluvias y el aumento de la temperatura provocará la

disminución de la disponibilidad de los recursos hídricos, aumento de la duración de la sequía. Con todo ello es de esperar un incremento de la presión humana sobre la zona (Figura 29), lo cual incrementa la necesidad de elaborar urgentemente planes para mejorar el estado medioambiental. Así, ***se considera prioritario aumentar la capacidad de tratamiento de aguas residuales, la gestión de residuos y la reutilización de aguas regeneradas con el fin de mejorar y/o mantener la calidad del medio costero y marino.***

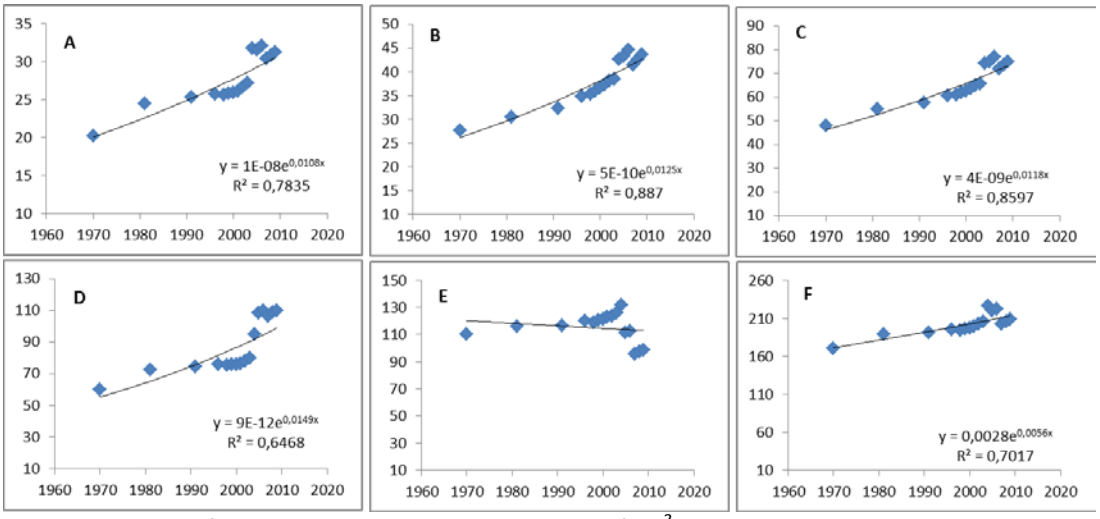

Figura 29. Evolución de la demanda de agua urbana (hm^3) por sistemas de explotación durante el periodo 1960-2010. A, Sistema Turia: volumen de agua superficial; B, Sistema Turia: volumen de agua subterránea; C, Sistema Turia: volumen total; D, Sistema Xúquer: volumen de agua superficial; E, Sistema Xúquer: volumen de agua subterránea; F, Sistema Xúquer: volumen total. Elaboración a partir de los datos de CHJ (2017).

6. Metodologías para la monitorización de indicadores de estado de ecosistemas acuáticos

6.1. Consideraciones

El medio acuático incluye los distintos tipos de ecosistemas naturales y artificiales en los que el agua es el medio dominante y determina las características ambientales a las que se ven expuestos los seres vivos que los habitan. Pero además del **agua**, medio fundamental en estos ecosistemas, la propia **biota**, junto con los **sedimentos** depositados en los lechos de los ecosistemas acuáticos, son matrices que se ven expuestas a las alteraciones de las condiciones propias de estos sistemas y que son, por tanto, susceptibles de ser utilizadas en la detección de dichas alteraciones, pudiendo sufrir también modificaciones de sus características propias, por ejemplo la acumulación de contaminantes en cada uno de estos elementos (APHA-AWWA-WEF, 2005). Agua, biota y sedimentos son, por tanto, las **principales matrices** de los sistemas acuáticos y con ello las matrices principales a analizar por lo que se refiere a la detección de las alteraciones que pueda sufrir el medio acuático.

El conocimiento de los factores que determinan la presión sobre el medioambiente y la información sobre su distribución espacial, pueden permitir el seguimiento de la zona de interés y controlar y predecir los impactos que ejerce una determinada actividad para llegar a establecer un modelo predictivo y conocer cuáles son las variables que intervienen para realizar la mencionada actividad minimizando su impacto ambiental. Dicho modelo puede conducir también a hacer conjeturas acerca de la influencia de las aglomeraciones (Directiva 91/271/CEE), así como aspectos que relacionan demografía y las limitaciones que el propio espacio ofrece para alcanzar el punto de equilibrio y la sostenibilidad de un proceso de origen antrópico.

La **normativa** actual establece un marco de acción comunitaria para el desarrollo de la política relacionada con la gestión del agua [1-3]. Así los programas de medidas deben contemplar los siguientes aspectos: análisis de los rasgos o características de las masas de aguas, presiones e impactos a que están sometidas y un análisis medioambiental y socioeconómico de sus usos y del coste que supone una buena gestión del agua. La actividad humana ejerce una presión sobre los recursos naturales y los ecosistemas afectando a su calidad y productividad. Para cada área de estudio seleccionada, se deberían analizar los vínculos entre la presión o amenazas que las actividades humanas ejercen sobre el medioambiente y los cambios de la cantidad y calidad de los recursos naturales debido a dicha presión. ***Las características del medio físico, interferencias con los procesos hidrológicos, indicadores de presión (actividad urbana, industrial, agrícola) e indicadores de estado (contaminación por sustancias peligrosas, vertidos, acumulación de nutrientes y perturbaciones debidas al uso de aguas residuales y/o regeneradas) son factores a considerar.***

Por lo que se refiere a las aguas superficiales continentales y costeras, la Directiva Marco del Agua (DMA) define cuatro **categorías de masas de agua** naturales:

- «río»: una masa de agua continental que fluye en su mayor parte sobre la superficie del suelo, pero que puede fluir bajo tierra en parte de su curso;
- «lago»: una masa de agua continental superficial quieta;
- «aguas de transición»: masas de agua superficial próximas a la desembocadura de los ríos que son parcialmente salinas como consecuencia de su proximidad a las aguas costeras, pero que reciben una notable influencia de flujos de agua dulce;

- «aguas costeras»: las aguas superficiales situadas hacia tierra desde una línea cuya totalidad de puntos se encuentra a una distancia de una milla náutica mar adentro desde el punto más próximo de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extienden, en su caso, hasta el límite exterior de las aguas de transición.

Para cada una de estas categorías de masa de agua se establece una **tipificación**, de manera que cada categoría incluye diversos tipos de masas de aguas, cuya clasificación se publicó en el BOE (2015) en el caso español.

Además de las aguas superficiales naturales, a las que posteriormente se hace referencia en cuanto a la utilización de métricas para la determinación de su estado, la DMA define también la "masa de agua artificial» como una masa de agua superficial creada por la actividad humana; y la «masa de agua muy modificada» como una masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza, designada como tal por el Estado miembro con arreglo a lo dispuesto en el anexo II de la DMA. De manera adicional a las masas de agua superficiales, la DMA define las «aguas subterráneas» como todas las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo. **La DMA en su artículo 8 y Anexo V, obliga a los estados miembros a establecer programas de control y seguimiento**. En España las autoridades competentes para establecer e implementar estos programas son distintas en función de las masas de agua, lo que necesita de procedimientos de coordinación para una gestión eficiente. Por ejemplo, para aguas costeras y de transición son las **CCAA** las competentes y es la Dirección General de Costas el órgano de la Administración General del Estado (integrado en el MAPAMA) el encargado de coordinar y recopilar estos programas, mientras que la interlocución con la Unión Europea recae en la Dirección General del Agua. Por otra parte, La DMA establece un proceso de planificación y gestión para cada **demarcación hidrográfica** (DH). La caracterización de una DH, requerido por el artículo 5 de la DMA, es una importante primera parte de este proceso; para el análisis de las características de cada DH, se requiere, entre otros aspectos, un informe sobre el impacto de la actividad humana sobre el estado de las masas de agua dentro de cada cuenca hidrográfica. Es también el órgano de cuenca el responsable de establecer los mencionados programas para las aguas reutilizadas. ***Para una visión holística de estos programas de vigilancia será necesario conocer en primer lugar el órgano competente y los procedimientos de coordinación entre órganos, los distintos tipos de programas y subprogramas y en su caso datos conocidos de su aplicación, los indicadores de presión/impacto de la zona de estudio, las matrices implicadas, las estaciones, frecuencia y tipos de muestreo, los indicadores de calidad exigidos por la legislación, el estado de arte de las metodologías para poder evaluar los indicadores de estado a partir de procedimientos de coste-efectivo y sostenibles, entre otras consideraciones.***

6.2. Programas de seguimiento

De acuerdo con el RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental (BOE, 2015), un ***Programa de seguimiento*** de las aguas es el conjunto de actividades encaminadas a obtener una visión general coherente y completa del estado y calidad de las aguas. ***Punto de muestreo*** es el lugar geográfico de toma de muestra o datos y la **estación de muestreo** se define como el conjunto de puntos de muestreo utilizados para la evaluación del estado de la masa de agua. En su artículo 4 subdivide el programa de

seguimiento en ***programas: de control de vigilancia, de control operativo y de control de investigación***, así como el ***control adicional de las masas de agua del Registro de zonas protegidas de cada demarcación***. También indica que el diseño y la implantación de los programas de seguimiento deberán incluir, al menos, las ***estaciones de muestreo, elementos de calidad y frecuencias de muestreo*** asociados a cada programa y serán conforme a los requisitos básicos definidos en el anexo I del RD817/2015. Estos programas se han de revisar cada seis años atendiendo a los resultados del estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y se recogerán en **el plan hidrológico de cuenca**.

El **programa de control de vigilancia** está integrado por: a) El «**subprograma de seguimiento** del estado general de las aguas», que permitirá realizar la evaluación del estado general de las aguas superficiales y de los cambios o tendencias que experimentan estas masas de agua a largo plazo como consecuencia de la actividad antropogénica muy extendida. b) El «**subprograma de referencia**», que permitirá evaluar tendencias a largo plazo en el estado de las masas de agua debidas a cambios en las condiciones naturales, así como establecer condiciones de referencia específicas para cada tipo de masa de agua. c) El «**subprograma de control de emisiones al mar y transfronterizas**», que permitirá estimar la carga contaminante que cruza la frontera española y la que se transmite al medio marino. Los resultados de este programa permitirán diseñar eficaz y eficientemente los futuros programas de control, así como disponer de información que sirva para complementar y validar el estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales que forma parte del estudio general de la demarcación que precede a la elaboración y propuesta de revisión del plan hidrológico (Figura 30). La Tabla 16 indica la frecuencia de medida de los indicadores de calidad para el **subprograma de seguimiento** del estado general de las aguas. Las estaciones de muestreo para el **subprograma de referencia** han de situarse en masas de agua no modificadas que, por su bajo nivel de exposición a presiones e impactos antrópicos, sean representativas de las condiciones naturales (de referencia) del tipo de masa de agua del que se trate, y en ellas se deberán muestrear, al menos, todos los elementos de calidad biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos generales. Como mínimo, las estaciones se muestrearán durante un año dentro del periodo que abarque el plan hidrológico de cuenca. y son validadas por la Dirección General del Agua del MAPAMA. Los elementos de calidad y frecuencias de muestreo aplicables en las estaciones integradas en el **Subprograma de control de emisiones al mar y transfronterizas** son las previstas en el programa de control de emisiones definidas en los Convenios OSPAR, de Barcelona y de Albufeira.

*Figura 30. Aspectos que definen el programa de **control de vigilancia** de las masas de agua de acuerdo con RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016*

*Tabla 16. Frecuencia de medida anual para cada masa de agua de los elementos de calidad para el **subprograma de seguimiento** del estado general de los distintos tipos de masas de agua. Extraída del RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016*

Elementos de calidad		N.º de muestreos mínimos			
		Río	Lago	Aguas de transición	Aguas costeras
Biológicos.	Fitoplancton.	2*	2	2	2
	Otra flora acuática: diatomeas.	1	–	–	–
	Otra flora acuática: macrófitos.	1	1	1	1
	Macroinvertebrados.	1	1	1	1
	Peces.	1	1	1	–
Hidromorfológicos.	Continuidad.	1	–	–	–
	Régimen hidrológico.	Continuo	12	–	–
	Morfología.	1	1	1	1
	Régimen de mareas.	–	–	1	1
Químicos y Fisicoquímicos Generales.	Condiciones térmicas.	4	4	4	4
	Oxigenación.	4	4	4	4
	Salinidad.	4	4	4	–
	Estado de nutrientes.	4	4	4	4
	Estado de acidificación.	4	4	–	–
Sustancias Individuales.	Sustancias prioritarias.	12	12	12	12
	Contaminantes específicos.	4	4	4	4

* Masas de agua con tendencia significativa a la eutrofización.

El **programa de control operativo** tiene por objeto determinar el estado de las masas de agua en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales, así como evaluar los cambios que se produzcan en el estado de dichas masas como resultado de los programas de medidas. Se llevará a cabo sobre todas las masas de agua identificadas en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales a tenor del resultado del análisis de presiones e impactos o del resultado de los subprogramas de seguimiento del estado, y específicamente sobre las que se viertan

contaminantes de la lista de sustancias prioritarias. En la información asociada a cada estación del programa de control operativo se señalarán las presiones causantes del riesgo sobre la masa de agua. Como mínimo, se identificarán las masas de agua en riesgo por sustancias peligrosas procedentes de fuentes puntuales y por plaguicidas procedentes de fuentes agrarias, y se denominarán respectivamente, control de sustancias peligrosas de origen puntual y control de plaguicidas de origen agrario. La Tabla 17 indica las frecuencias de muestreo establecidas en el RD817/2015 para el control operativo.

*Tabla 17. Frecuencia de medida para cada masa de agua de los elementos de calidad para el **subprograma operativo** del estado general los distintos tipos de masas de agua. Extraída del RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016*

Programa de control operativo

Elementos de calidad		Frecuencias mínimas de muestreo			
		Río	Lago	Aguas de transición	Aguas costeras
Biológicos.	Fitoplancton.	6 meses*	6 meses	6 meses	6 meses
	Otra flora acuática: diatomeas.	1 año	–	–	–
	Otra flora acuática: macrófitos.	3 años	3 años	3 años	3 años
	Macroinvertebrados.	1 año	3 años	3 años	3 años
	Peces.	3 años	3 años	3 años	–
Hidromorfológicos.	Continuidad.	6 años	–	–	–
	Régimen hidrológico.	Continuo	1 mes	–	–
	Morfología.	6 años	6 años	6 años	6 años
	Régimen de mareas.	–	–	6 años	6 años
Químicos y Fisicoquímicos Generales.	Condiciones térmicas.	3 meses	3 meses	3 meses	3 meses
	Oxigenación.	3 meses	3 meses	3 meses	3 meses
	Salinidad.	3 meses	3 meses	3 meses	–
	Estado de nutrientes.	3 meses	3 meses	3 meses	3 meses
	Estado de acidificación.	3 meses	3 meses	–	–
Sustancias Individuales.	Sustancias prioritarias.	1 mes	1 mes	1 mes	1 mes
	Contaminantes específicos.	3 meses	3 meses	3 meses	3 meses

* Masas de agua con tendencia significativa a la eutrofización.

El **programa de control de investigación** se implantará tanto si se desconoce el origen del incumplimiento de los objetivos medioambientales; si el control de vigilancia indica la improbabilidad de que se alcancen los objetivos y no se ha puesto en marcha un control operativo a fin de determinar las causas por las cuales no se han podido alcanzar; y para determinar la magnitud y el impacto de una contaminación accidental. Este control permitirá definir el programa de medidas requerido para cumplir los objetivos medioambientales y, en su caso, de medidas específicas para remediar los efectos de una contaminación accidental. Los controles que se realicen al objeto de determinar los contaminantes específicos de la cuenca se incluirán en este programa.

Los programas de control de vigilancia y operativo a los que están sometidas las masas de agua ***se complementarán para cumplir los siguientes requisitos adicionales para el control de las masas de agua del registro de zonas protegidas***:

a) Las **masas de agua destinadas al abastecimiento humano**, y que a partir de uno o varios puntos de captación proporcionen un promedio de más de 100 metros cúbicos diarios, se someterán a controles adicionales de las sustancias prioritarias y los contaminantes vertidos en cantidades significativas; prestando especial atención a las sustancias que afecten al estado y que se regulan en el anexo I del Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los

criterios sanitarios de la calidad de agua de consumo humano. Las estaciones o puntos de muestreo seleccionados para este control se identificarán como Programa de control de aguas destinadas al abastecimiento. Los controles adicionales se llevarán a cabo con la periodicidad que se expone a continuación:

Población abastecida	**Periodicidad**
< 10000 habitantes	Trimestral
de 10000 a 30000 habitantes	8 veces al año
> 30000 habitantes	Mensual

b) Las masas de agua en las que se ubiquen **zonas declaradas de protección de especies acuáticas significativas** desde el punto de vista económico, se someterán a un seguimiento adicional en el punto de control ambiental designado por el órgano ambiental para el control de las causas de contaminación que pudieran afectar a dichas especies. Los puntos de muestreo seleccionados para este control se identificarán como Programa de control ambiental de zonas de especies acuáticas significativas desde un punto de vista económico. En estas zonas están incluidas las destinadas a la producción de moluscos y otros invertebrados marinos, en las que se tendrán en cuenta los requisitos de seguimiento establecidos en el Real Decreto 345/1993, de 5 de marzo, por el que se establecen las normas de calidad de las aguas y de la producción de moluscos y otros invertebrados marinos.

c) Las masas de agua en las que se **ubiquen zonas declaradas como aguas de baño** se someterán a un seguimiento adicional en el punto de control ambiental designado por el órgano ambiental para el control de las causas de contaminación que pudieran afectar a las zonas de aguas de baño, atendiendo a los perfiles ambientales elaborados de acuerdo con el Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño. Los puntos de muestreo seleccionados para este control se identificarán como Programa de control ambiental de aguas de baño.

d) Las **masas de agua afectadas por la contaminación por nitratos** conforme al Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias, se incluirán en el programa de control operativo, y tendrán en cuenta las especificaciones señaladas en la propia norma por la que se declaran las zonas vulnerables como zona protegida. Las estaciones o puntos de muestreo seleccionados para este control se identificarán como Programa de control de aguas afectadas por nitratos de origen agrario.

e) Las masas de agua que incluyan **zonas declaradas sensibles** de acuerdo con el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, se incluirán dentro de programa de control operativo, y tendrán en cuenta las especificaciones señaladas en la propia norma por las que se designen dichas zonas como zona protegida. Las estaciones o puntos de muestreo seleccionados para este control se identificarán como Programa de control de aguas en zonas sensibles por vertidos urbanos.

f) Las masas de agua situadas en las **zonas de protección de hábitats o especies de la red Natura 2000** se incluirán en el programa de control operativo cuando se considere que están en riesgo de incumplir sus objetivos medioambientales. Las estaciones o puntos de muestreo seleccionados para este control se identificarán como Programa de control de aguas en zonas de protección de

hábitats o especies. A este respecto reseñar que para los hábitats de interés comunitario de tipo lenítico recogidos en la Red Natura 2000 también se han desarrollado unos procedimientos específicos (Camacho et al., 2009), al igual que para otros hábitats de interés comunitario recogidos en el Anexo 1 de la Directiva 92/43/CEE (DOCE, 1992) relativa a la protección de los hábitats y especies (VV.AA., 2009).

Los **programas de control de vigilancia y operativo se complementarán** también para cumplir requisitos específicos para el ***seguimiento de las sustancias prioritarias y contaminantes***: Evaluar el cumplimiento de la NCA, expresada como media anual o concentración máxima admisible, y referida a agua o biota y analizar las tendencias a largo plazo de ciertas sustancias en sedimento y biota todo ello con el objeto de evaluar la magnitud y el impacto de las fuentes puntuales y difusas de estas sustancias. Para la matriz agua la frecuencia de muestreo ha de ser mensual para las sustancias prioritarias y trimestral para los otros contaminantes, aunque se recomienda que sea mensual. Para la matriz sedimento o biota el seguimiento se efectuará al menos una vez al año, salvo que los conocimientos técnicos y el dictamen de expertos justifiquen otro intervalo. Atendiendo a las particularidades sobre el control analítico, las sustancias pueden distinguirse como se indica en la Tabla 18.

Tabla 18. Extraída del RD817/2015 con texto consolidado de fecha 29/12/2016

Analisis particular	N.º de sustancia del anexo IV: Prioritarias y otros contaminantes																			
	2	5	6	7	12	15	16	17	18	20	21	26	28	30	34	35	36	37	43	44
Tendencias.	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T	T
NCA en biota.		B				B	B	B			B		B		B	B		B	B	B
PBT ubicua.		U									U		U	U		U		U	U	U

Analisis particular	N.º de sustancia del anexo V: Preferentes					
	6	7	8	9	10	11
Tendencias.	T	T	T	T	T	T

T: Tendencias. Frecuencia trienal.
B: NCA en biota. Frecuencia anual.
U: PBT ubicua. Frecuencia trienal.

6.3. Sobre las metodologías para la evaluación del estado de las masas de agua

El «estado de las aguas superficiales» es "***la expresión general del estado de una masa de agua superficial, determinado por el peor valor de su estado ecológico y de su estado químico***". El estado ecológico se determina en función del estado de los elementos biológicos de calidad en cada masa en comparación con las condiciones de referencia para ese tipo de masa de agua. Igualmente, el estado químico se determina comparando características físico-químicas del agua con los valores de referencia para el tipo de masa de agua (MAPAMA, 2013a).

Los programas de seguimiento de las distintas masas de agua definen el objetivo perseguido, las estaciones de muestreo, los indicadores de calidad y establecen la frecuencia de muestreo de acuerdo a lo indicado en el apartado 6.2.

Sera necesario un planteamiento de los distintos programas y procedimientos ligado a la zona de estudio para dar respuesta a la gestión holística, sostenible y futura del agua. Es necesario proceder en esa dirección para fijar las estaciones de muestreo, conocer los indicadores de presión/impacto y diseñar las metodologías adecuadas para establecer los indicadores de estado y a partir de ellos caracterizar las distintas masas de agua y su interrelación a través del ciclo integral del agua.

Las ***metodologías implicadas en estos programas pueden ser muy distintas en lo referente a toma de muestra, tipos de técnicas de medida*** (generales, especificas, de cribado, sostenibles, seguras, focalizadas en sus figuras de mérito, de coste-efectivo, entre otros aspectos) ***y ejecución de las mismas*** (in situ y laboratorio), *lo que puede condicionar la calidad de los resultados obtenidos y por tanto los propios procedimientos y comprometer el cumplimiento de la legislación y el estado real de las aguas y ecosistemas, así como su sostenibilidad y eficiencia de coste*. En relación a la toma de muestra se han de considerar los siguientes ítems: finalidad, por operador vs automática, in situ (in-line, on-line), conservación, adaptación a la metodología de análisis, tipos de matrices, número de campañas, masas y puntos, entre otros. Las metodologías que sólo pueden realizarse en el laboratorio, requieren de la toma de muestra en el lugar y transporte al laboratorio para su análisis. ***No son muchas las tecnologías que se pueden adaptar al análisis in situ ya sea continuo o secuencial; autonomía, portabilidad, sensibilidad, calibración, almacenamiento de datos y robustez son puntos críticos*** [Molins-Legua et al., 2006; Camacho et al., 2013; Jornet-Martinez et al., 2017]. La demanda actual de estos métodos en distintas áreas es alta.

Para decidir sobre la metodología más adecuada se necesita de herramientas que evalúen diferentes aspectos que incidan en su autonomía, sostenibilidad, peligrosidad, capacidad para dar respuesta a la medida de un indicador de calidad dado en tiempo y forma satisfactorias, coste y tipo de información generada. El Grupo **MINTOTA ha desarrollado una herramienta de ayuda a la selección CALIFICAMET** (Molins-Legua et al., 2006; Pla-Tolós et al., 2016; Serra-Mora et al., 2017; UVEG 2016) que considera: las **figuras de mérito** de los distintos métodos que se cuantifican de 1 a 5 en función de su adecuación a la estimación de los parámetros a determinar, su **sostenibilidad** a partir del cálculo de su huella de carbono y residuos generados que se cuantifican de 1 a 5 en función de la cantidad, tipo y posibilidades de reciclado, **riesgo químico y sanitario** (se cuantifican de 1 a 5 en función de la toxicidad) y **coste** (se estima por muestra a partir del consumo de reactivos, energía, horas de personal e instrumentación, considerando el análisis de 500 muestras). En el Estudio Potencialidad de la reutilización de agua de la EDAR de Pinedo para uso agrícola. (UVEG 2016. http://www.agroambient.gva.es/web/agua/proyectos-de-investigacion) se pueden ver ejemplos de la aplicación de CALIFICAMET a procedimientos muy diversos de utilidad en el establecimiento de indicadores de la calidad de agua regenerada, y que permiten decidir acerca de su adecuación, sostenibilidad, peligrosidad y coste, orientando en la toma de decisiones. Se puede ampliar este estudio para la selección de procedimientos para distintas matrices de agua, sedimentos y biota.

En el seguimiento del estado de las masas de agua también pueden utilizarse, la menos para la determinación de determinadas variables, técnicas basadas en el análisis de imágenes obtenidas por sensores remotos. ***La teledetección puede jugar un papel significativo en el seguimiento y control de algunos indicadores de calidad de las aguas tanto continentales como marinas y, más específicamente, las aguas litorales***. En efecto, el “color” del agua se establece por la dispersión y absorción de la luz visible por agua pura, material orgánico e inorgánico. Así, el

agua tiene una respuesta espectral u otra dependiendo de las sustancias que coexistan con ella como, por ejemplo, desechos, pesticidas, metales pesados, nutrientes, microorganismos y sedimentos. En este contexto, el objetivo de la teledetección es, mediante el color de la masa de agua, determinar las concentraciones de los constituyentes del agua y, según su presencia, evaluar su calidad. El sensor recibe una señal óptica que debe corregirse para eliminar los efectos de la atmósfera y para considerar la reflectividad superficial del agua. Las correcciones se realizan a través de algoritmos que relacionan la señal con el parámetro de calidad que se quiere obtener.

Por lo que se refiere a las aguas marinas, su composición no es igual cerca de las costas que alejadas de ellas. Por ello, Morel et al. (1977) las clasificó de la siguiente manera:

- *Caso 1. Aguas claras o del mar abierto*. Son aguas donde la concentración de fitoplancton domina sobre el resto de componentes y, por tanto, éste es el principal elemento que altera las propiedades ópticas del agua. En este contexto, todas las propiedades ópticas de este tipo de superficies serán función de la concentración de clorofila-a debido a que ésta es función de los pigmentos de fitoplancton.

- *Caso 2. Aguas costeras o de estuarios*. Son aguas donde hay más componentes predominantes. De todos ellos, desde una perspectiva óptica, existen tres importantes que afectan a sus propiedades:
    - el fitoplancton y otros organismos microscópicos asociados. Absorben la luz roja y la luz azul y reflejan la verde
    - las partículas no-algales o partículas en suspensión. Se conocen como SPM (*Suspended Particulate Matter*), TSM (*Total Suspended Matter*) o TSS (*Total Suspended Solids*). Reflejan y absorben la radiación reduciendo la claridad (transmisión de la luz).
    - las sustancias amarillas o *Materia Orgánica Disuelta* (CDOM, *Colored Dissolved Organic Matter*). Absorben la luz azul pudiendo interferir en las medidas de clorofila.

Gholizadeh et al. (2016) detallan un listado de los sensores más utilizados en los estudios de calidad del agua junto con sus características principales tales como resoluciones espaciales, espectrales, temporales y el ancho de barrido. Existe un gran número de sensores, activos o pasivos, instalados sobre diferentes plataformas como satélites o aeronaves. Sus características son tan variadas que, según el indicador que se quiera obtener, se puede hacer uso de uno u otro teniendo en cuenta el rango espectral y el ancho de banda. Gholizadeh et al. (2016) también detallan los parámetros cualitativos del agua más comúnmente medidos por teledetección:

- Clorofila-a (CHL-a) (mg/L)
- Profundidad del disco de Secchi (SDD, *Secchi Disk Depth*) (m)
- Temperatura (T) (ºC)
- Materia orgánica disuelta coloreada (CDOM, *Colored Dissolved Organic Matter*) (mg/L)
- Carbono orgánico total (TOC, *Total Organic Carbon*) (mg/L)
- Carbono orgánico disuelto (DOC, *Dissolved Organic Carbon*) (mg/L)
- Materia total en suspensión (TSM, *Total Suspended Matter*) (mg/L)
- Turbidez (TUR) (NTU, *Nephelometric Turbidity Units*)
- Salinidad superficial del mar (SSS) (PSU, *Practical Salinity Unit*)
- Fósforo total (TP) (mg/L)
- Ortofosfato (PO_4) (mg/L)
- Demanda química de oxígeno (COD, *Chemical Oxigen Demand*) (mg/L)
- Demanda bioquímica de oxígeno (BOD, *Biochemical Oxigen Demand*) (mg/L)

- Conductividad eléctrica (EC) (□S/cm)
- Nitrógeno amoniacal (NH_3-N) (mg/L)

De los parámetros anteriores, la literatura científica se centra principalmente en aquellos que son ópticamente activos tales como la *clorofila-a (chl-a)*, los *sólidos totalmente suspendidos (TSS)* y la *turbidez*. Se entiende como indicadores activos aquellos que se pueden detectar directamente a través de la señal recibida en el sensor. Entre ellos también se incluyen la *profundidad del disco Secchi*, la *temperatura*, la *materia orgánica disuelta coloreada*, el *carbón orgánico total*, la *salinidad superficial del agua del mar* y la *conductividad eléctrica*. Otras variables importantes como el *pH*, el *nitrógeno total (TN)*, el *nitrógeno amoniacal (NH3-N)*, el *nitrato de nitrógeno (NO3-N)* y el *fósforo disuelto (DP)* han sido más difíciles de correlacionar con los valores de energía detectados por el sensor. Debido a su importancia a la hora de monitorizar la calidad de las aguas, existen estudios recientes que tratan de mejorar esas correlaciones.

De acuerdo a la Directiva Marco del Agua (DOCE; 2000) en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua se utilizan elementos de calidad biológicos. Estos elementos de calidad responden al concepto de indicador biológico (Figura 31), por el cual las características ecológicas, tolerancias y necesidades, de los seres vivos indican las condiciones del medio en el que viven, de manera que tanto su presencia o no como, en el primer caso, su abundancia relativa dentro de la comunidad, permiten evaluar las características del medio respecto a aquellos factores ambientales para los cuales resultan indicadores (Wetzel y Likens, 2000, Camacho, 2011).

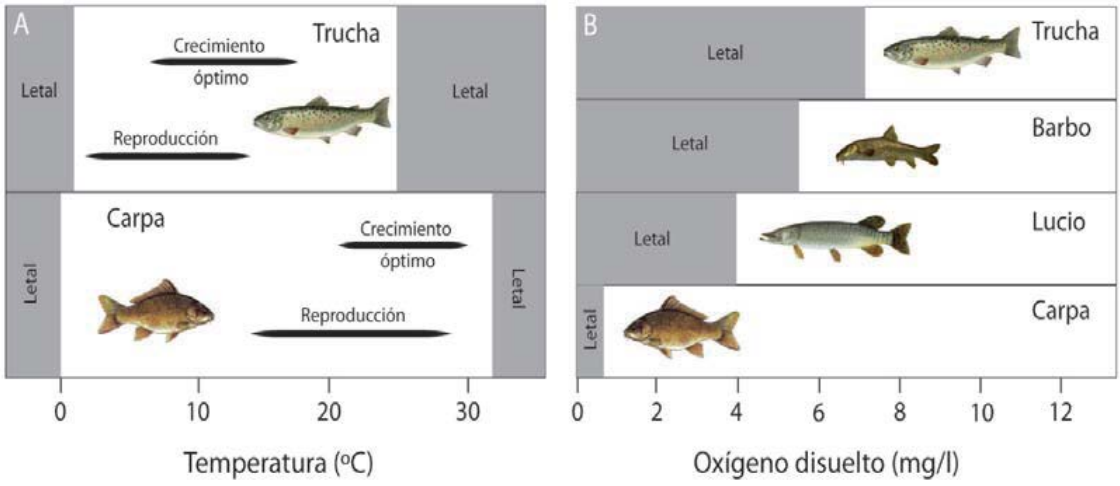

Figura 31. Ejemplo del concepto de indicador biológico, basado en los límites de tolerancia de diversas especies de peces: a) respecto a la exposición prolongada a temperaturas extremas; y b) respecto a concentraciones bajas de oxígeno. Las especies de peces reseñadas presentan tolerancias a las condiciones (temperatura y concentración mínima de oxígeno disuelto) expresadas en la figura (rangos orientativos). La exposición prolongada a valores fuera de dichos rangos provoca la desaparición de la especie en la comunidad, desaparición que resulta indicativa de que los rangos vitales han sido sobrepasados. Tomado de Camacho (2011)

Para cada uno de los elementos de calidad se debe conocer su valor indicador, su aplicabilidad a las distintas categorías de masas de agua naturales (ríos, lagos, aguas de transición y aguas costeras), las principales métricas, y sus protocolos de aplicación, buena parte de los cuales se encuentra recogidos en la legislación vigente en España mediante el Real Decreto 817/2015 (BOE, 2015). A modo de ejemplo se elige a continuación, un indicador de calidad biológica para incidir en los aspectos señalados en la discusión precedente.

Nombre del indicador/variable: Fitoplancton

- **Valor indicador**: En masas de agua retenidas, el crecimiento del fitoplancton (microalgas eucariotas y cianobacterias) se produce como respuesta a la eutrofización, esto es, al enriquecimiento trófico del ecosistema, bien sea de manera directa por aportes de compuestos de fósforo y nitrógeno, o indirectamente por aportes de materia orgánica en cuya degradación se liberan estos compuestos (Wetzel, 2001). De esta manera, a mayor abundancia de fitoplancton, mayor nivel trófico y, por tanto, mayor incidencia de la eutrofización. Además de la medida de abundancia, los diferentes taxones de fitoplancton responden de manera diferente a la eutrofización, favoreciéndose con ésta unos grupos algales sobre otros. Por ello, la determinación de la composición de la comunidad fitoplanctónica y la abundancia relativa de los distintos grupos o especies resulta informativa sobre el grado de eutrofización, ya que el incremento de la dominancia de ciertos grupos o especies respecto a otros se ve favorecido por dicha eutrofización (Reynolds et al., 1992; Salmaso et al., 2015). En casos extremos de eutrofización, asociados normalmente a entradas masivas de nutrientes, se puede producir un crecimiento masivo de una o pocas especies, normalmente de cianobacterias y, en ocasiones, de clorofíceas, por lo que la aparición de estos crecimientos masivos (blooms) es un signo de la existencia de estos pulsos masivos de contaminación directa por nutrientes inorgánicos o indirecta por materia orgánica que los libera (Reynolds, 1990; Reynolds y O'Sullivan, 2003).

- **Aplicabilidad (matriz y categoría de masa de agua superficial natural):** Agua. Lagos, aguas de transición, aguas costeras.

- **Métricas:**
  1 – Abundancia. Se cuantifica, directa o indirectamente, la abundancia del fitoplancton en términos de biomasa, se puede estimar: 1A - concentración de clorofila-a, pigmento presente en todas las algas y cianobacterias y por lo tanto proporcional a la concentración de fitoplancton; y 1B - biovolumen total del fitoplancton.
  2 – Composición. A partir de los recuentos del fitoplancton, se utiliza el valor indicador de los taxones en su respuesta a la presión que se pretende evaluar, en este caso la eutrofización (2 A - Índices basados en el valor indicador de los grupos algales y 2B – Índices basados en el valor indicador de las especies)
  3 - Ocurrencia de crecimientos masivos ("blooms"). Se evalúa su frecuencia de aparición.

- **Protocolo de determinación:**
  <u>1 –Abundancia</u>

1A -Concentración de clorofila –a:
1A1 - Toma de muestras y determinación en el laboratorio. Se toma una muestra puntual o integrada de agua, la cual se filtra a través de un filtro de fibra de vidrio (GF/F) y se extraen los pigmentos fotosintéticos, incluyendo la clorofila-a, con acetona al 90 % (se pueden usar también otros solventes como el etanol). Se determina espectrofotométricamente la absorbancia del extracto y se realiza el cálculo de la concentración de clorofila-a por el método tricromático (Picazo et al, 2013). Para un análisis más exacto se requiere de la separación de las distintas clorofilas por cromatografía líquida (Vitta et al, 2010; Picazo et al., 2013)

1A2 –Determinación in situ con sondas fluorimétricas. Las sondas fluorimétricas aprovechan las propiedades fluorescentes de la molécula de clorofila para estimar la concentración de dicha molécula. Dichas sondas se pueden programar para que realicen la medida cada cierto tiempo y, mediante conexiones inalámbricas, para que remitan la información desde una centralita a un centro de control, capaz de monitorizar on line las variaciones de esta variable (Camacho et al., 2013). En el cuadro 6.1 se muestra un caso de estudio en el que este tipo de técnicas son utilizadas para monitorizar la calidad del agua de un embalse de la Comunitat Valenciana.

1A3 Determinación mediante teledetección. Las características espectrales de la molécula de clorofila, con máximos de absorción en la banda azul y roja del espectro, y por tanto las reflectividades complementarias, permiten la medida de su abundancia utilizando imágenes de satélite tomadas con sensores sensibles a la radiación visible y al infrarrojo cercano. En las Figuras 34 y 35 se presentan sendos casos de estudio en los cuales se utilizan técnicas de teledetección para determinar la evolución del estado trófico de La Albufera de Valencia y su secuencia temporal (Doña et al., 2014, 2015), así como para zonas costeras de la Comunitat Valenciana, respectivamente. Este tipo de técnicas tienen otras muchas utilidades relacionadas con aspectos colaterales a este trabajo, por ejemplo, determinaciones de los patrones hidrológicos (Doña et al., 2016), aunque éstas múltiples aplicaciones no se desarrollan en el presente informe

1B - Biovolumen total del fitoplancton: para la determinación directa de la abundancia del fitoplancton midiendo el biovolumen se toma la muestra de agua y se fija con unas gotas de solución de lugol. Ya en el laboratorio, la muestra lugolizada se sedimenta en una cámara de sedimentación y se procede al recuento del fitoplancton (Utermohl, 1958). El biovolumen de cada célula se determina aproximando la forma de la célula a una forma geométrica (Rott, 1981, Hillebrandt, 1999) y el cálculo del volumen de ésta según las dimensiones celulares. El biovolumen total se calcula por agregación de la suma de todas las células determinadas.

2 –Composición

2 A - Índices basados en el valor indicador de los grupos algales. Tras la determinación del biovolumen del fitoplancton (epígrafe 1B) se agrega dicho biovolumen por grupos algales y se aplican índices en los que el peso de cada grupo es proporcional a su afinidad por las condiciones tróficas, con mayor peso cuanta más afinidad por la eutrofia. Son ejemplos el Indice de Grupos Algales -IGA – (BOE, 2015), y el índice Trófico Planctónico -ITP – (Barbe et al.,2003).

2B – Índices basados en el valor indicador de las especies. Similar al anterior, pero en este caso cada especie en si misma tiene un factor modulador que viene de su sensibilidad/afinidad a mayores o menores concentraciones de nutrientes.

3 - Ocurrencia de crecimientos masivos

3 A – Sondas fluorimétricas. Se realiza conforme a lo reseñado en el epígrafe 1A3, considerando una frecuencia de observación, como mínimo, diaria.

3B – Determinación mediante teledetección. Se realiza conforme a lo reseñado en el epígrafe 1A3, considerando una frecuencia de observación como mínimo diaria.

Dentro de las redes de seguimiento automáticas de calidad de las aguas (Red SAICA) de la Dirección General de Agua del MAPAMA, además de los sistemas de medida instalados en ríos, se han instalado sondas multiparamétricas en diversos embalses de la geografía española, incluyendo algunos de la Demarcación de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Algunas de estas sondas, que se pueden instalar tanto en la presa como en plataformas flotantes, llevan incorporados fluorímetros que permiten medir las concentraciones de clorofila-a y otros pigmentos fotosintéticos, incluidos los propios de cianobacterias potencialmente productoras de toxinas si las sondas incorporan fluorímetros para la detección de ficobilinas. Estas sondas están conectadas a sistemas de envío de datos que permiten realizar un seguimiento y programación *on line* de los parámetros estudiados. En la Figura 32 se puede observar diversas imágenes del sistema instalado en el embalse de Amadorio, en la provincia de Alicante.

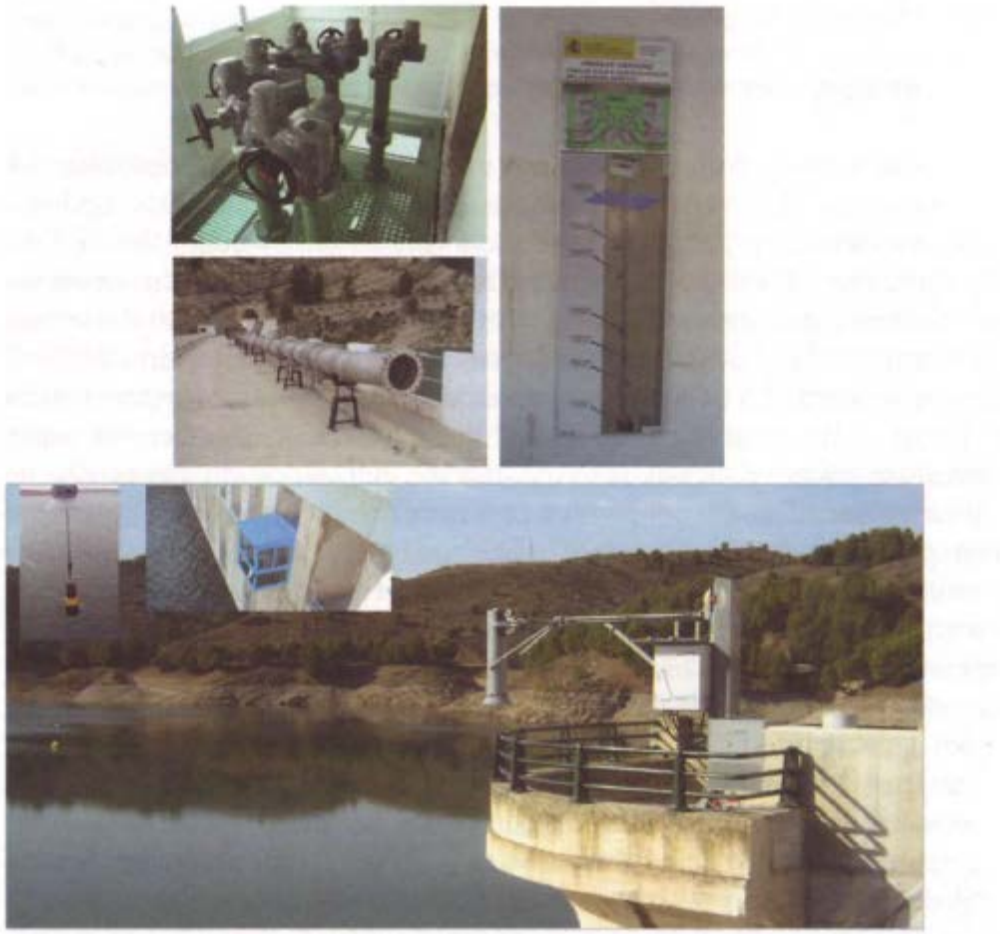

Figura 32. Imágenes del sistema de seguimiento de la calidad del agua instalado en el embalse de Amadorio(Alicante)

Este tipo de sondas permiten un seguimiento limnológico muy completo de la calidad del agua y otros aspectos ambientales del embalse. En la Figura 33 se observa una sinopsis de un seguimiento temporal de determinadas variables del agua en la zona de presa del embalse de Amadorio, incluyendo su temperatura, concentración de oxígeno disuelto y, a modo de muestra por lo que se refiere al elemento de calidad “fitoplancton”, la concentración de clorofila-a, que se muestra en gradación de tonos verdes en la gráfica inferior (Camacho et al., 2013).

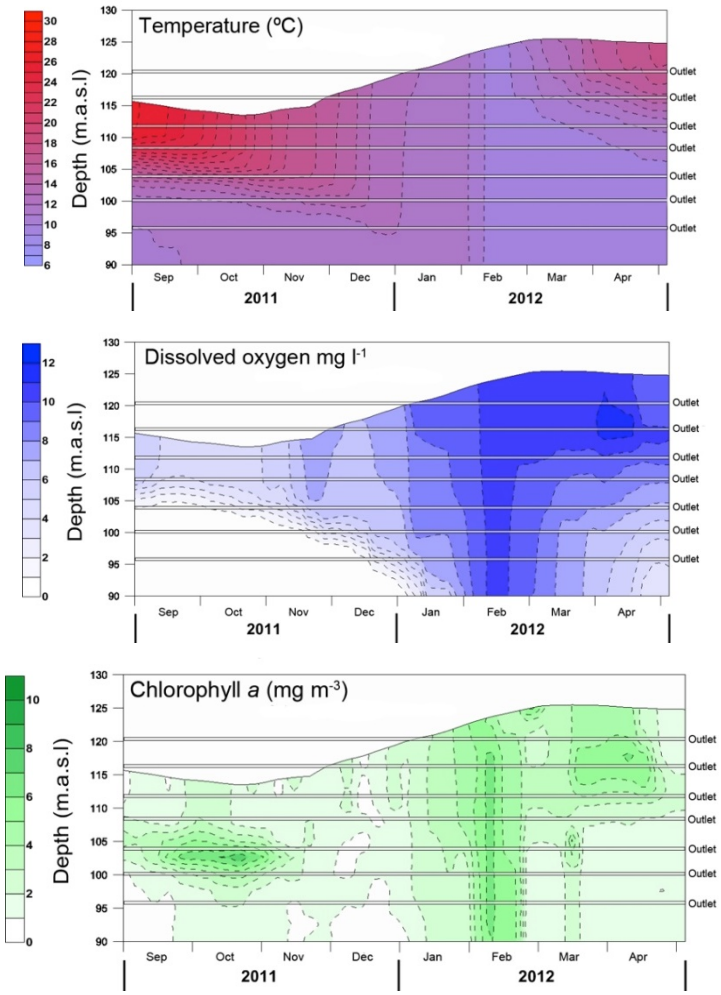

Figura 33. Seguimiento temporal de determinadas variables del agua en la zona de presa del embalse de Amadorio (Tomado de Camacho et al., 2013).

Como se comentó en la introducción de este capítulo, las técnicas de teledetección permiten el estudio de la superficie de la Tierra utilizando, entre otras, las propiedades de reflectividad de su superficie. Para el caso de las masas de agua, y dado que el crecimiento del fitoplancton como consecuencia de la eutrofización redunda en un aumento de la concentración de clorofila-a, las propiedades ópticas de esta molécula captadas por los sensores de los satélites permiten, con un adecuado procesado de las imágenes, calibración, y utilización de índices o algoritmos específicos, estimar la concentración de clorofila-a siempre que la resolución espacial (tamaño de pixel) del satélite lo permita. En la Figura 34 se muestra una sectorización de la Albufera de Valencia en función de los flujos de agua (al centro) frente a la concentración de clorofila-a (izquierda) y la transparencia del agua (derecha) obtenidas a través de imágenes de satélite (Doña et al, 2015).

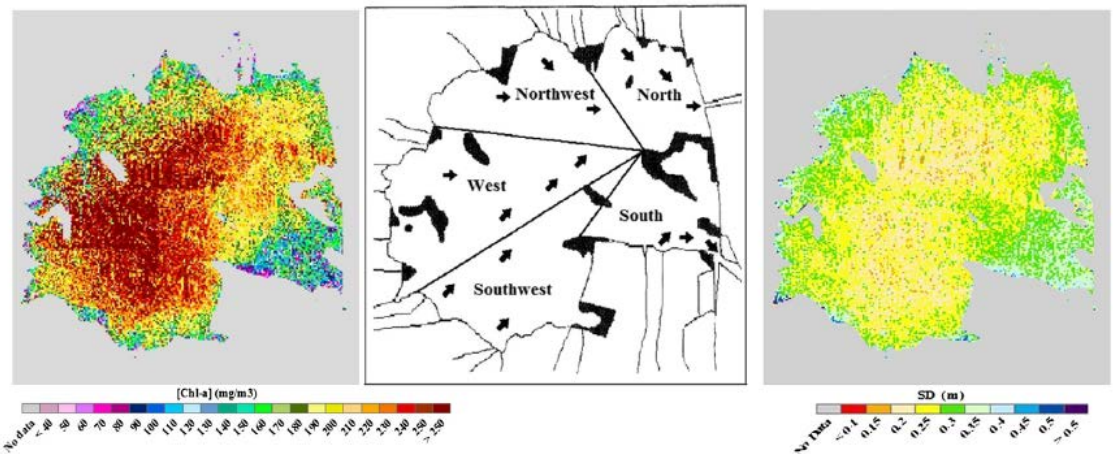

Figura 34. Sectorización de la Albufera de Valencia en función de los flujos de agua (al centro) frente a la concentración de clorofila-a (izquierda) y la transparencia del agua (derecha). (Tomado de Doña et al., 2015).

Adicionalmente, la relativa frecuencia de paso de los satélites y su solapamiento temporal permite estudiar la dinámica de las variables de interés, lo que permite construir dinámicas de evolución espacio temporal como las que se reflejan en la Figura 35 también para la Albufera de Valencia y obtenidas en este caso con los satélites Landsat y con DEIMOS (Doña et al., 2014).

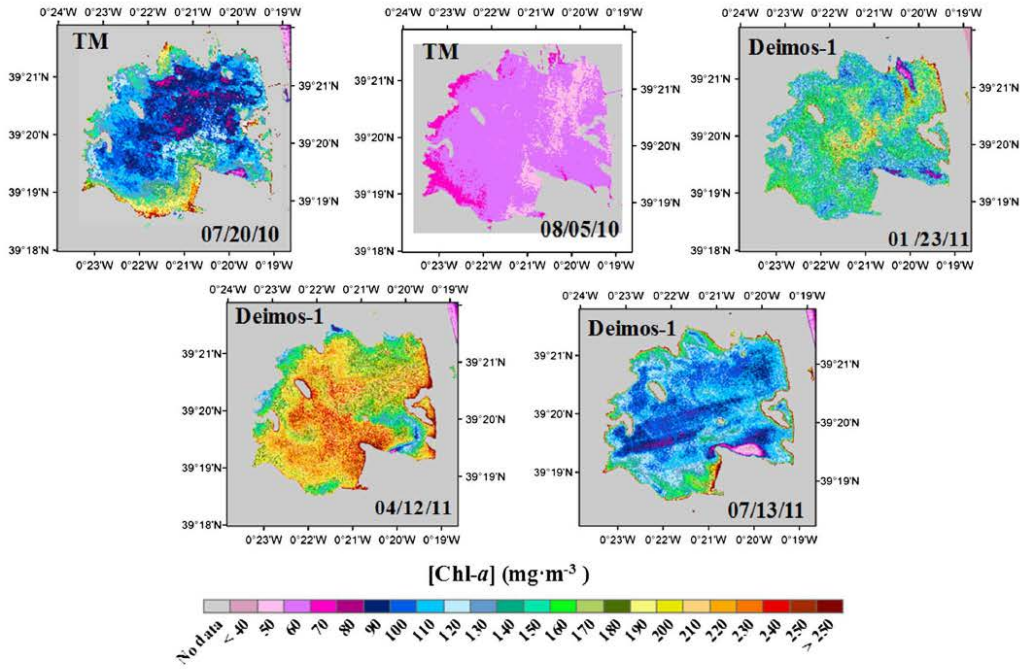

Figura 35. Dinámica de las variables de interés para la Albufera de Valencia

La zona litoral se ve sometida a una creciente entrada de nutrientes relacionada con las actividades humanas, ya sea mediante vertidos directos, como los aliviaderos o golas, ríos, emisarios de aguas subterráneas, o bien por deposiciones atmosféricas. Esta entrada de nutrientes afecta a la productividad primaria del ecosistema marino, la cual se relaciona directamente con el nivel de fitoplancton del sistema. En este caso, se hace uso de la medida de la

concentración de clorofila-a, mediante teledetección, como estimación indirecta de la concentración de fitoplancton.

La Figura 36 muestra un ejemplo específico de aplicación de las técnicas de teledetección a la estimación de clorofila-a en la zona costera de la Comunidad Valenciana.

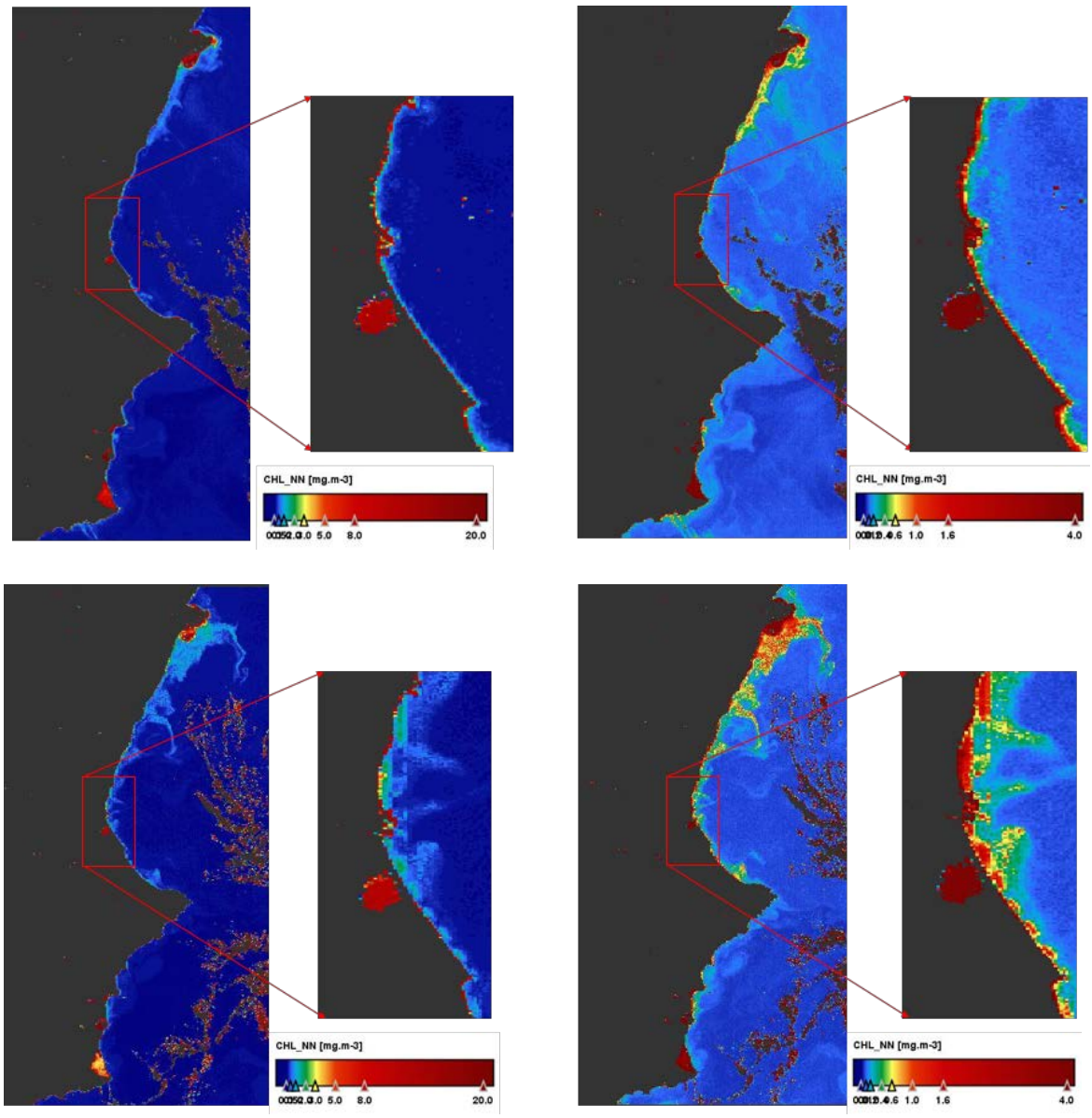

*Figura 36. Imágenes de clorofila-a, respectivamente, del 13 (arriba) y del 17 (abajo) de noviembre de 2017 obtenidas por medio del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea con una resolución de **300 m x 300 m**. En ambos casos, la escala de color de las dos imágenes de la izquierda, cubre todos los valores de la imagen, entre **0 y 20 mg.m^{-3}**, aproximadamente, mientras que la escala de color de las dos imágenes de la derecha, también en ambos casos, se ha optimizado para cubrir los valores más significativos en la zona de estudio, entre **0 y 4 mg.m^{-3}**, aproximadamente.*

La teledetección, como técnica para el seguimiento de la clorofila-a produce un volumen de datos muy elevado. Además de la cobertura global, los datos con alta periodicidad permiten observar variaciones de este parámetro, desde prácticamente diarias a mensuales, estacionales y a más largo plazo. Las dos series de imágenes anteriores confirman esta afirmación, siendo imágenes adquiridas dentro de una misma semana del mes de noviembre de 2017. En la Comunidad Valenciana, es significativo el uso de la teledetección para el diagnóstico del estado ecológico de sus costas ante procesos como la eutrofización producida por el aumento de la concentración de nutrientes provenientes del litoral antes mencionado, así como la gestión de posibles vertidos accidentales y de los vertidos de emisarios submarinos.

En imágenes de concentración de clorofila-a como las de los días 13 y 17 de noviembre de 2017 (Figura 36), puestas como ejemplo, se observa como los colores azules se corresponden con los valores más bajos de concentración de clorofila-a, valores normales en el Mediterráneo en general. Sin embargo, en zonas costeras, se presentan valores mayores de 1 pudiendo alcanzar hasta 20 mg/m3. Estos valores más elevados se presentan en color rojo intenso y se observan en zonas como el Delta del Ebro, la Albufera de Valencia y el Mar Menor, estos últimos con un alto nivel de eutrofización.

En la ampliación de la zona de interés para el proyecto, en las imágenes de la derecha, se observan flujos de altas concentraciones de clorofila-a del continente al mar. De hecho, tras la correlación con la presencia de emisarios y aliviaderos dispuestos en la zona, que se presenta más adelante, se comprueba que estos son algunos de los causantes de estas fuertes variaciones junto a desembocaduras de ríos como el Turia y el Júcar y golas como la de la Albufera.

El seguimiento de la clorofila-a con teledetección puede incluso ser **efectivo** para realizar un diagnóstico rápido ante posibles **vertidos de fuentes puntuales y no puntuales,** así como la posibilidad de **complementar** y **optimizar** zonas de control *in situ* y lograr potenciar una respuesta rápida que evite alteraciones drásticas en la ecología costera valenciana de alto valor tanto ambiental como económico.

Es indudable que las técnicas de Observación de la Tierra con sistemas de teledetección por satélite son de aplicación directa en la **toma de decisiones en relación con la gestión de los recursos hídricos en aguas continentales y costeras**, dadas la extraordinaria resolución radiométrica y suficientes resoluciones espacial y temporal de los sistemas actuales, especialmente los que componen el Programa Copernicus de la Comisión Europea.

7. Evaluación de indicadores de impacto

7.1 Calidad del aire

La Red de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica de la Generalitat Valenciana incluye dos zonas dentro del área de estudio: Zona ES1007, Turia (A. Costera) y Zona ES1009, Júcar – Cabriel (A. Costera).

Los agentes contaminantes que se miden son: Dióxido de azufre, Dióxido de nitrógeno (ver Figura 38), Monóxido de carbono, Partículas en suspensión inferiores a 10 micras, Partículas en suspensión inferiores a 2,5 micras, Ozono, Arsénico, Cadmio, Níquel, Plomo y Benzo(a)Pireno.

Las estaciones incluidas en la Zona Turia (A. Costera) son: Vilamarxant Polideportivo Municipal, Paterna CEAM, Torrent Bombeo de Aguas potables, Valencia Oficina Parque Natural Albufera.

Las estaciones incluidas en la Zona Júcar – Cabriel (A. Costera) abarcan los siguientes municipios: Alberic, Alcàntera de Xúquer, L'Alcúdia, Alfarp, Algemesí, Alginet, Alzira, Antella, Beneixida, Benifaió, Benimodo, Benimuslem, Carcaixent, Cárcer, Carlet, Catadau, Cotes, L'Ènova, Gavarda, Guadassuar, Llombai, Manuel, Masalavés, Monserrat, Montroy, La Pobla Llarga, Rafelguaraf, Real de Montroi, San Juan de Énova, Sellent, Senyera, Sumacàrcer, Tous, Turís, Villanueva de Castellón, Albalat de la Ribera, Almussafes, Benicull de Xúquer, Corbera, Cullera, Favara, Fortaleny, Llaurí, Polinyà de Xúquer, Riola, Sollana y Sueca.

Se han consultado los informes de evaluación de la calidad del aire para el periodo 2012-2016 (RVCAGVA, 2017). Únicamente el ozono superó ligeramente el valor límite en algún periodo en la zona Turia-Costera (Tabla 19) como por ejemplo en la estación de Vilamarxant en el año 2016

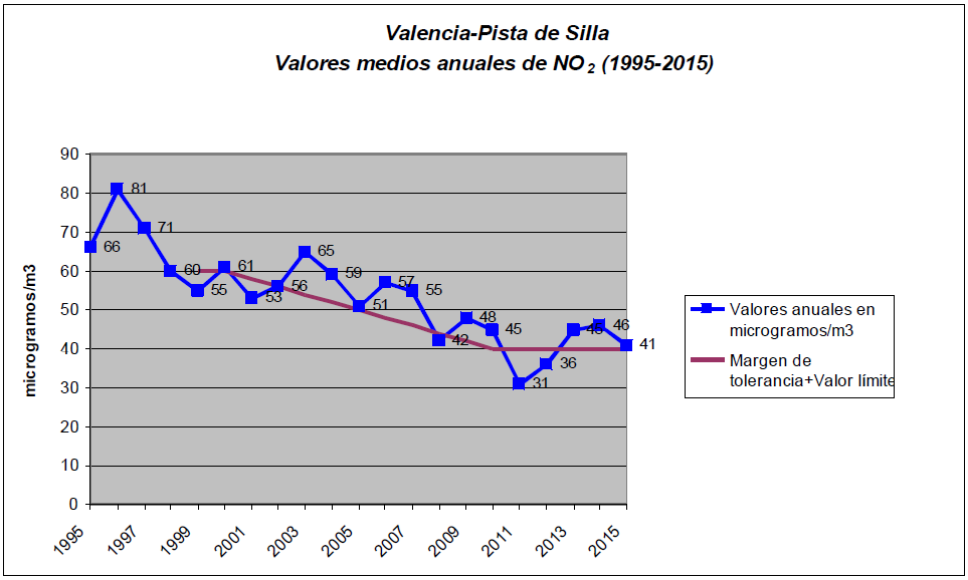

Figura 37. Valores medios anuales de NO_2 (Miró, JV. 2016.)

Tabla 19. Calidad del aire en la zona de estudio RVCAGVA (2017)

CALIDAD DEL AIRE POR OZONO EN EL ÁREA DE ESTUDIO DURANTE EL PERIODO 2012-2016		
ZONA	**Valor objetivo de protección de la salud**	**Valor AOT 40**
Cuenca Turia Costera		
Cuenca Júcar Costera		
≤ valor objetivo		
> valor objetivo		

7.2 Calidad del agua

La DMEM (Directiva Marco de la Estrategia Marina), DOCE; 2008) indica la necesidad de *identificar los aportes de nutrientes de origen antropogénico al medio marino y diferenciarlos de los aportes debidos a otros procesos que también producen enriquecimiento en nutrientes* (Ferreira et al., 2011; MAGRAMA, 2012). ***En la mayoría de los ecosistemas marinos, el nitrato es considerado el principal nutriente que limita la producción primaria***. Cloern (2001) sugirió que los patrones locales de circulación de las masas de agua en superficie (que dependen del viento, la batimetría, la geografía de la cuenca o la intensidad de las descargas de ríos) contribuyen a modular los efectos del enriquecimiento en nutrientes. A estos factores que atenúan la respuesta a la contaminación habría que sumar otros procesos también de origen antropogénico, que podrían dar lugar por múltiples vías a algunos de los "efectos indeseables" atribuibles a eutrofización. Entre estos procesos cabe citar el calentamiento de las masas de agua, la contaminación por sustancias nocivas, la sobrepesca o el enriquecimiento en materia orgánica de origen alóctono. *La eutrofización debe ser evaluada teniendo en cuenta el resto de los Descriptores del Buen Estado Ambiental*. ***Los ecosistemas no responden aisladamente a cada una de las presiones antropogénicas, sino que todas estas señales son procesadas conjuntamente dando lugar a unos efectos que podrían ir más allá de aquellos esperados para cada presión individual.*** Los efectos del enriquecimiento antropogénico de nutrientes sobre el ecosistema dependen de factores hidrológicos y físicos (por ejemplo, de la transparencia de la columna de agua) y de la estructura de la red trófica. Dicho de otro modo, las *consecuencias indeseables* de la eutrofización tal como se definen en la DMEM podrían depender del estado de calidad ambiental de otros Descriptores, y a la inversa, la eutrofización podría afectar al buen estado de algunos de los demás Descriptores (MAGRAMA, 2012).

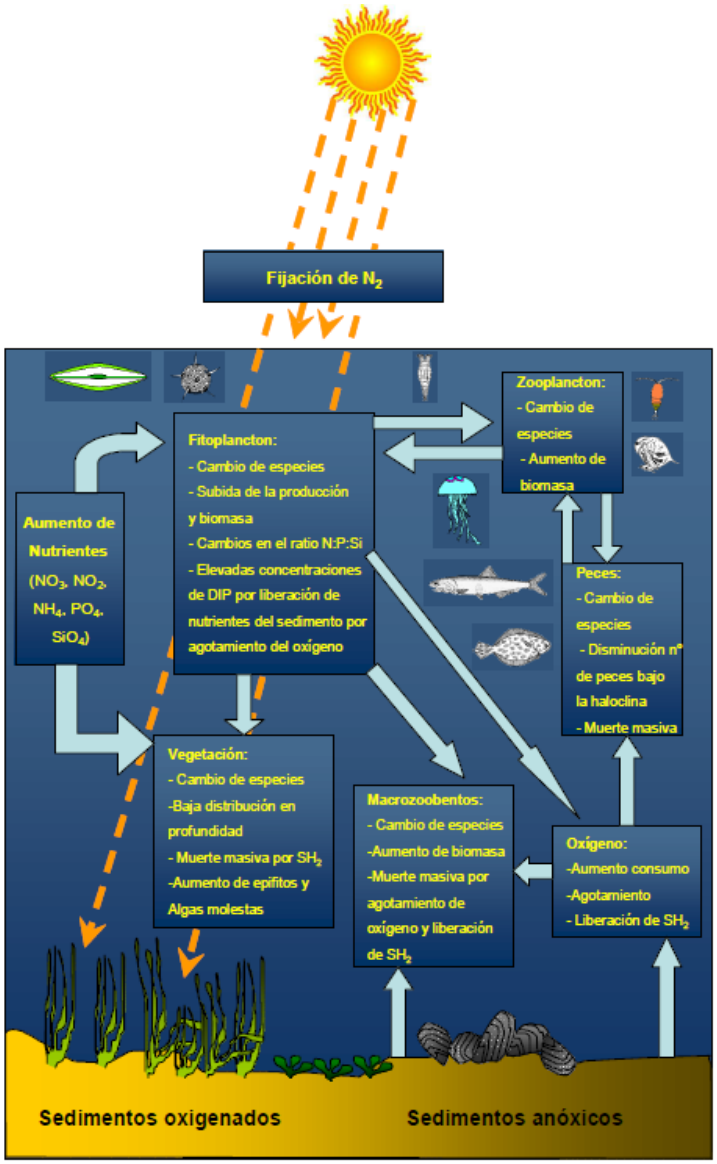

Figura 38. Esquema conceptual de los principales efectos directos e indirectos del enriquecimiento de nutrientes en el medio marino (Fuente: MAGRAMA, 2012)

Tabla 20. Evaluación de presiones masas de agua costeras para la zona de estudio según el PHJ en 2015 (CHJ, 2017)

Evaluación de presiones masas de agua costeras para la zona de estudio según el PHJ en 2015 (CHJ, 2017)										
[Cód. Masa]	[Masa Superficial]	[Año]	[Tipo]	[Naturaleza]	[1. Puntuale:	[2. Difusas]	[4.5 Otras Alt	[5.1 Introdu	[7. Otras Pres.	Antropogér
C007	Costa Norte de Valencia	2015	Costeras	Natural	Significativa	Significativa	Significativa	Significativa	Significativa	
C008	Puerto de Valencia-Cabo de Cullera	2015	Costeras	Natural	Significativa	Significativa	Significativa	Significativa	Significativa	
C0081	Puerto de Valencia	2015	Transición y	Muy modific	Significativa	Significativa	Significativa	Significativa	Significativa	
C009	Cabo Cullera-Puerto de Gandía	2015	Costeras	Natural	Significativa	Significativa	Significativa	No Significat	Significativa	

7.3 Calidad de las aguas superficiales

A partir de los datos que se muestran en la memoria del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del rio Xúquer (CHJ, 2015) se ha identificado el estado actual de las aguas superficiales. La época de estudio corresponde al periodo comprendido entre los años 2009 a 2012 ambos inclusive. Se indican los valores medios de cada parámetro para ese periodo en los diferentes tramos de cada subcuenca (Figura 39): Túria, Poyo, Picassent, Magro y Xúquer. Los criterios de evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental corresponden a los establecidos en el RD 817/2015 (BOE 2015) (Tabla 21).

Tabla 21. Indicadores e índices para la evaluación y el estado de la calidad de las aguas superficiales (BOE, 2015).

INDICADOR	**NOMBRE DEL ÍNDICE**	**ACRÓNIMO**
BIOLÓGICO	Índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party)	IBMWP
	Índice de poluosensibilidad específica	IPS
	Índice de integridad biótica	IBI
HIDROMORFOLÓGICO	Índice de calidad del bosque de ribera	QBR
	Caudal ecológico	Qeco
FISICO-QUÍMICOS	pH	pH
	Oxígeno disuelto (mg/L)	Oxígeno
	Amonio (mg NH_4/L)	Amonio
	Fosfatos (mg PO_4/L)	Fosfatos
	Nitratos (mg NO_3/L)	Nitratos

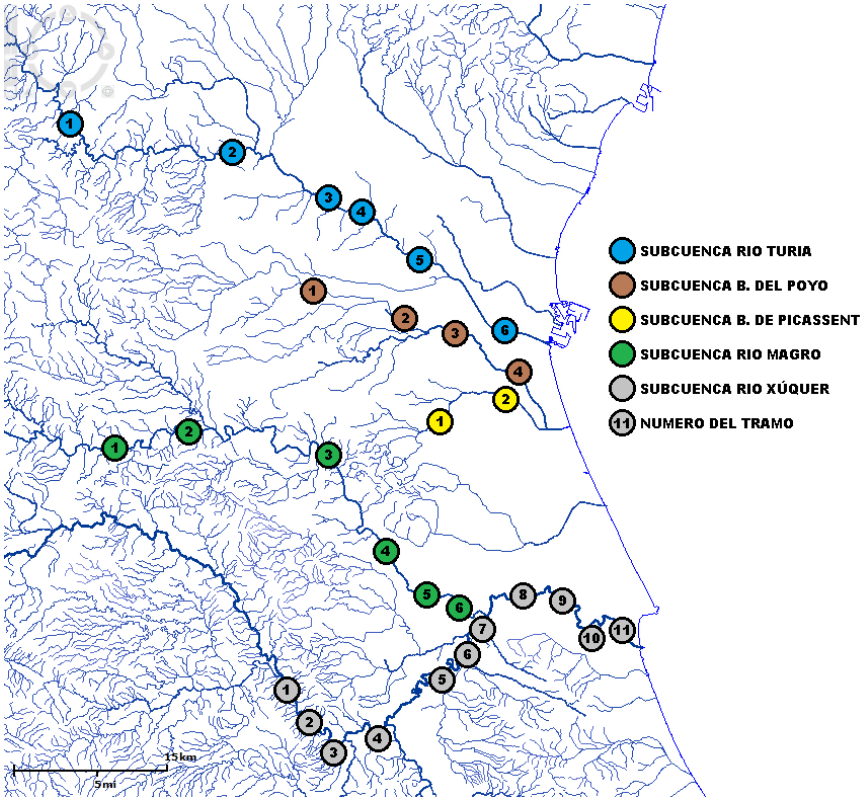

Figura 39. Distribución y localización de los tramos utilizados para el análisis de la calidad del agua en las subcuencas del área de estudio (elaboración propia a partir de datos proporcionados por CHJ, 2015).

A partir de los datos obtenidos se realizaron fichas de calidad (Figura 40) y se elaboraron tablas de los resultados y la evaluación de cada uno de los tramos correspondientes a las cinco subcuencas hidrográficas de la zona de estudio. Los datos que se indican corresponden a la media de los valores proporcionados por la CHJ (2017) para el periodo de 2009 a 2012.

FICHA DE CALIDAD PARA LOS DIFERENTES TRAMOS ESTUDIADOS					
CÓDIGO CHJ	**NOMBRE**			**TIPO**	**Km**
15.13	**Río Túria: E. Loriguilla - Río Sot**			**RT09**	**10,3**
VALORES					
INDICADOR			**ESTADO**		
Biológico	**Hidromorfológico**	**Físico-Químico**	**Ecológico**	**Químico**	**Evaluación**
Bueno	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Bueno**	**Bueno**	**Bueno o Mejor**
IMBWP		**IPS**		**IBI**	

106,33 (Bueno)	**(No Evaluado)**	**(No Evaluado)**
QBR **25,00 (Peor que Muy Bueno)**	**Qeco** **Peor que Bueno**	
Oxígeno Disuelto (mg/L) **9,94 (Bueno)**	**Saturación %** **100,82 (Bueno)**	**pH** **8,13 (Muy Bueno)**
Amonio (mg/L) **0,03 (Muy Bueno)**	**Nitratos (mg/L)** **4,08 (Muy Bueno)**	**Fósforo (mg/L)** **0,03 (Muy Bueno)**
INCORPORACIONES: **Vertidos Controlados de Origen Industrial:** **Vertidos Controlados de Origen Urbano: 130.568**		
OBSERVACIONES: **Calidad general buena o muy buena en todos los parámetros**		

Figura 40. Ejemplo de ficha para la elaboración de la tablas de evaluación de los tramos de cada subcuenca.

Subcuenca río Túria. Se han analizado los últimos siete tramos del Rio Túria, comprendidos entre el embalse de Loriguilla y su desembocadura al mar, definidos por la Confederación Hidrográfica del Túria con un total de 77,3 Km y la incorporación del Río Sot, el Bco. Teulada y el Ayo Granolera. Con un total de vertidos autorizados de origen industrial que se sitúan en un máximo de 20.327.111 metros cúbicos anuales y con un total de vertidos autorizados de origen urbano del orden de 2.385.503 metros cúbicos anuales (Tablas 22 y 23).

Tabla 22. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Rio Túria (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

RÍO TÚRIA						
TRAMO	**INDICADOR**			**ESTADO**		
Nombre (km)	**Biológico**	**Hidromorfológico**	**Físico-Químico**	**Ecológico**	**Químico**	**Evaluación**
15.13 Embalse Loriguilla-Rio Sot (10,3 km)	**Bueno**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Bueno**	**Bueno**	**Bueno o Mejor**
15.14 Río Sot - Bco.	**Moderado**	**Peor que Muy**	**Muy**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que**

Teulada (32,3 km)		**Bueno**	**Bueno**			**Bueno**
15.15 Bco. Teulada - Ayo Granolera (9,0 km)	**Moderado**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
15.16 Ayo. Granolera-Az. Manises (3,8 km)	**Moderado**	**Muy Bueno**	**Bueno**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
15.17 Az. Manises - Az. Ac. Tormos (5,6 km)	**Deficiente**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Deficiente**	**No Alcanza**	**Peor que Bueno**
15.18 Az. Ac. Tormos - Nuevo cauce (3,4 km)	**Moderado**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno o Superior**	**Moderado**	**No Alcanza**	**Peor que Bueno**
15.19 Nuevo cauce – Mar (12,9 km)	**No Evaluado**	**No Evaluado**	**No Evaluado**	**Bueno o Superior**	**Bueno**	**Bueno o Mejor**

Los indicadores biológicos comienzan en BUENO, para pasar a MODERADO, después de la incorporación del Rio Sot y los primeros vertidos autorizados, tanto industriales y urbanos. En el quinto tramo alcanza la calificación de DEFICIENTE, aunque luego se recupera algo pasando a MODERADO. La baja calidad de este Índice puede deberse a la tipología y características de los vertidos. El indicador hidromorfológico se sitúa prácticamente en todos sus tramos como BUENO. El indicador físico-químico es BUENO o MUY BUENO en todos los tramos. Tanto el estado ecológico como el químico presentan características parecidas a los indicadores biológico, hidromorfológico y físico-químico. Estos hechos condicionan el estado ecológico general de cada uno de los tramos adquiriendo mayoritariamente la calificación de MODERADO y en menor medida BUENO. Exceptuando el primer y último tramo (BUENO O MEJOR), el resto se han evaluado como PEOR QUE BUENO (Tabla 25).

Por lo que respecta a los parámetros físico-químicos (Tabla 26), la concentración de oxígeno disuelto se sitúa entre 9,21 y 10,01 mg/L en todos los tramos analizados, lo cual indica niveles BUENOS de oxígeno. La concentración de Nitratos se sitúa entre 4,08 y 19,20 mg/L en los tramos aguas arriba del río Túria, lo que indica niveles MUY BUENOS. En los últimos tramos

cercanos a la desembocadura, los niveles son BUENOS. La concentración de amonio se sitúa entre 0,03 y 0,26 mg/L, obteniendo la calificación de MUY BUENOS para los tramos iniciales y BUENOS para los tramos situados aguas abajo. Los valores de pH presentan poca variabilidad situándose entre 8,09 y 8,17, que los califica de MUY BUENOS en todos los tramos. Los niveles de fósforo se sitúan entre 0,03 y 0,11 mg/L, también con la calificación de MUY BUENOS en todos los tramos.

Tabla 23. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Rio Túria (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

RÍO TÚRIA					
Nombre (km.)	**Oxígeno Disuelto (mg/L)**	**Nitratos (mg/L)**	**Amonio (mg/L)**	**pH**	**Fósforo (mg/L)**
15.13 Embalse Loriguilla-Rio Sot (10,3 km)	**9,94 (Bueno)**	**4,08 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**	**8,13 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
15.14 Río Sot - Bco. Teulada (32,3 km.)	**9,76 (Bueno)**	**5,07 (Muy bueno)**	**0,06 (Muy bueno)**	**8,09 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
15.15 Bco. Teulada - Ayo Granolera (9,0 km.)	**10,01 (Bueno)**	**18,22 (Bueno)**	**0,04 (Muy bueno)**	**8,17 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
15.16 Ayo Granolera - Az. Manises (3,8 km.)	**10,01 (Bueno)**	**18,16 (Bueno)**	**0,06 (Muy bueno)**	**8,17 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
15.17 Az. Manises - Az. Ac. Tormos (5,6 km.)	**9,56 (Bueno)**	**16,72 (Bueno)**	**0,25 (Bueno)**	**8,09 (Muy bueno)**	**0,11 (Muy bueno)**

15.18 Az. Ac. Tormos - Nuevo cauce (3,4 km.)	**9,21 (Bueno)**	**19,20 (Bueno)**	**0,26 (Bueno)**	**8,10 (Muy bueno)**	**0,38 (Bueno)**
15.19 Nuevo cauce – Mar (12,9 km.)	**No Evaluado**	**No Evaluado**	**No Evaluado**	**No Evaluado**	**No Evaluado**

Subcuenca Rambla del Poyo. En la Rambla del Poyo se han analizado cuatro tramos, comprendidos entre su cabecera y su desembocadura en el Lago de la Albufera. Esta subcuenca incluye el Barranco de Cavals. Según la Confederación Hidrográfica su longitud es de 58 Km. El total de vertidos autorizados son de origen industrial y urbano; los primeros con un máximo de 717.606 m3 anuales y los segundos con un total de 1.619.568 m3 anuales (Tablas 24 y 25).

Tabla 24. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo de la Rambla del Poyo (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

RAMBLA POYO						
TRAMO	**INDICADOR**			**ESTADO**		
Nombre (km.)	**Biológico**	**Hidromorfológico**	**Físico-Químico**	**Ecológico**	**Químico**	**Evaluación**
16.01 Cabecera - Bco. Cavalls (26,6 km.)	**No Evaluado**	**No Evaluado**	**Moderado**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
16.02 Cavalls – Paiporta (18,8 km.)	**No Evaluado**	**No Evaluado**	**Bueno**	**Bueno**	**Bueno**	**Bueno o Mejor**
16.03 Paiporta - Parque Albufera	**Deficiente**	**Peor que Muy Bueno**	**Moderado**	**Deficiente**	**No Alcanza**	**Peor que Bueno**

(4,9 km.)						
16.04 Parque Albufera - Lago Albufera (7,7 km.)	**Deficiente**	**Peor que Muy Bueno**	**Moderado**	**Deficiente**	**No Alcanza**	**Peor que Bueno**

Los indicadores biológicos e hidromorfológicos en los tramos analizados (desde el municipio de Paiporta hasta su desembocadura en el lago de la Albufera) presentan una calificación DEFICIENTE y PEOR QUE MUY BUENO respectivamente. En general el estado ecológico es DEFICIENTE y la evaluación PEOR QUE BUENO. Desde el aspecto físico-químico el estado es mayoritariamente MODERADO en todos los tramos (Tabla 27). Estos hechos sugieren que se está aportando continuamente una elevada carga contaminante al lago de la Albufera.

Por lo que se refiere a los parámetros físico-químicos, los niveles de oxígeno disuelto en todos los tramos analizados son BUENOS con una concentración entre 6,35 y 9,61 mg/L. Los niveles de nitratos (36,94 a 61,72 mg/L), amonio (1,76 a 3,02 mg/L) y fósforo (0,44 a 2,46) son MODERADOS con la única excepción del segundo tramo, Bco. Cavalls-Paiporta, en el que los valores de estos parámetros son MUY BUENOS. El valor de pH es de MUY BUENO a BUENO (8,25 a 7,63). La calidad del agua disminuye considerablemente después del segundo tramo hasta su desembocadura en el lago de la Albufera (Tabla 25).

Tabla 25. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo de la Rambla del Poyo (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

RAMBLA POYO					
Nombre (km)	**Oxígeno Disuelto (mg/L)**	**Nitratos (mg/L)**	**Amonio (mg/L)**	**pH**	**Fósforo (mg/L)**
16.01 Cabecera - Bco. Cavalls (26,6 km.)	**9,61 (Bueno)**	**36,94 (Moderado)**	**3,02 (Moderado)**	**8,25 (Muy bueno)**	**2,46 (Moderado)**
16.02 Cavalls – Paiporta (18,8 km.)	**9,92 (Bueno)**	**4,11 (Muy bueno)**	**0,04 (Muy bueno)**	**8,21 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
16.03 Paiporta	**6,35**	**61,72**	**1,76**	**7,63**	**0,44**

- Parque Albufera (4,9 km.)	**(Bueno)**	**(Moderado)**	**(Moderado)**	**(Bueno)**	**(Moderado)**
16.04 Parque Albufera - Lago Albufera (7,7 km.)	**6,35 (Bueno)**	**61,72 (Moderado)**	**1,76 (Moderado)**	**7,63 (Bueno)**	**0,44 (Moderado)**

Subcuenca Barranco de Picassent. En la subcuenca del Bco. de Picassent se han analizado dos tramos, comprendidos entre su cabecera y su desembocadura en el Lago de la Albufera. Tiene una longitud de 14,3 Km. El total de vertidos autorizados es de 552.945 m3 anuales, correspondiendo mayoritariamente a un origen urbano (540.515 m3) y en menor cantidad a vertidos de origen industrial (12.430 m3) (Tablas 26 y 27).

Tabla 26. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Barranco de Picassent (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

BARRANCO DE PICASSENT						
TRAMO	**INDICADOR**			**ESTADO**		
Nombre (km.)	**Biológico**	**Hidromorfológico**	**Físico-Químico**	**Ecológico**	**Químico**	**Evaluación**
17.01 Cabecera - Parque Albufera (8,7 km.)	**Bueno**	**Peor que Muy Bueno**	**Moderado**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
17.02 Parque Albufera - Lago Albufera (5,4 km.)	**Deficiente**	**Peor que Muy Bueno**	**Moderado**	**Deficiente**	**Bueno**	**Peor que Bueno**

Los indicadores biológicos comienzan en BUENO, para pasar a DEFICIENTE, después de la incorporación de los primeros vertidos autorizados, tanto industriales como urbanos. Lo que nos da información de calidad de las aguas que aporta al Lago de la Albufera. El indicador hidromorfológico en sus dos tramos se califica como PEOR QUE MUY BUENO. El indicador físico-químico es MODERADO. Aunque la calidad química del agua es BUENA su estado ecológico es de MODERADO a DEFICIENTE siendo su evaluación PEOR QUE BUENO.

Respecto a los parámetros físico-químicos (Tabla 27), los niveles de oxígeno disuelto son BUENOS en todos los tramos analizados, situándose entre 10,41 y 10,75 mg/L. Las concentraciones de nitratos son MODERADAS en todos los tramos, oscilando entre 28,63 y 30,89 mg/L. La mayor concentración se da en la desembocadura en el lago de la Albufera. Los valores de amonio, pH y fósforo son MUY BUENOS en los dos tramos analizados.

Tabla 27. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Barranco de Picassent (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

BARRANCO DE PICASSENT					
Nombre (km.)	**Oxígeno Disuelto (mg/L)**	**Nitratos (mg/L)**	**Amonio (mg/L)**	**pH**	**Fósforo (mg/L)**
17.01 Cabecera - Parque Albufera (8,7 km.)	**10,41 (Bueno)**	**30,89 (Moderado)**	**0,09 (Muy bueno)**	**7,65 (Muy bueno)**	**0,06 (Muy bueno)**
17.02 Parque Albufera - Lago Albufera (5,4 km.)	**10,75 (Bueno)**	**28,63 (Moderado)**	**0,06 (Muy bueno)**	**7,71 (Muy bueno)**	**0,06 (Muy bueno)**

Subcuenca Río Magro. Se han analizado seis tramos del Rio Magro, comprendidos entre el embalse de Forata y su desembocadura en el Rio Xúquer. Su longitud es de 67,7 Km. Incluye la incorporación del Río Buñol. El total de vertidos autorizados de origen industrial es de 52.362 metros cúbicos anuales y los de origen urbano son del orden de 3.000.000 metros cúbicos anuales (Tablas 28 y 29).

Tabla 28. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Rio Magro (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

RÍO MAGRO						
TRAMO	**INDICADOR**			**ESTADO**		
Nombre (km.)	**Biológico**	**Hidromorfológico**	**Físico-Químico**	**Ecológico**	**Químico**	**Evaluación**
18.32.07 E. Forata – Bonetes (8,2 km.)	**Bueno**	**Peor que Muy Bueno**	**Moderado**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
18.32.08 Bonetes - Río Buñol (9,3 km.)	**Moderado**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
18.32.09 Río Buñol – Alfarp (26,2 km.)	**Moderado**	**Peor que Muy Bueno**	**Muy Bueno**	**Moderado**	**No Alcanza**	**Peor que Bueno**
18.32.10 Alfarp – Carlet (12,9 km.)	**Malo**	**Peor que Muy Bueno**	**Moderado**	**Malo**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
18.32.11 Carlet – Algemesí (6,3 km.)	**Malo**	**Peor que Muy Bueno**	**Moderado**	**Malo**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
18.32.12 Algemesí - Río Xúquer (4,8 km.)	**Deficiente**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Deficiente**	**Bueno**	**Peor que Bueno**

La calidad general de los dos primeros tramos resulta de MODERADA a BUENA, a pesar de la evidente eutrofización del embalse de Forata y de los vertidos de origen urbano que soportan, especialmente el tramo Bonete-Río Buñol. En el tercer tramo (Río Buñol-Alfarp) la incorporación del río Buñol provoca la mejora de las características Físico-Químicas del agua, pero el aumento

de los vertidos urbanos rebaja los índices biológicos y el estado ecológico de las aguas. En los dos siguientes tramos (Alfarp-Carlet y Carlet-Algemesí) la incorporación de la rambla Algoder así como la presencia de una zona de agricultura intensiva dispara los índices biológicos y el estado ecológico hasta la categoría de MALOS debido al incremento de los vertidos industriales y sobre todo urbanos. En el último tramo (Algemesí-Río Xúquer) mejoran los índices y el estado de las aguas en general, aunque el indicador biológico y el estado ecológico de las aguas son DEFICIENTES. En todos los tramos la evaluación es PEOR QUE BUENA (Tabla 28).

Tabla 29. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Rio Magro (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

RÍO MAGRO					
Nombre (km.)	**Oxígeno Disuelto (mg/L)**	**Nitratos (mg/L)**	**Amonio (mg/L)**	**pH**	**Fósforo (mg/L)**
18.32.07 E. Forata – Bonetes (8,2 km.)	**10,04 (Bueno)**	**0,69 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**	**8,29 (Muy bueno)**	**1,10 (Moderado)**
18.32.08 Bonetes - Río Buñol (9,3 km.)	**10,00 (Bueno)**	**0,65 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**	**8,28 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
18.32.09 Río Buñol – Alfarp (26,2 km.)	**9,29 (Bueno)**	**9,60 (Muy bueno)**	**0,05 (Muy bueno)**	**8,18 (Muy bueno)**	**0,09 (Muy bueno)**
18.32.10 Alfarp – Carlet (12,9 km.)	**12,27 (Bueno)**	**6,26 (Muy bueno)**	**0,06 (Muy bueno)**	**8,23 (Muy bueno)**	**0,10 (Muy bueno)**
18.32.11 Carlet – Algemesí (6,3 km.)	**10,53 (Bueno)**	**5,40 (Muy bueno)**	**0,80 (Moderado)**	**7,90 (Muy bueno)**	**0,51 (Moderado)**
18.32.12 Algemesí - Río Xúquer	**11,51 (Bueno)**	**21,95 (Bueno)**	**0,15 (Muy bueno)**	**8,11 (Muy bueno)**	**0,24 (Bueno)**

(4,8 km.)					

Respecto a los parámetros físico-químicos, la concentración de oxígeno disuelto se sitúa entre 9,29 y 12,27 mg/L, lo que los califica como niveles BUENOS, en todos los tramos analizados. Los niveles de nitratos se sitúan entre 0,65 y 21,95 mg/L, lo que los califica como niveles MUY BUENOS en los tramos iniciales, aunque la incorporación de vertidos urbanos y la influencia de la elevada actividad agrícola de la comarca de La Ribera Alta provocan un aumento sobretodo en la desembocadura en el Rio Xúquer disminuyendo la calificación a BUENOS. La concentración de amonio se sitúa entre 0,03 y 0,80 mg/L lo que los califica con MUY BUENOS en la mayoría de los tramos, aunque como en el caso de los nitratos, se disparan en los tramos finales al acercarse a la desembocadura, alcanzando la calificación de MODERADO (0,8 mg/L). Los valores de pH se sitúan entre 7,90 y 8,29, que los califica de MUY BUENOS en todos los tramos. Los niveles de fósforo se sitúan entre 0,03 y 1,10 mg/L que los califica de MUY BUENOS en tres de los tramos, para situarse en MODERADO en los otros dos tramos.

Subcuenca río Xúquer. En esta subcuenca se han analizado los últimos once tramos del Rio Xúquer, comprendidos entre el embalse de Tous y su desembocadura en el mar Mediterráneo. Su longitud es de 73,3 Km. Incluye la incorporación de los Ríos Sellent, Albaida, Verde y Magro, así como la Rbla. de la Casella. El total de vertidos autorizados de origen industrial llega hasta un máximo de 13.647.207 metros cúbicos anuales, mientras que los vertidos autorizados de origen urbano son del orden de 6.420.707 metros cúbicos anuales (Tablas 30 y 31).

Tabla 30. Indicadores y estado de la calidad del agua en cada tramo del Rio Xúquer (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración propia

RÍO XÚQUER						
TRAMO	**INDICADOR**			**ESTADO**		
Nombre (km.)	**Biológico**	**Hidromorfológico**	**Físico-Químico**	**Ecológico**	**Químico**	**Evaluación**
18.26 E. Tous - Az. Ac. Escalona (3,5 km.)	**Deficiente**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Deficiente**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
18.27 Az. Ac. Escalona - Az. Antella (7,1 km.)	**Moderado**	**Peor que Muy Bueno**	**Muy Bueno**	**Moderado**	**Bueno**	**Peor que Bueno**
18.28 Az. Antella -	**Deficiente**	**Peor que Muy Bueno**	**Bueno**	**Deficiente**	**Bueno**	**Peor que Bueno**

Río Sellent (4,5 km.)						
18.29 Río Sellent - Río Albaida (8,7 km.)	Bueno	Peor que Muy Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno o Mejor
18.30 Río Albaida - Rbla. Casella (18,1 km.)	Bueno	Peor que Muy Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno o Mejor
18.31 Rbla. Casella - Río Verde (3,1 km.)	Malo	Peor que Muy Bueno	Moderado	Malo	Bueno	Peor que Bueno
18.32 Río Verde - Río Magro (2,7 km.)	Deficiente	Peor que Muy Bueno	Bueno	Deficiente	Bueno	Peor que Bueno
18.33 Albalat de la Ribera (2,8 km.)	Malo	Peor que Muy Bueno	Bueno	Malo	Bueno	Peor que Bueno
18.34 Albalat de la Ribera - Az. Sueca (7,6 km.)	Malo	Peor que Muy Bueno	Bueno	Malo	No Alcanza	Peor que Bueno
18.35 Az. Sueca - Az. Cullera (5,2 km.)	Deficiente	Peor que Muy Bueno	Bueno	Deficiente	No Alcanza	Peor que Bueno
18.36 Az. Cullera -	Moderado	Peor que Muy Bueno	Bueno	Moderado	No Alcanza	Peor que Bueno

Az. Marquesa (10,0 km.)						

Los indicadores biológicos en los tres primeros tramos (Embaalse de Tous hasta el Azud de Antella-Río Sellent) muestran una calidad del agua DEFICIENTE. La incorporación de los ríos Sellent, Albaida y Rambla Casella, mejora la calidad del agua. Los siguientes cinco tramos, desde Rambla Casella-Río Verde hasta Azud Sueca-Azud Cullera, presentan una calidad MALA o DEFICIENTE. La incorporación del Río Albaida mejora la calidad, pero al llegar a las inmediaciones de Alzira, la calidad pasa a MALA, lo cual es debido a la cantidad de vertidos de origen urbano e industrial. El indicador hidromorfológico es generalmente PEOR QUE MUY BUENO, mientras que el indicador físico-químico es generalmente BUENO. El estado ecológico es en general de DEFICIENTE a MALO, mientras que el estado químico es generalmente BUENO. La evaluación en general es PEOR QUE BUENO (Tabla 30).

Tabla 31. Parámetros físico-químicos del agua en cada tramo del Rio Xúquer (valor medio desde 2009 a 2012). Fuente de datos: CHJ (2015); elaboración Propia

RÍO XÚQUER					
Nombre (km.)	**Oxígeno Disuelto (mg/L)**	**Nitratos (mg/L)**	**Amonio (mg/L)**	**pH**	**Fósforo (mg/L)**
18.26 E. Tous - Az. Ac. Escalona (3,5 km.)	**10,50 (Bueno)**	**5,00 (Muy bueno)**	**0,02 (Muy bueno)**	**8,26 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
18.27 Az. Ac. Escalona - Az. Antella (7,1 km.)	**9,20 (Bueno)**	**4,78 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**	**8,15 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**
18.28 Az. Antella - Río Sellent (4,5 km.)	**9,61 (Bueno)**	**5,64 (Muy bueno)**	**0,07 (Muy bueno)**	**8,23 (Muy bueno)**	**0,05 (Muy bueno)**
18.29 Río Sellent - Río	**9,08 (Bueno)**	**14,35 (Bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**	**8,04 (Muy bueno)**	**0,03 (Muy bueno)**

Albaida (8,7 km.)					
18.30 Río Albaida - Rbla. Casella (18,1 km.)	8,43 (Bueno)	21,75 (Bueno)	0,55 (Bueno)	7,88 (Muy bueno)	0,11 (Muy bueno)
18.31 Rbla. Casella - Río Verde (3,1 km.)	8,06 (Bueno)	25,98 (Moderado)	0,24 (Muy bueno)	7,87 (Muy bueno)	0,13 (Muy bueno)
18.32 Río Verde - Río Magro (2,7 km.)	7,94 (Bueno)	23,41 (Bueno)	0,23 (Muy bueno)	7,86 (Muy bueno)	0,09 (Muy bueno)
18.33 Albalat de la Ribera (2,8 km.)	7,97 (Bueno)	23,51 (Bueno)	0,19 (Muy bueno)	7,83 (Muy bueno)	0,09 (Muy bueno)
18.34 Albalat de la Ribera - Az. Sueca (7,6 km.)	8,09 (Bueno)	23,11 (Bueno)	0,24 (Muy bueno)	7,85 (Muy bueno)	0,13 (Muy bueno)
18.35 Az. Sueca - Az. Cullera (5,2 km.)	8,28 (Bueno)	20,25 (Bueno)	0,24 (Muy bueno)	7,86 (Muy bueno)	0,12 (Muy bueno)
18.36 Az. Cullera - Az. Marquesa (10,0 km.)	9,63 (Bueno)	22,59 (Bueno)	0,19 (Muy bueno)	8,04 (Muy bueno)	0,12 (Muy bueno)

Respecto a los parámetros físico-químicos (Tabla 31), los niveles de oxígeno disuelto se sitúan entre 7,94 y 10,5 mg/L. La concentración de nitratos oscila entre 4,78 y 25,98 mg/L. Los niveles de amonio se sitúan entre 0,02 y 0,55 mg/L. Los valores de pH están comprendidos en el rango de 7,83 a 8,26, mientras que la concentración de fósforo se sitúa entre 0,03 y 0,13 mg/L. En general la valoración de estos parámetros en casi todos los tramos indica que la calidad del agua es de BUENA a MUY BUENA, lo cual está en consonancia con el estado químico, pero contrasta con el indicador biológico y el estado ecológico del agua. Estos hechos sugieren que la principal causa de la mala calidad del agua es debido a los aportes de aguas residuales urbanas.

Estudios realizados en barrancos muestran en general altas concentraciones del catión sodio (Na^+) y del anión cloro (Cl^-) con una clasificación de las aguas cloro- sódicas. y elevado grado de contaminación con elevados parámetros como conductividad eléctrica, pH, sólidos en suspensión, concentración de ion cloruro. Los valores indicadores de alteración de las aguas (sólidos disueltos, cloruros, sodio, DBO entre 9 y 75 mg/L, DQO entre 30 y 45 mg/L) son elevados principalmente en los barrancos que desaguan en el Parque Natural de la Albufera, indicando en este caso elevada salinidad y sodicidad de las aguas para riego (Boluda, 1998; Boluda et al, 2002; Boluda et al., 2013). La Tabla 32 muestra la relación de los puntos de muestreo.

Tabla 32 . Relación de los puntos de muestreo de aguas y suelos

PUNTO DE MUESTREO	NOMBRE DE LA ACEQUIA	CÓDIGO AGUA	TÉRMINO MUNICIPAL
1	Sèquia del Barranc	AB-1	Alginet
2	Sèquia de Sollana	AB-2	Algemesí
3	Sèquia Mare	AB-3	Algemesí
4	Ullal Gros	AB-4	Albalat de la Ribera
5	Sèquia de Busques	AB-5	Sueca
6	El Sequial	AB-6	Sueca
7	Ullal de Baldoví	AB-7	Sueca
8	Sèquia Nova de la Socarrada	AB-8	Sueca
9	Sèquia Cubella	AB-9	Sollana
10	Sèquia Dreta	AB-10	Sueca
11	Sèquia del Pont Nou	AB-11	Sollana
12	Sèquia de l'Assarb	AB-12	Sollana
13	Sèquia del Molí (abajo)	AB-13	Silla
14	Sèquia del Molí (arriba)	AB-14	Silla
15	Sèquia Reial del Xúquer (abajo)	AB-15	Silla

16	Sèquia Reial del Xúquer (arriba)	AB-16	Alcàcer
17	Sèquia del Comú (arriba)	AB-17	Silla
18	Sèquia del Comú (abajo)	AB-18	Silla
19	Sèquia d'Albal (abajo)	AB-19	Catarroja
20	Sèquia del Port de Catarroja (abajo)	AB-20	Catarroja
21	**Sèquia del Port de Catarroja (arriba)**	**AB-21**	**Catarroja**
22	Sèquia d'Albal (arriba)	AB-22	Catarroja
23	Sèquia de la Font del Fus	AB-23	Massanassa
24	**Barranc de Xiva**	**AB-24**	**Massanassa**
25	Sèquia del Comunet (abajo)	AB-25	Massanassa
26	**Sèquia Nova (arriba)**	**AB-26**	**Alfafar**
27	**Sèquia Nova (abajo)**	**AB-27**	**Alfafar**
28	Sèquia del Or	AB-28	Castellar-Oliveral-Pinedo
29	**Sèquia Font del Bony**	**AB-29**	**Catarroja**
30	Barranc de la Forca	AB-30	Alginet
31	**Sèquia del Comunet (arriba)**	**AB-31**	**Massanassa**
32	**Sèquia del Rei**	**AB-32**	**Cullera**

Los principales resultados obtenidos indican un nivel de contaminación importante generalizada que sobrepasan los estándares de calidad. Los principales parámetros indicativos son: DBO_5, DQO, nitratos, nitritos, amonio y fósforo, siempre por encima de los límites de calidad establecidos. Además, se han detectado metales como cobre, niquel, zinc y cromo, así como surfactantes aniónicos. Las acequias más contaminadas son: Nova (Alfafar), Or (Castellar-Oliveral), Port de Catarroja, Comunet (Massanassa) y Font del fus (Massanassa). Un análisis de componentes principales ha mostrado que la toxicidad de las aguas se debe a tres componentes: toxicidad potencial, relacionado con la presencia de índices químicos y metales pesados (46% de la varianza) asociado a una contaminación exógena indirecta debida al impacto de las actividades urbanas e industriales; pesticidas, debido a contaminación exógena directa relacionada con las actividades agrícolas (21% de la varianza total); y salinidad, que está relacionada con la naturaleza de un humedal costero influenciado por el agua de mar (15% de la Varianza).

Figura 41 . Acequia del Port de Catarroja, Abril, 2017 en la que se puede apreciar el estado de eutrofización (R. Boluda)

Figura 42 . Acequia Nova Alfafar (arriba en 1999, abajo en 2017) eutrofizada por vertidos urbanos e industriales.

Figura 43. Acequia del Rey Mareny de Barrauetes en Julio, 2017 (R. Boluda)

Las zonas costeras están sujetas al flujo de las aguas subterráneas, ya sea como manantiales submarinos o filtraciones diseminadas. Las masas de agua subterránea se definen según la Confederación hidrográfica del Júcar como las aguas que se encuentran bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo. ***En el ámbito de la comunidad valenciana se localizan 90 masas de agua subterránea y 26 masas de agua impermeables o acuíferos de interés local. Los recursos hidráulicos subterráneos adquieren en la Comunidad Valenciana una enorme importancia, pues son la fuente principal de los abastecimientos de agua***.

Debido a la dinámica hidráulica subterránea y su escasa difusión y propagación la contaminación en aguas subterráneas permanece y puede actuar como emisor durante muchos años. El tipo de contaminación más frecuente es el agrícola debido a la elevada aplicación de fertilizantes, que se infiltran directamente al acuífero. Aunque también es frecuente la intrusión marina dada la sobreexplotación de acuíferos. ***En la Comunidad Valenciana la contaminación de nitratos es la más frecuente debida a la agricultura que ha multiplicado sus niveles en los últimos años***. Se han alcanzado alrededor de 2000kg/ha/año en las zonas de cultivos hortícolas. ***La contaminación por pesticidas también es frecuente siendo los organofosforados y carbamatos los más frecuentes***, aunque actualmente existen grandes restricciones a su uso. Los efectos de la ganadería pueden provocar contaminaciones puntuales. La salinización de las aguas se aprecia en las zonas costeras mientras que la industrial abarca las zonas más industriales de la provincia.

La zona de estudio se localiza prácticamente en su totalidad sobre materiales de textura gruesa lo que condiciona la permeabilidad de los suelos y por lo tanto afectan a la vulnerabilidad de los acuíferos presentes en la zona de estudio, así como la accesibilidad de ellos.

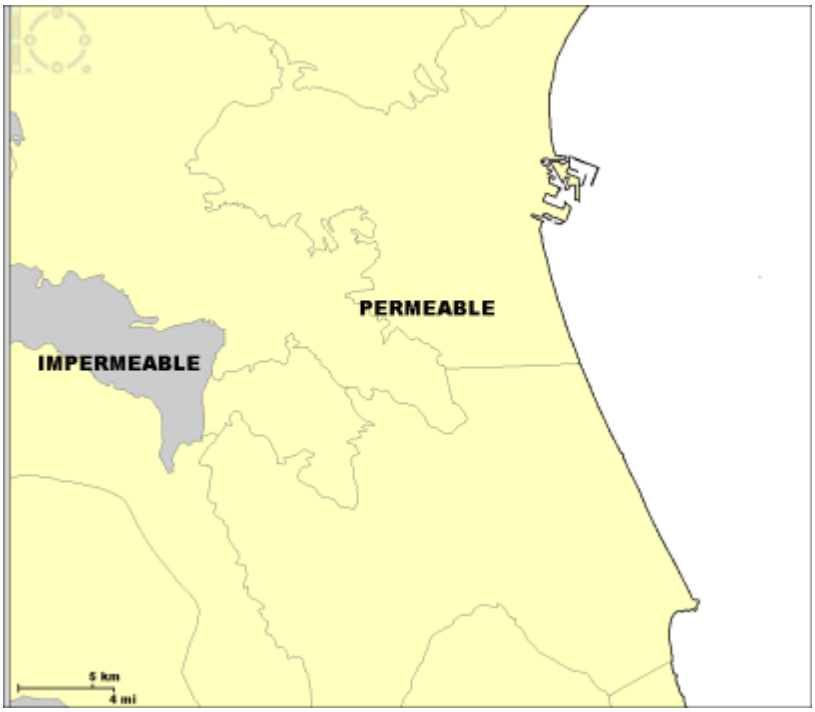

Figura 44. Permeabilidad de los acuíferos (Fuente, CHJ 2017)

La accesibilidad de los acuíferos de la zona de estudio se clasifica en tres rangos, las zonas de color rojo corresponden a lugares en los que afloran materiales calcáreos de gran dureza (cabo de Cullera) o zonas en las que el acceso al acuífero se ve impedido por los niveles de protección de la zona (parque de la ALBUFERA). En segundo lugar, aparecen las zonas de color crema, corresponde a zonas en las que el acceso al acuífero es moderado por el espesor y tipo de materiales que afloran. Por último, las zonas verdes son la mayor accesibilidad y que corresponden a las zonas más permeables y las que soportan una mayor carga agrícola (regadíos intensivos con gran cantidad de incorporación de abonos y productos fitosanitarios), lo que va a condicionar la contaminación del acuífero.

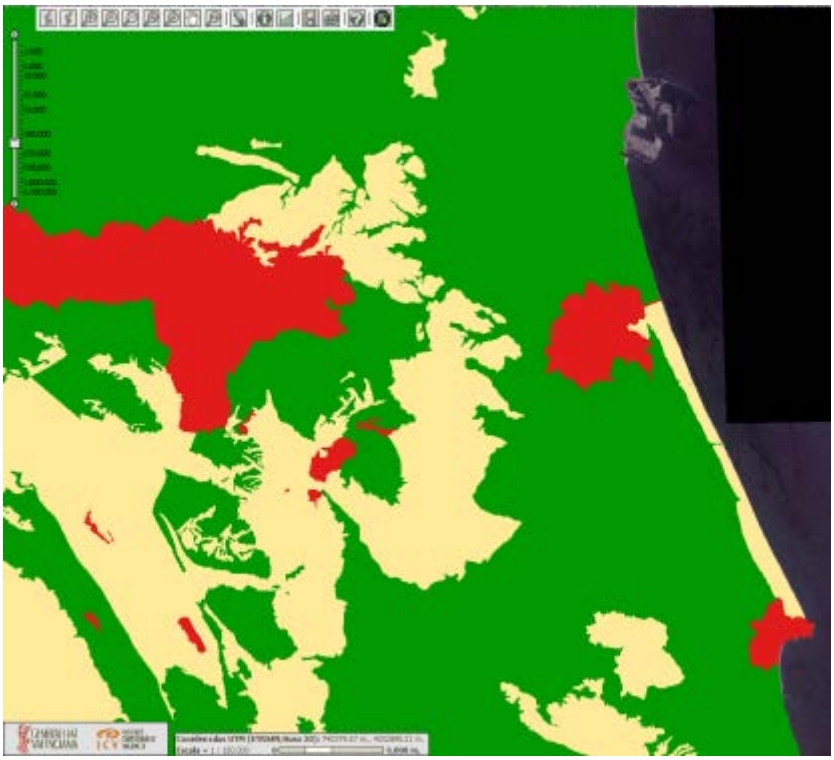

Figura 45. Accesibilidad da los Acuíferos (Fuente, VWCTGVA 2017)

Baja | Media | Alta

La vulnerabilidad de los acuíferos presentes en la zona de estudio se van a ver condicionados por lo comentado en los apartados anteriores y se manifiestan en el mapa siguiente.

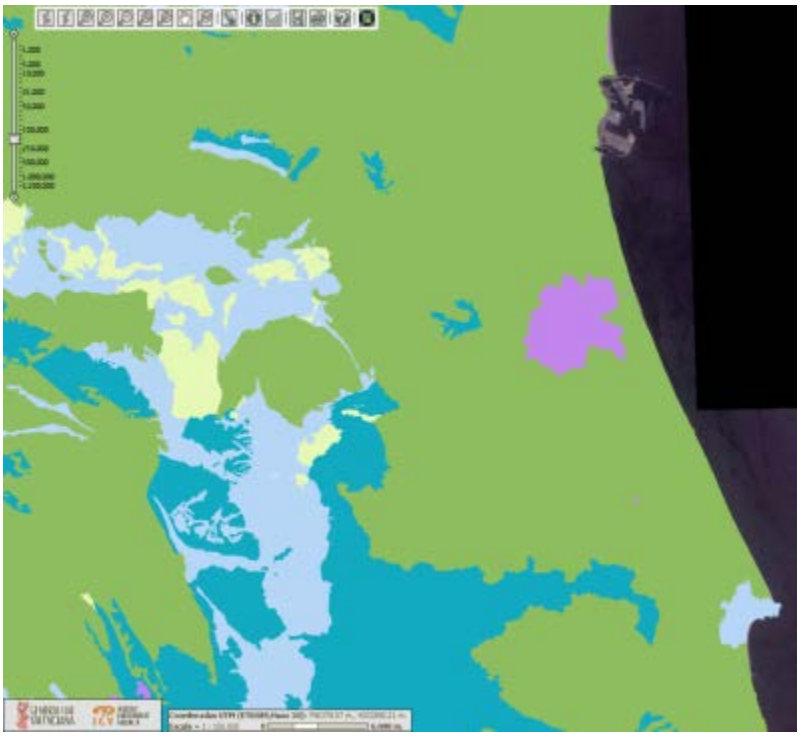

Figura 46. Vulnerabilidad de los Acuíferos (Fuente VWCTGVA, 2017)

LEYENDA: VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS

Muy baja
Baja
Media
Alta
Muy alta

La zona de estudio se localiza sobre materiales con una permeabilidad media a alta lo que va a condicionar la contaminación de los acuíferos, así como el contenido de contaminantes que aportan a las zonas costeras

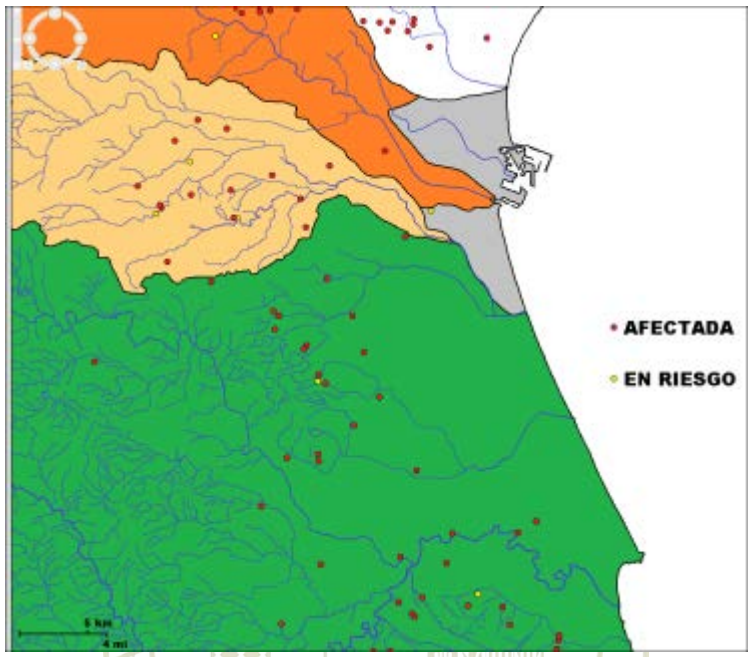

Figura 47 .Acuíferos afectados por la contaminación por nitratos y en riesgo de contaminación (Fuente, CHJ 2017)

Prácticamente todos los puntos de muestreo controlados por la Confederación Hidrológica del Júcar indican que los acuíferos se encuentran afectados por la contaminación de nitratos según la normativa actual (RD 140/2003), es decir el nivel supera los 50mg/L, lo que nos da información sobre el gran uso que presentan estos productos utilizados como nutrientes en el sistema de cultivo imperante en la zona de estudio. Este exceso no solo afecta a los acuíferos, sino que también afectan los vertidos realizados al medio marino por los volúmenes de vertido efectuados directamente a ríos y barrancos.

Tabla 33. Valores umbrales para la caracterización de la calidad del agua de los acuíferos (RD 140/2003)

VALORES UMBRALES			
NOMBRE	**CONTAMINANTE**	**UMBRAL**	**UNIDADES**
PLANA DE VALENCIA NORTE	Nitratos	<50mg/L	mg/L
	Plaguicidas (Individuales)	<0,1µg/L	µg/L
	Plaguicidas (Todos)	0,5µg/L	µg/L
	Plomo(*2)	0,025	mg/L
	Cloruros	250	mg/L

	Sulfatos	535	mg/L
	Tricloroetileno(*1)(*2)	10.000	ng/L
	Tetracloroetileno(*1)(*2)	10.000	ng/L
	Hierro	0,484	mg/L
	Selenio	0,0186	mg/L
PLANA DE VALENCIA SUR	Nitratos	<50mg/L	mg/L
	Plaguicidas (Individuales)	<0,1µg/L	µg/L
	Plaguicidas (Todos)	0,5µg/L	µg/L
	Cadmio	0,0096	mg/L
	Plomo(*2)	0,025	mg/L
	Cloruros	300	mg/L
	Sulfatos	500	mg/L
	Selenio	0,017	mg/L

(*1) Estos parámetros se han evaluado conjuntamente, ya que la legislación nacional establece un único límite para el agua de abastecimiento para la suma de ambas concentraciones.
(*2) El valor propuesto para estas sustancias coincide con el que se establece en la legislación nacional para el agua de abastecimiento.
Fuente: Real Decreto 140/2003

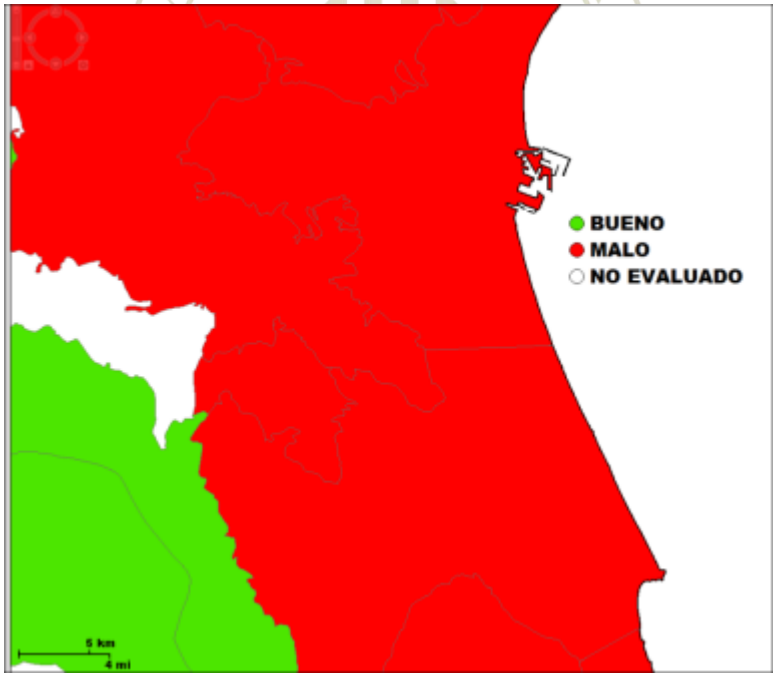

Figura 48. Estado químico de los acuíferos (Fuente, CHJ 2017)

La mayor parte de los acuíferos de la zona de estudio presentan un estado químico malo, lo que quiere decir que superan los niveles indicados por la normativa (RD 140/2003), fundamentalmente por los niveles de nitratos y plaguicidas, ya que su consumo es muy elevado

por las características de los cultivos (intensivos de regadío) y por las características de los materiales de la zona (muy permeables).

El grupo SUREyMA lleva trabajando más de 30 años es aspectos relacionados con la calidad del suelo y los impactos de las actividades humanas en la zona de estudio. Su suelo, mayoritariamente dedicado al cultivo del arroz (14.000 Ha de las 21.000 Ha del PNA), constituye un elemento fundamental de este ecosistema, siendo una de sus funciones contribuir al mantenimiento de la calidad ambiental; no obstante, está sometido continuamente a impactos antropogénicos como ya se ha detallado en los apartados anteriores. Los diferentes estudios han mostrado los problemas de la contaminación y su relación con la intensa actividad humana (Boluda et al., 1993; Boluda, 1998; Boluda et al., 2002; Gamón et al., 2003; Boluda et al., 2011; Boluda et al 2013; Boluda et al., 2014). Los indicadores principales de estos problemas están relacionados con los aportes exógenos de materia orgánica, nutrientes, metales pesados y plaguicidas, así como con problemas intrínsecos debidos a la presencia de sales solubles. A continuación, se muestran algunos ejemplos.

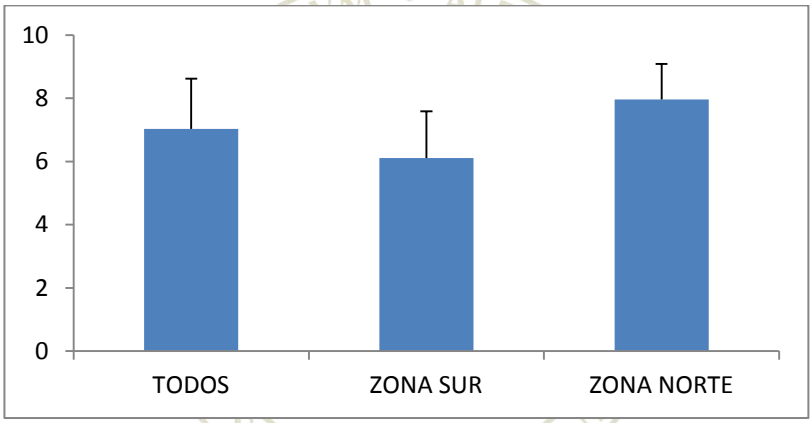

Figura 49. Contenido de materia orgánica en los suelos (%)del PNA en abril de 2017 (Boluda R, inéd)

Los suelos del marjal dedicados al cultivo del arroz en el PNA presentan, en general, niveles de fósforo asimilable y fósforo total de altos a muy altos que se distribuyen espacialmente de forma muy desigual (Figura 50). El cultivo elimina cantidades pequeñas de P con relación a las entradas que se producen, comprobándose su indiferencia frente a la fertilización. El pH del suelo, su elevado contenido de calcio, materia orgánica y arcilla permiten a éstos tener una importante capacidad de adsorber y/o precipitar grandes cantidades de fósforo; sin embargo, los estudios de adsorción llevados a cabo por el grupo SUREyMA han demostrado que los suelos de los arrozales del PNA con elevadas cantidades de P debido al vertido de aguas residuales, tienen disminuida su capacidad de fijación, la cual tiende a la saturación en aquellos suelos que sobrepasan los 200 mg/Kg de P asimilable; este hecho impide al suelo ejercer su función de sumidero por lo cual, cantidades importantes de P están presentes en la solución del suelo (0,5 a 2,0 mg/L) que se transmiten a las aguas de riego, hecho que favorece su llegada al lago de la Albufera y facilita el desencadenamiento del proceso de eutrofización.

Cualquier tipo de actuación para el mantenimiento y recuperación del ecosistema del PNA pasa por mejorar la calidad de las aguas superficiales que lo nutren comenzando por una política agrícola encaminada a disminuir la aplicación del abonado en función de las necesidades del cultivo, el contenido de fósforo del suelo y las consecuencias ambientales; así mismo, se hace imperativo el control y depuración de todos los vertidos urbanos e industriales, que son la principal fuente de contaminación. Además, esto supondría un gran ahorro a los agricultores.

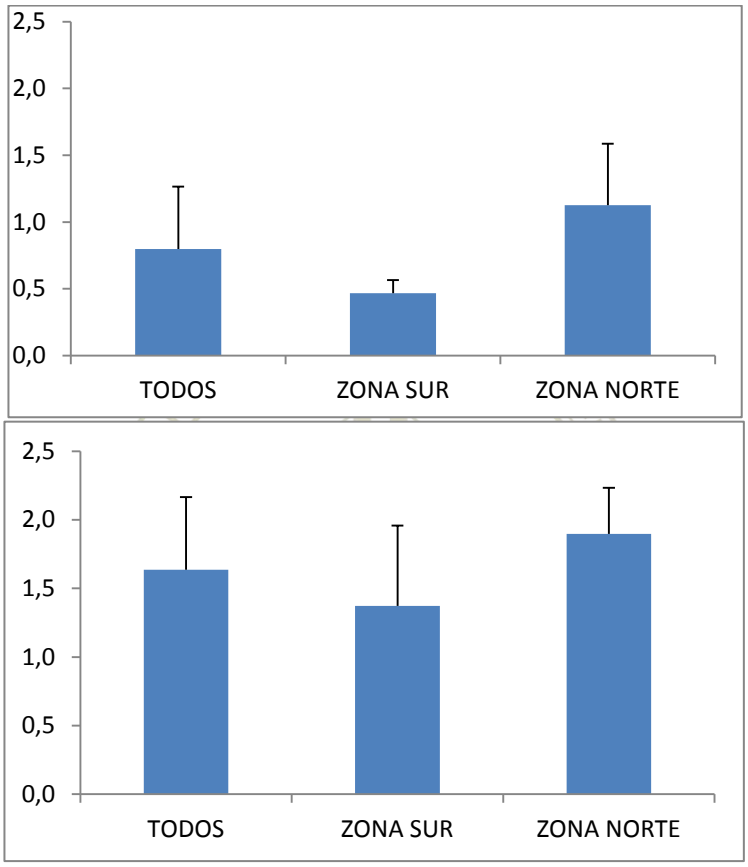

Figura 50. Salinidad en los suelos de los arrozales: conductividad eléctrica en el extrato 1:5 en los suelos en abril de 1999 (arriba) y en abril de 2017 (abajo) (dS/m a 25 ºC). Zona norte corresponde a los suelos de l'Horta y zona sur a los de la Ribera Baixa.

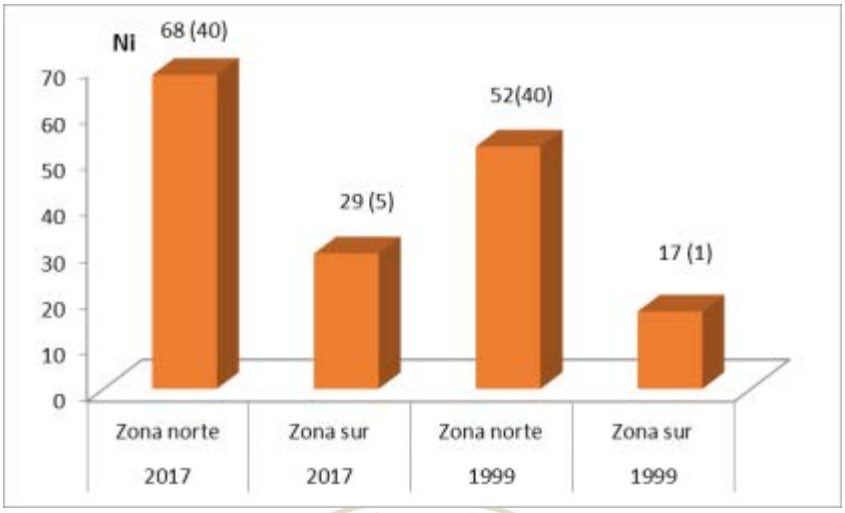

Figura 51. Concentración de níquel (mg kg^{-1}) en los suelos del PNA en 1999 y 2017 (Boluda, inéd).

Los resultados obtenidos muestran que los suelos situados en los arrozales del norte del PNA contienen concentraciones de metales pesados más elevadas, destacando las parcelas influenciadas por la acequia Nova, de l'Or y Port de Catarroja. Se ha observado una relación directa entre los valores de metales pesados en extractos de suelos obtenidos con EDTA y los medidos en "lixiviados" a partir de ácido acético. Como es de esperar, los valores obtenidos con EDTA son superiores, pues esta extracción permite obtener los metales disponibles del suelo (solubles, cambiables y unidas a la materia orgánica), frente a la fracción extraída por el ácido acético (metales solubles y cambiables). Bioensayos de ecotoxicidad han mostrado el efecto tóxico de algunos de estos suelos para microorganismos y plantas.

Por otro lado, **el sellado de suelos por causas antrópicas es uno de los problemas ambientales más importantes en Europa**, en gran parte debido a la expansión urbana, industrial y turística, y a una inadecuada ordenación del territorio. Por sellado del suelo se entiende la acción de cubrir de forma permanente una superficie de relleno con material impermeable artificial, como cemento o asfalto (Comisión Europea, 2012). Este proceso afecta principalmente a las grandes áreas urbanas y metropolitanas en las que amplias superficies de terreno han sido selladas debido a la urbanización y a la construcción de infraestructuras (carreteras, aeropuertos, ferrocarriles, puertos, etc.) (García-Rodríguez, et al., 2014).

En España el problema del sellado afecta mayoritariamente a las áreas costeras y a las proximidades de las grandes ciudades debido al gran desarrollo urbanístico ocurrido durante los últimos 25 años. Es una causa que afecta a la degradación de los suelos con consecuencias medioambientales muy negativas. El sellado del suelo tiene como efectos adversos irreversibles la impermeabilización del terreno, modificaciones inadecuadas del ciclo hidrológico y del funcionamiento de los ecosistemas, alterando las funciones ecológicas del suelo y los flujos de materia y energía. En la zona de Valencia la superficie construida, que representaba 3.520 ha en 1956, alcanzó 10.945 ha en 2006; gran parte de este crecimiento se

ha producido sobre suelos con elevada y muy elevada capacidad de uso de la comarca de l'Horta próximos a las ciudades y principalmente a la costa (Varela et al., 2013). De un total de 10.945 ha 2.224 ha corresponden a la zona de estudio en áreas de baja densidad mientras que 8.721 ha corresponden a unidades de alta densidad. Algunos de los municipios más afectados son Burjassot, Catarroja, Puzol, Puebla de Farnals y Valencia. La Figura 53 muestra el ejemplo de la Ciudad de Valencia.

El crecimiento urbano del área metropolitana ha afectado también al primer kilómetro de la franja litoral, que muestra un porcentaje del 31,21% construido. El Puig, Alboraya y especialmente Valencia han sido los municipios con mayor incidencia de este incremento. La presencia de amplias zonas húmedas, actualmente protegidas, además de la elevada productividad de los cultivos hortícolas, ha motivado que el elevado precio del suelo limitase parcialmente un modelo de urbanización más extensivo. En cualquier caso, el consumo de suelo para la construcción ha sido muy importante siendo el sistema de agricultura intensiva de regadío de la Huerta y zonas de especial valor ambiental, paisajístico, económico, histórico y cultural, las áreas más afectadas (PATHV, 2008).

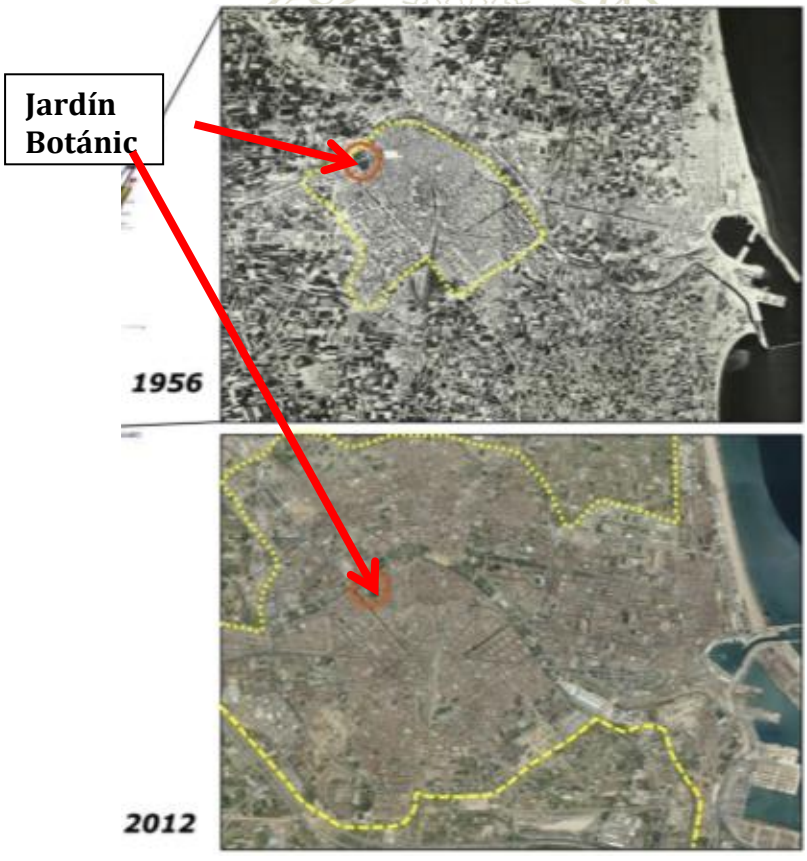

Figura 52 . Sellado del suelo. Crecimiento urbano de la ciudad de Valencia entre 1956 y 2012 (Rodríguez-Martín et al, 2013).

La teledetección se ha venido utilizando para el estudio y el seguimiento del estado y la dinámica de los ecosistemas con especial interés en la vegetación y suelo. El grupo SUREyMA y la Unidad de Teledetección, y más recientemente, el Grupo de Climatología desde Satélites, han elaborado una metodología para estudiar las relaciones suelo-planta en el PNA. Los objetivos perseguidos han sido:

- Evaluar la calidad del suelo del PNA en la actualidad y compararlo con trabajos anteriores para estudiar su evolución
- Estudiar las relaciones entre los atributos del suelo y la respuesta de la planta empleando índices de vegetación
- Comparar los resultados obtenidos y evaluar temporalmente la evolución del sistema suelo-planta en el PNA

Para ello, se llevaron a cabo trabajos de campo y de laboratorio junto con la selección y tratamiento de imágenes satélite. Así se determinaron índices de contaminación por metales pesados en los suelos (EqZn) e índices de vegetación diferencia normalizada (NDVI) a partir de los valores de reflectividad proporcionados por los satélites.

Este estudio puso de manifiesto la aplicabilidad de las técnicas de teledetección para observar efectos de la contaminación del suelo sobre el cultivo del arroz en el PNA mediante la utilización del NDVI empleando las imágenes proporcionadas por los satélites Landsat 7 y Landsat 8. Así, el uso conjunto del NDVI y la determinación de la concentración de metales pesados en el suelo, sirve para cartografiar áreas más afectadas por la contaminación y priorizar medidas de actuación.

Los resultados obtenidos en este trabajo demuestran que los suelos de la zona norte del PNA, presentan niveles de contaminación elevados de Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en contraste con los suelos de la zona sur. Este hecho coincide con estudios realizados anteriormente (Boluda et al., 1993 y Rojas, 2010). Los valores del NDVI obtenidos para ambas zonas poseen un patrón de comportamiento inverso al índice de contaminación por Zn, Cu y Ni, sugiriendo la existencia de efectos negativos de la contaminación del suelo sobre el desarrollo del cultivo (Figuras 53 y 54).

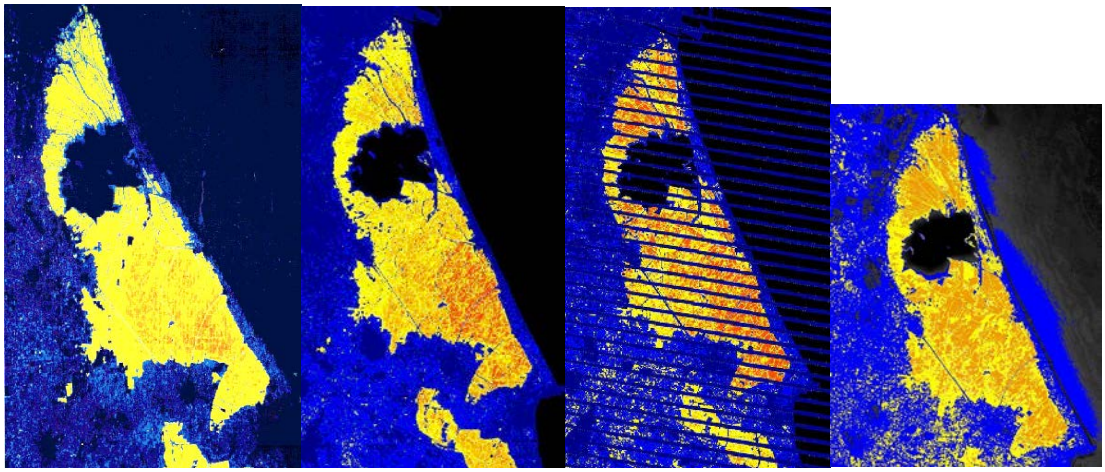

Figura 53. Cambios en el NDVI para los años 1987, 1999, 2009 y 2016 respectivamente en los arrozales del PNA. Las coloraciones rojas y naranjas indican un mayor valor de NDVI, el amarillo menor NDVI y las coloraciones azules, corresponden a zonas que no son cultivos de arroz o que no contienen vegetación.

La metodología propuesta en estos estudios demuestra ser una opción adecuada para la observación y el seguimiento de las relaciones suelo-planta en el PNA. No obstante, las diferencias observadas al comparar el índice de vegetación obtenido para ambos satélites y la posibilidad que ofrece el satélite Landsat 8, más reciente, y debido a su mayor resolución radiométrica, indica la necesidad de llevar a cabo su evaluación para esta misma finalidad en años posteriores y continuar este estudio para confirmar definitivamente los resultados aquí obtenidos.

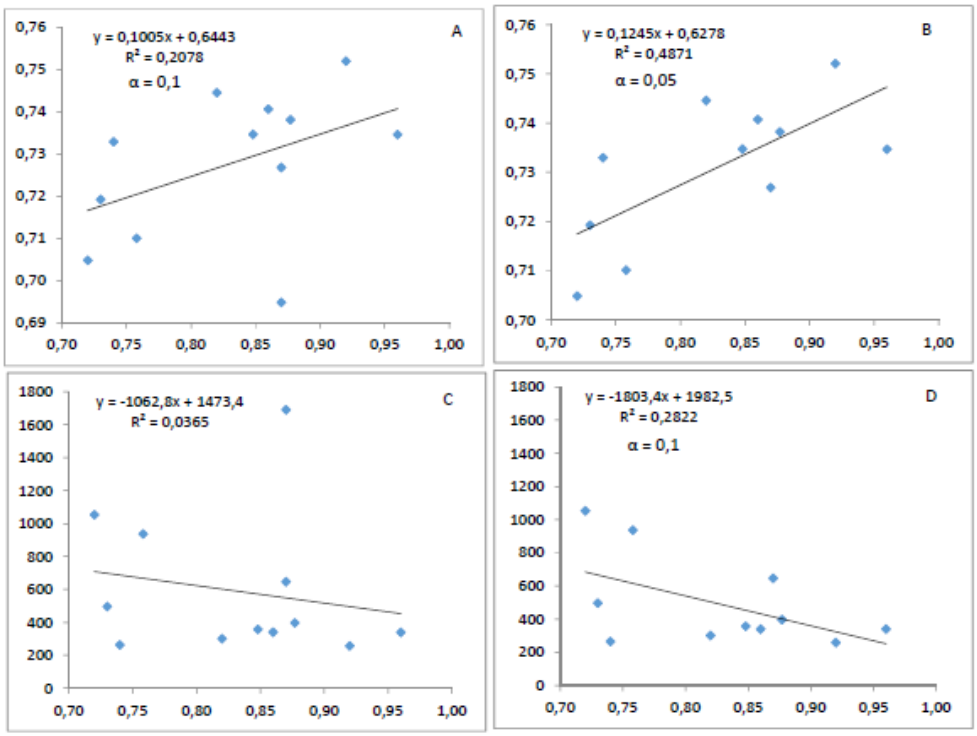

Figura 54. Relaciones entre: NDVI experimental y NDVI teórico (A y B), NDVI experimental e índice de contaminación por metales pesados en el suelo (EqZn) (C) y (D). Satélite Landsat-7 y año 2016 (Ramos Muñoz, 2017).

7.4 Calidad de las aguas costeras y de transición

La Generalitat Valenciana, como administración competente, está llevando a cabo la evaluación del estado en las masas de agua costeras y de transición. El área objeto de estudio en este trabajo, atendiendo a la subdivisión de las masas de agua del litoral de la Comunitat Valenciana, está formada por las zonas costeras 007 (Costa norte de Valencia), 008 (Puerto de Valencia-Cabo de Cullera) y 0081 (Puerto de Valencia) (Figura 55); y por las zonas de transición 0201 (Desembocadura del Júcar) y 0202 (L' Estany de Cullera) (Figura 56).

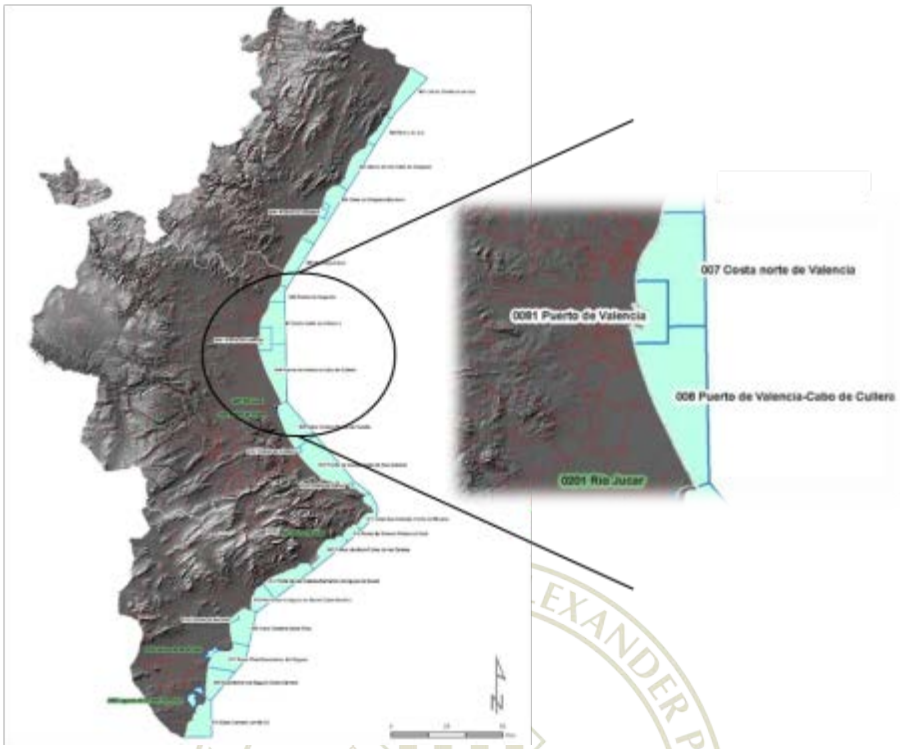

Figura 55. Mapa de las masas costeras incluidas en este estudio.

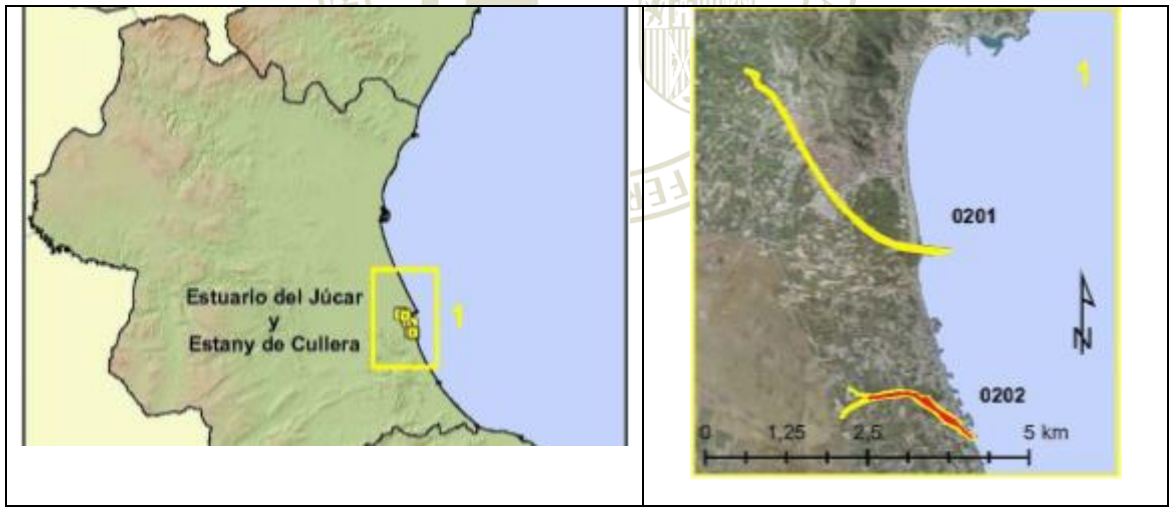

Figura 56. Mapa de las masas de transición incluidas en este estudio.

Los indicadores que se utilizan para realizar la evaluación de estas masas están establecidos en el Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, como para el resto de aguas superficiales. Hay que tener en cuenta que

todas las masas de agua de transición han sido designadas como masas de agua muy modificadas (MAMM). Por consiguiente, tal y como establece la Directiva Marco del Agua (DMA), para las MAMM, se ha de determinar el potencial ecológico y no el estado ecológico. Lo mismo ocurre para las masas de agua afectadas por la presencia de puertos. En las Tablas 34, 35 y 36, se recogen los indicadores utilizados para la determinación del estado de las aguas.

Tabla 34. Indicadores empleados para la determinación del estado de las aguas costeras naturales

Estado ecológico	Estado químico
Elementos de calidad biológicos: *fitoplancton*, macroalgas, angiospermas y macroinvertebrados bentónicos	Sustancias prioritarias y preferentes del Anejo IV y V (normas de calidad ambiental) del RD 817/2015
Elementos de calidad físico-químicos: amonio, nitritos, nitratos, fosfatos, índice FAN	

Tabla 35. Indicadores empleados para la determinación del estado de las aguas costeras modificadas

Potencial ecológico	Estado químico
Elementos de calidad biológicos: fitoplancton, macroalgas, y macroinvertebrados bentónicos	Sustancias prioritarias y preferentes del Anejo IV y V (normas de calidad ambiental) del RD 817/2015
Condiciones generales: Turbidez, % saturación de oxígeno, nitratos, fosfatos, índice FAN, nitrógeno Kjeldahl y fósforo total en sedimentos	
Contaminantes específicos: carbono orgánico total e índice ICO en sedimentos	

Tabla 36. Indicadores empleados para la determinación del estado de las aguas de transición

Potencial ecológico	Estado químico
Elementos de calidad biológicos: fitoplancton, angioespermas, macroinvertebrados bentónicos y peces	Sustancias prioritarias y preferentes del Anejo IV y V (normas de calidad ambiental) del RD 817/2015
Elementos de calidad físico-químicos: amonio, nitritos, nitratos, fosfatos, índice FAN	

En lo que respecta al estudio de la presencia de sustancias prioritarias en las aguas costeras y de transición en las zonas indicadas anteriormente, los grupos de investigación CALAGUA y MINTOTA han colaborado con la Generalitat Valenciana realizando muestreos, mediciones e interpretación de resultados necesarios para la ejecución de los controles de vigilancia y operativo dentro del Plan Hidrológico de Cuenca (PHC) correspondiente al periodo 2009-2015 (Bouzas et al. 2011, Segura 2014). La DMA, en su artículo 13, establece la necesidad de que los Estados miembros elaboren un PHC para cada demarcación hidrográfica situada en su territorio englobando a las aguas superficiales y subterráneas. Asimismo, los Estados miembros, basándose en el análisis de las características y la evaluación del impacto efectuados según lo dispuesto en el artículo 5 de la DMA, establecerán, para cada período de aplicación del PHC, un programa de reconocimiento inicial (control de vigilancia) y un programa de seguimiento ordinario (control operativo) en las distintas masas de agua que hayan definido en cada demarcación hidrográfica de acuerdo a la sección 6.2.

Los trabajos llevados a cabo permitieron realizar el control de vigilancia y de seguimiento del estado de las masas de agua costeras y de transición de la Comunitat Valenciana en relación con sustancias prioritarias y otros contaminantes. En estos muestreos se analizó en la matriz agua, la lista completa de sustancias prioritarias y otros contaminantes de la Directiva 2008/105/CE y la lista de otros contaminantes preferentes recogidos en la legislación nacional, con el fin de evaluar si se cumplían las normas de calidad (NCA) establecidas para cada una de las masas objeto de estudio.

Asimismo, conforme a lo establecido en la Directiva 2008/105/CE en relación al análisis de la tendencia a largo plazo de las concentraciones de las sustancias prioritarias que tienden a acumularse en los sedimentos o la biota, entre 2006 y 2010 se realizaron campañas de muestreo en bivalvos (mejillones y tellinas) en las masas costeras objeto de estudio. En estas campañas se analizaron las sustancias prioritarias más propensas a la acumulación indicadas por la Directiva 2008/105/CE.

Finalmente, respecto a la tendencia a la acumulación de sustancias prioritarias en la matriz sedimento se han realizado campañas de muestreo entre 2010 y 2015 en las masas de agua costeras y de transición analizadas en este trabajo.

En lo que respecta a los metales en agua, tanto los catalogados como sustancias prioritarias (cadmio, mercurio, plomo y níquel) como los catalogados como sustancias preferentes (arsénico, cobre, cromo, selenio y zinc) los muestreos realizados en aguas costeras indicaron que en ninguna masa objeto de este estudio se superaron los valores de concentración indicados en las Normas de Calidad Ambiental (NCA). Así mismo, en las dos masas de agua de transición tampoco se superaron los valores de concentración indicados en la legislación.

En lo que respecta a las sustancias prioritarias de tipo orgánico, a continuación se presentan los resultados más relevantes del seguimiento realizado en las aguas costeras y de transición del área de estudio para las tres matrices analizadas (agua, biota y sedimento).

7.4.1 Masas costeras

En las masas de agua costeras asociadas a la zona de estudio (007, 008 y 081), de todas las sustancias analizadas únicamente el pentaclorobenceno, el dietilhexilftalato y el hexaclorociclohexano superaron la NCA durante el control de vigilancia (campaña 2008-2009).

En la Figura 57 se representa la evolución temporal de los dichos compuestos en la masa de agua 008 y se observa como su concentración disminuye entre los años 2008 y 2012.

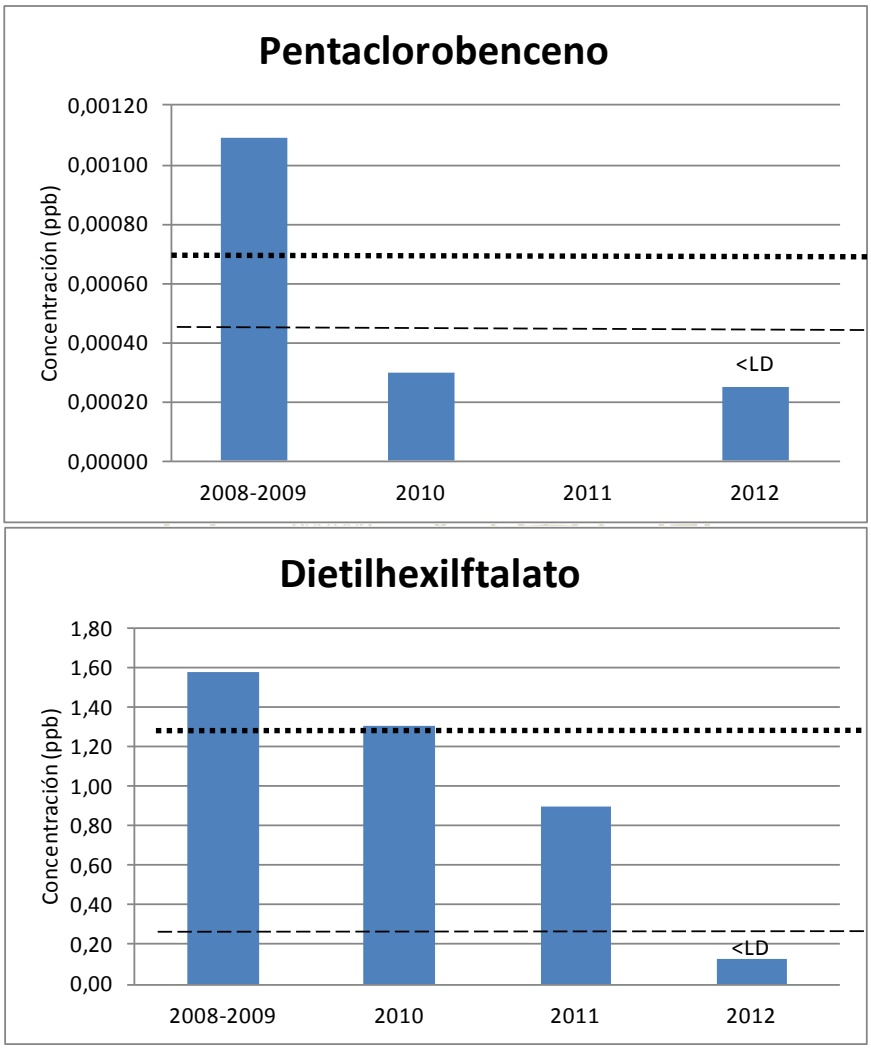

Figura 57. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 008 (···NCA-MA; --- LD)

Respecto a la masa 0081, el dietilhexilftalato incumplió la NCA en el control de vigilancia, realizado en 2008-2009, y en el siguiente muestreo realizado en 2010. Posteriormente, en los muestreos de 2011 y 2012 la concentración media de este compuesto se redujo por debajo de la NCA. El hexaclorociclohexano alcanzó una concentración inferior a la NCA tanto en el control de vigilancia como en los sucesivos muestreos.

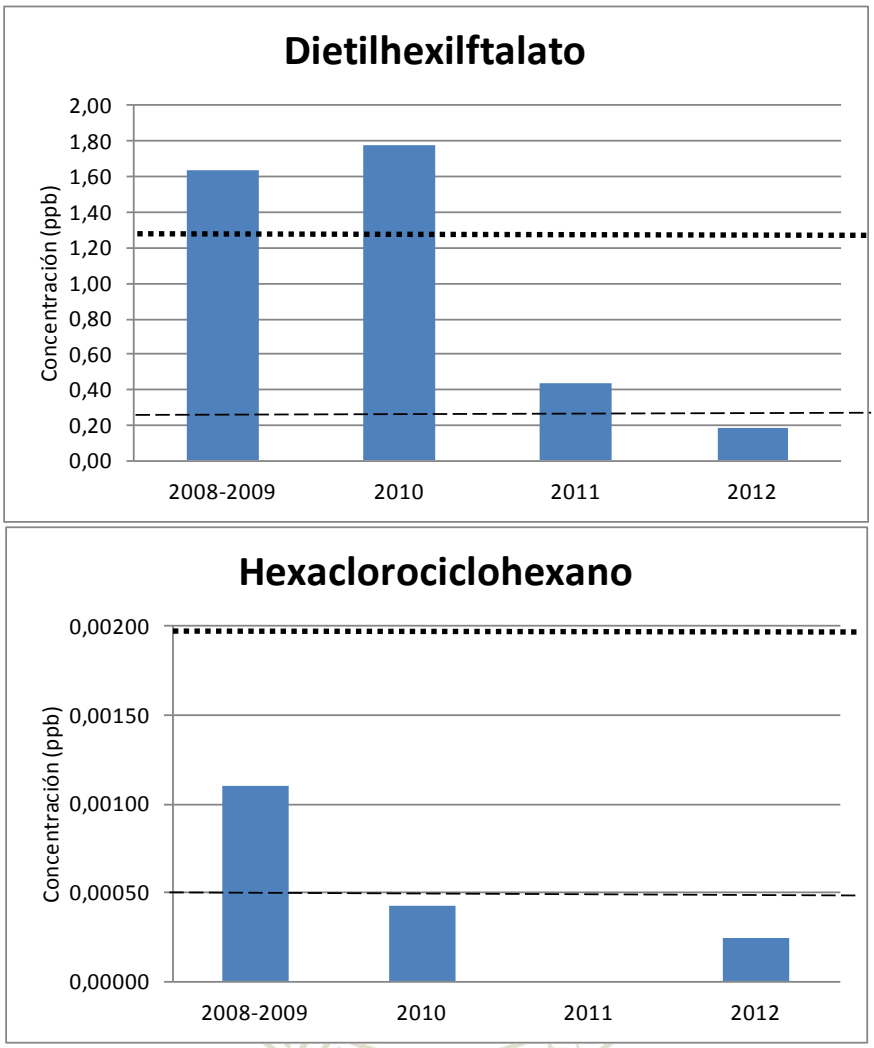

Figura 58. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 0081 (···NCA-MA; --- LD)

En los sedimentos de las masas de agua costeras 007, 008 y 0081 se analizaron las sustancias que tienen mayor tendencia a la acumulación. Estas sustancias son las siguientes: fenoles, hidrocarburos aromáticos policíclicos, difeniléteresbromados, cloroalcanos, ftalatos, compuestos organoclorados y compuestos de estaño. De entre estas sustancias, destaca la presencia generalizada del t-nonilfenol en las tres masas de agua objeto de estudio.

En el sedimento de la masa 007, la concentración de t-nonilfenol obtenida en el año 2015 (7,1 ± 1,4 µg/kg) es superior al valor obtenido durante el muestreo realizado en julio de 2012 (1,2 µg/kg). En cuanto a los HAP, en el año 2015 se detectaron concentraciones bajas o moderadas de los cuatro HAP con mayor frecuencia de aparición: fluoranteno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno y benzo(k)fluoranteno, mientras que en el año 2012 sólo se habían detectado concentraciones de los dos últimos compuestos. En el año 2015 también se

detectaron dos compuestos organoclorados: hexaclorobenceno y pentaclorobenceno, ambos en concentraciones a nivel del límite de detección.

En el sedimento de la masa 008 también se observó un aumento en la concentración de t-nonilfenol entre los años 2012 y 2015 (1,9 µg/kg y 4,0 ± 0,8 µg/kg, respectivamente). En cuanto a los HAP analizados, únicamente se encontraron concentraciones poco significativas de benzo(b)fluoranteno y fluoranteno. No se detectaron ninguno de los compuestos organoclorados analizados ni tampoco tributilo de estaño.

En el sedimento de la masa 0081 se pasó de no detectarse ninguno de los fenoles analizados en el año 2012 a observarse una concentración de t-nonilfenol de 7,2 ± 1,4 µg/kg en el año 2015. En cuanto a los HAP, únicamente se encontraron concentraciones poco significativas de benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno y fluoranteno. Se detectaron 3 de los 4 compuestos organoclorados analizados: hexaclorobenceno (0,41 ± 0,09 µg/kg), pentaclorobenceno (0,07 ± 0,02 µg/kg) y hexaclorobutadieno en concentraciones ligeramente por encima del límite de detección. En este caso, la proximidad de esta masa al puerto de Valencia supuso una presencia significativa de HAP pero sí de compuestos organoclorados. No se detectó tributilo de estaño en los sedimentos de esta masa de agua.

Por lo tanto, se observa una evolución creciente en la concentración del compuesto t-nonilfenol en los sedimentos de las masas costeras 007, 008 y 0081 entre los años 2012 y 2015, lo cual indica una posible tendencia a la acumulación a largo plazo de este contaminante en la matriz sedimento.

En las campañas de 2006, 2007 y 2008 los resultados de sustancias prioritarias obtenidos en las muestras de biota permitieron determinar el grado de contaminación de las distintas zonas del litoral, así como observar la tendencia de algunas sustancias a acumularse en los tejidos de estos organismos. En 2006 y 2007 los compuestos analizados en la biota fueron fenoles. Para el muestreo realizado en 2008 los compuestos analizados fueron fenoles, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), pesticidas organoclorados, cloroalcanos, tributilo de estaño y difeniléteres bromados. En 2010 se llevó a cabo una nueva campaña de muestreo (control operativo) analizando únicamente las masas con mayor presencia de contaminantes en la biota.

En las figuras 59, 60 y 61 se muestran las evoluciones temporales de dichos compuestos. Se observa como la concentración de t-nonilfenol aumenta en el tejido de las tellinas de las masas 007 y 0081. La concentración de octilfenol aumenta en los mejillones de las masas 007 y 0081 y en las tellinas de la masa 0081.

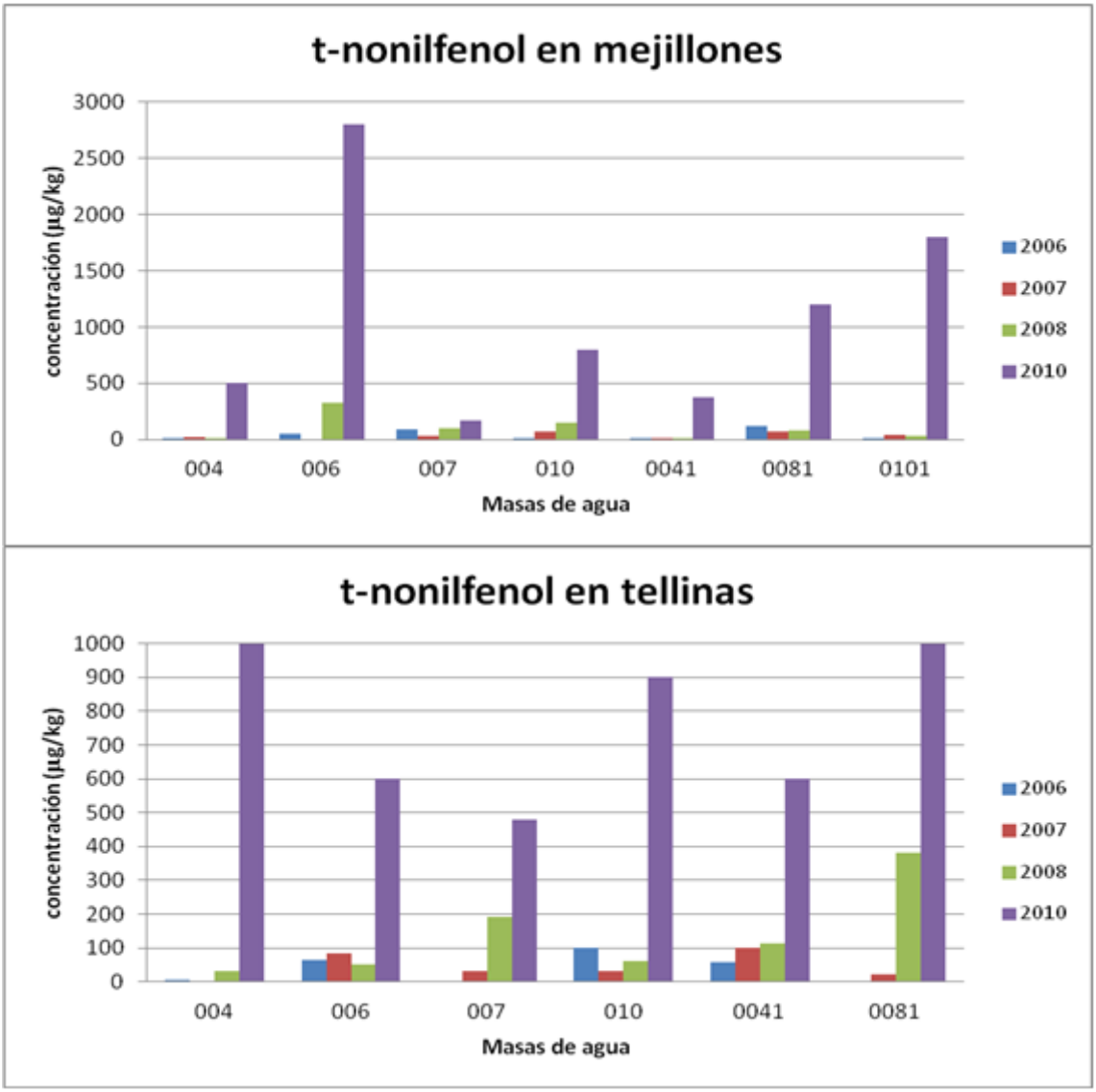

Figura 59. Concentraciones de t-nonilfenol en mejillones y tellinas (2006-2007-2008-2010)

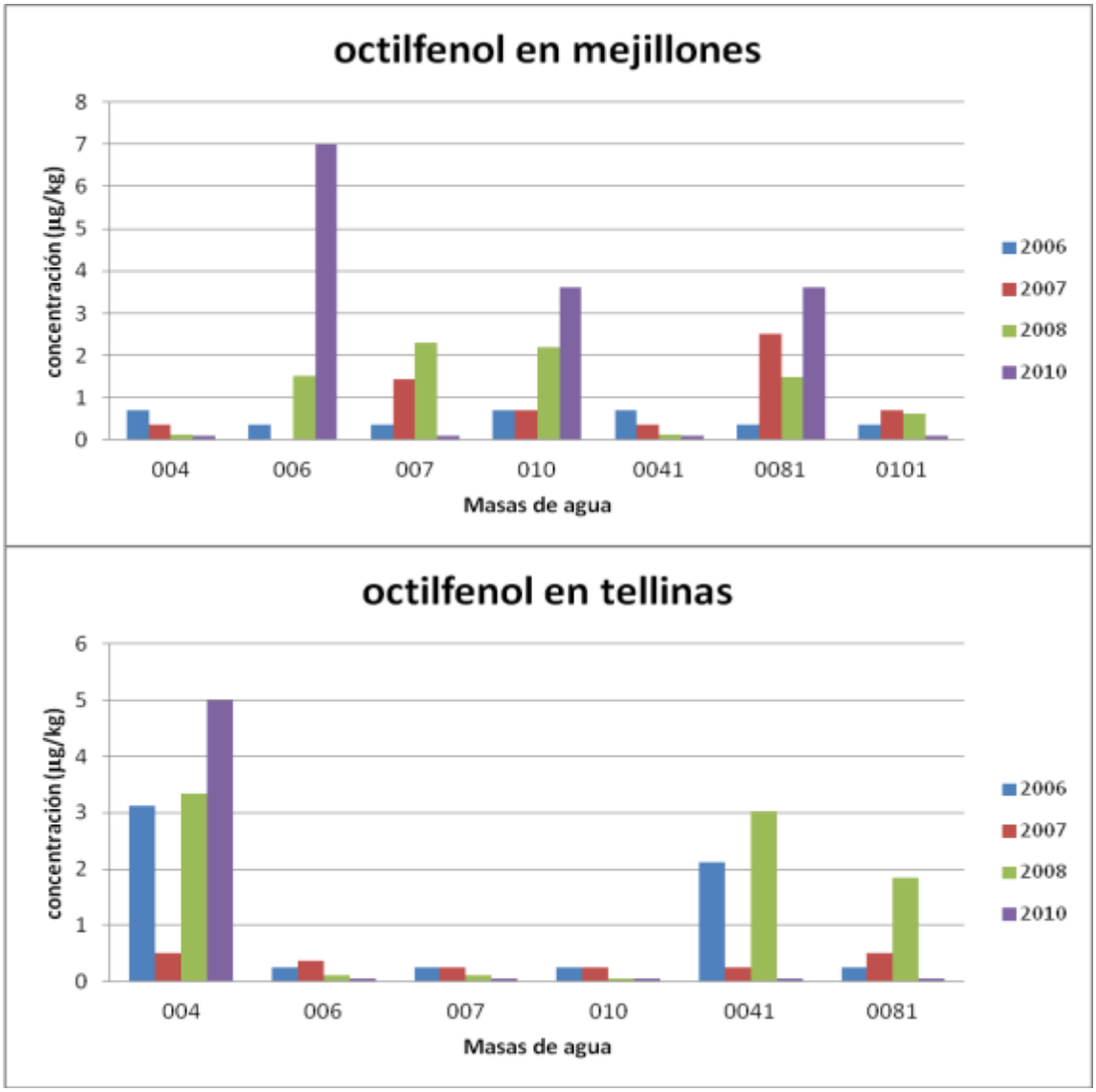

Figura 60. Concentraciones de octilfenol en mejillones y tellinas (2006-2007-2008-2010)

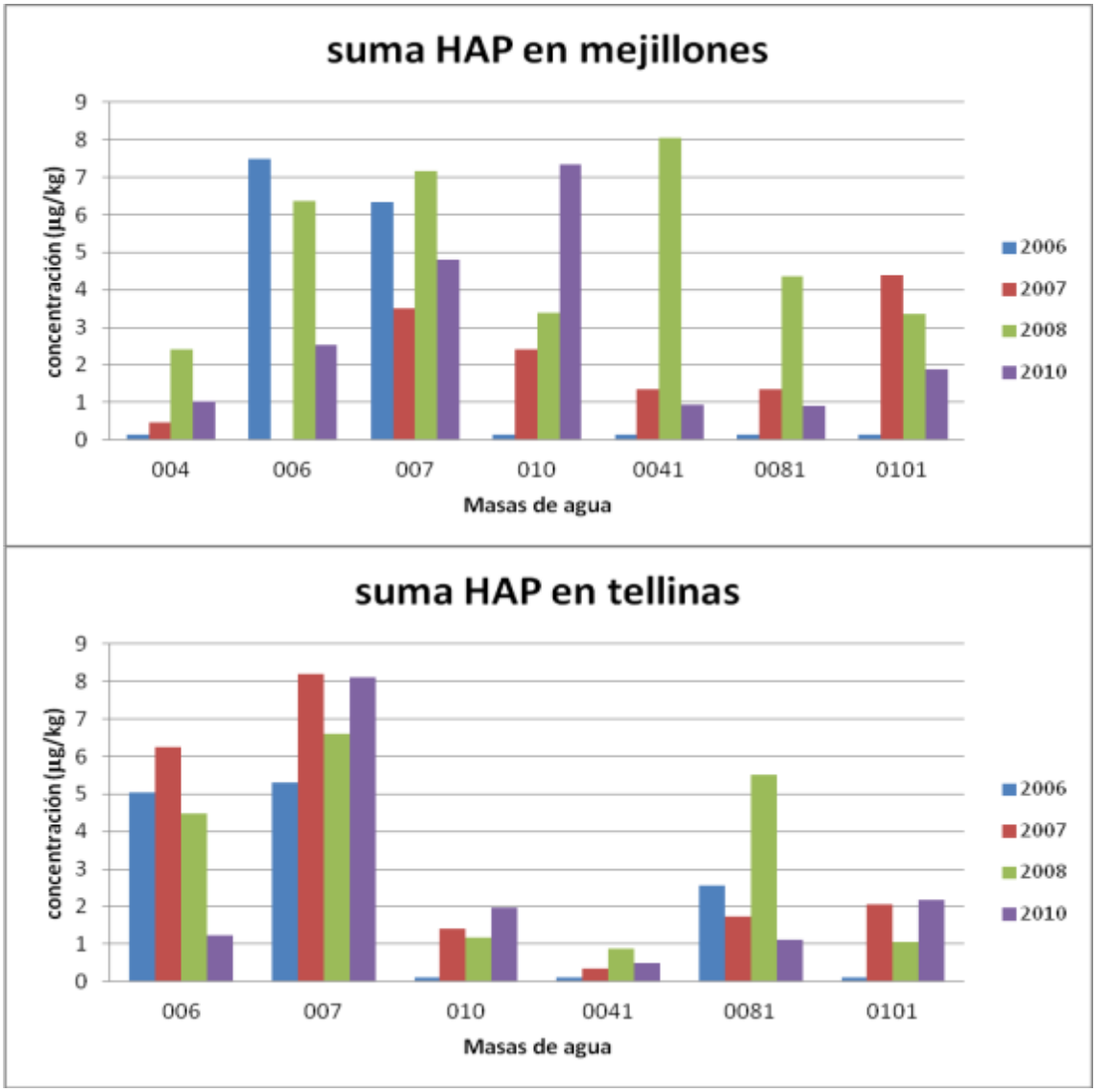

Figura 61. Concentraciones de HAP en mejillones y tellinas (2006-2007-2008-2010)

Otro aspecto a señalar sobre la calidad de las aguas costeras es la posible influencia de los emisarios submarinos existentes en la zona de estudio. En el área afectada por la ciudad de Valencia existen dos emisarios submarinos (Figura 62) relacionados con la depuradora de Pinedo. Un estudio llevado a cabo por Pascual (2013) en las costas valencianas y concretamente en las proximidades del puerto de Valencia y zona de Pinedo, ha mostrado que los valores de temperatura presentan una relación inversa con la profundidad, pero manifestándose un ligero aumento en las zonas más próximas a los vertidos. En la zona de los difusores del emisario sur es donde los valores fueron inferiores (12,3ºC), aumentando hasta casi los 13ºC en la zona norte. La salinidad de las aguas aumentó con la profundidad. En el sur se obtuvieron los niveles de salinidad más bajos (37,69-37,95‰). Pascual sugiere que la variación de la salinidad puede estar sujeto a la dirección de los vientos que provocan corrientes inversas a la costa acercando las aguas procedentes de mar adentro con mayor salinidad. La densidad del agua mostró el mismo patrón de comportamiento que la salinidad. Por lo que respecta al nitrógeno y fósforo, se observó que el amonio tuvo una distribución inversa a la salinidad, con un rango de variación muy reducido y bajas concentraciones. Los valores más elevados de amonio (11,1 µmol/L), nitritos (0,93 µmol/L), nitratos (15,3 µmol/L) y fósforo (1,58 µmol/L) fueron encontrados en las proximidades del emisario submarino de la zona sur. El contenido en nitritos se relacionó directamente con el contenido en amonio, disminuyó con la profundidad y por lo tanto tuvo una variación inversa a la salinidad. Los altos niveles de clorofila (0,77-3,35 mg/m^3) también se asociaron con el emisario sur del puerto.

Figura 62. Detalle del puerto de Valencia y localización de los emisarios submarinos norte y sur. Depuradora de Pinedo.

En el área más meridional de la zona de estudio y cerca de la desembocadura del río Xúquer en Cullera, se localiza otro emisario importante (Figura 63). Martínez-Guijarro et al. (2013) han observado que en las zonas próximas al Cabo de Cullera la salinidad es más elevada (37,32 ‰). El gradiente vertical de salinidad debido a los flujos de agua dulce genera diferencias en el contenido de nutrientes y fitoplacton a lo largo de la columna agua. Los nutrientes en general aumentan su concentración en las capas superficiales debido a las entradas del río Xúquer. Sin embargo, tanto el ácido ortosilícico, nitrito y nitrato disminuyen con la profundidad, así como al acercarse a la desembocadura del río. La bahía ve agravados sus problemas medioambientales en verano cuando los vientos predominantes soplan de este y sudeste y dirigen los aportes del emisario submarino, construido en los años 70 en las

cercanías de la desembocadura del Xúquer, hasta la zona norte de la bahía, donde el cabo actúa como una especie de tapón. A ello se une que la desembocadura del río Xúquer aumenta el aporte de nutrientes a las aguas costeras. Los autores señalan que la combinación de ambas fuentes, emisario y río, suele provocar la aparición y afloración de algas, la proliferación de medusas y desencadenar la eutrofización. Si el flujo de agua dulce no llega a la ría la columna de agua está formada casi enteramente por agua marina, lo cual provoca una disminución de la concentración de nutrientes.

Figura 63. Detalle de la desembocadura del río Xúquer y localización de la depuradora y del emisario.

Respecto a la contaminación por microorganismos de las zonas costeras valencianas se ha indicado que el aumento de población durante la época estival favorece la contaminación antrópica debido a la época turística y aumento de la población en las costas (Pascual, 2013). En el caso de la zona de Cullera aunque la calidad del agua es buena en ocasiones el recuento de bacterias pueden llegar a ser muy alto en las estaciones más cercanas al cabo de Cullera, lo cual se asoció con que el cabo tiene un efecto de barrera sobre la circulación hidrodinámica inducida por vientos S-ESE, estos picos de concentración parecen ser debido a la filtración a través de los materiales cársticos de aguas residuales sin tratamiento. Las mayores concentraciones de coliformes fecales se observaron en la zona localizada al sur del puerto que es el punto donde se produce el primer contacto del efluente de aguas residuales con el medio receptor, siendo los valores superiores al valor obligatorio y al valor guía establecido. El estudio realizado por Pascual (2013), demostró una relación inversa entre la salinidad y la concentración de coliformes fecales en el momento en que se produjo el vertido, disminuyendo asimismo con la profundidad. En todas las campañas que se realizaron y en las estaciones cercanas al punto de vertido, las altas concentraciones de coliformes fecales y enterococos fueron superiores a los límites permisibles que establece la directiva europea para aguas de baño, por lo que su entrada al medio es a través del efluente liberado por el emisario submarino.

En la masa de transición correspondiente a la desembocadura del río Júcar (0201), durante el control de vigilancia incumplieron la NCA-MA dos compuestos en esta masa de agua: difeniléteresbromados y dietilhexilftalato. Posteriormente, se incluyó también el endosulfán en el muestro de fitosanitarios de 2010 al no cumplir con la norma de calidad establecida. En la Figura 64 se muestra la evolución de los valores medios anuales obtenidos para cada compuesto a lo largo del periodo de seguimiento. Los difeniléteresbromados (BDE)

superaron la NCA-MA en esta masa en el control de vigilancia realizado durante 2008-2009. Los resultados posteriores, obtenidos en 2011 y 2012, no indicaron la presencia de este compuesto. La concentración media anual de dietilhexilftalato obtenida en toda la masa en 2011 (1,2 µg/L) se encontraba cercana a la NCA-MA, aunque era inferior a ésta. Finalmente, los resultados obtenidos en 2012 mostraron una concentración media inferior a la obtenida en años anteriores y en cualquier caso muy por debajo de la NCA-MA. El endosulfán superó la NCA-MA (0,0005 µg/L) en el muestreo realizado en 2010 alcanzando una concentración media de 0,0033 µg/L. Posteriormente, en los muestreos de 2011 y 2012 las concentraciones medias de este compuesto se redujeron significativamente quedando muy por debajo de la norma de calidad.

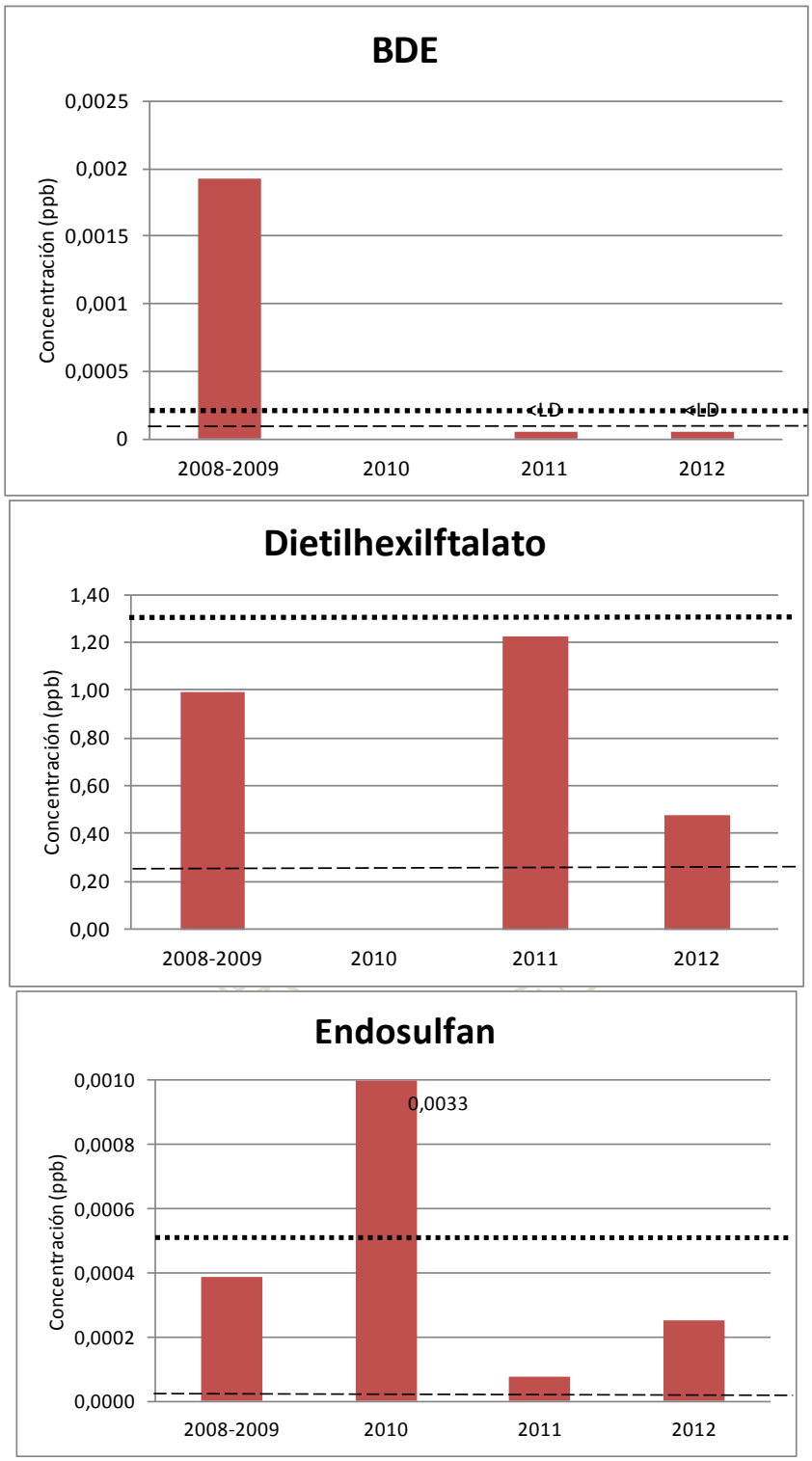

Figura 64. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 0201 (···NCA-MA; --- LD)

En la masa de transición correspondiente a la desembocadura al Estany de Cullera (0202), durante el control de vigilancia de 2008-2009 únicamente el endosulfán incumplió la NCA-MA. Posteriormente, en el muestro de compuestos fitosanitarios de 2010 el clorpirifós no cumplió con la norma de calidad establecida, por lo que se incluyó en posteriores muestreos. Los gráficos incluidos en la Figura 65 muestran la evolución de los valores medios anuales obtenidos para cada compuesto durante el periodo de seguimiento.

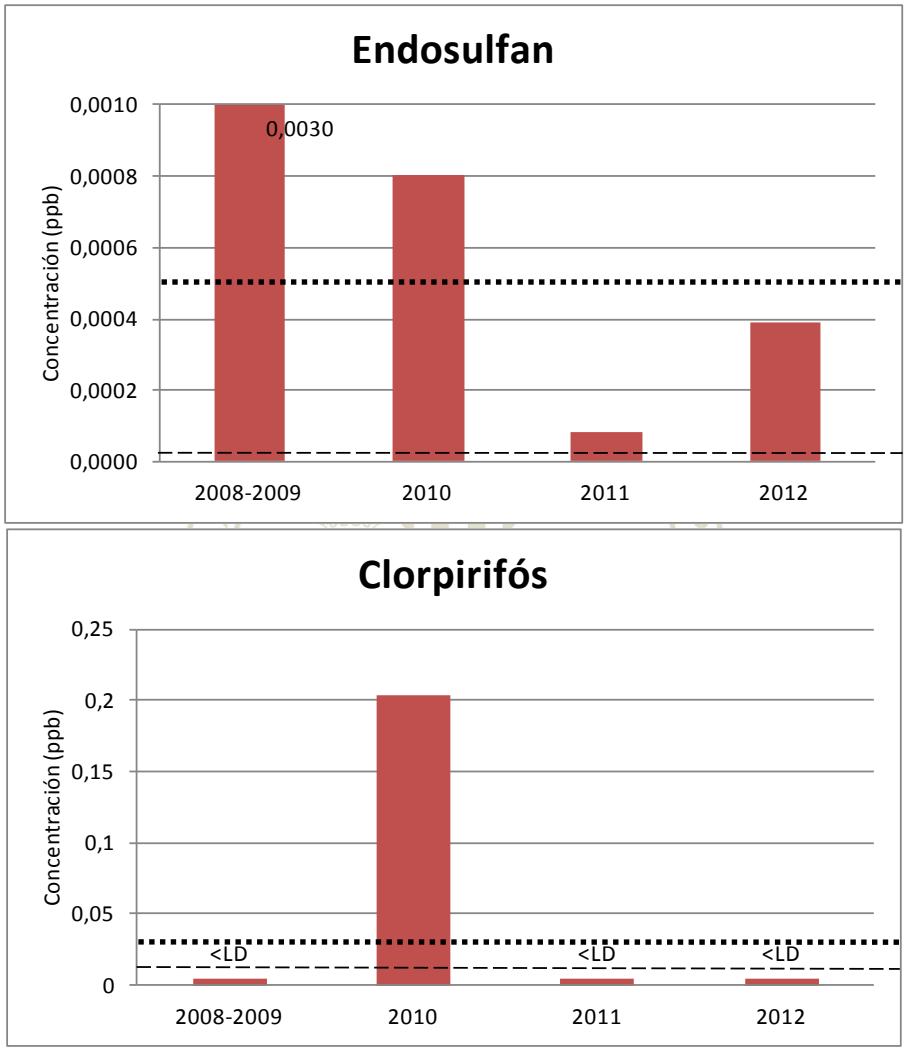

Figura 65. Concentraciones medias anuales de las sustancias prioritarias que superaron NCA en la masa 0202 (···NCA-MA; --- LD)

Tal y como se observa, en el control de vigilancia de 2008-2009, el endosulfán alcanzó una concentración media de 0,0030 µg/L superior a la NCA-MA establecida para este compuesto (0,0005 µg/L). Posteriormente, la concentración media anual de este compuesto se redujo, aunque en 2010 todavía se superó la NCA-MA con una concentración media de 0,0008 µg/L. Finalmente, en los muestreos de 2011 y 2012, las concentraciones medias alcanzadas se encuentran por debajo de la NCA-MA. El clorpirifós alcanzó en 2010 una concentración media

anual (0,20 µg/L) superior a la NCA-MA establecida para este compuesto (0,03 µg/L). Sin embargo, en los muestreos de 2011 y 2012 no se detectó este compuesto en ninguna de las campañas de muestreo realizadas.

En los sedimentos muestreados en la desembocadura del Júcar destacaba la presencia de los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) analizados (benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno benzo(g,h,i)perileno+indenopireno, antraceno y fluoranteno) en concentración total ligeramente superior a los 100 µg/kg. También se observó la presencia de un pesticida organoclorado, concretamente hexaclorociclohexano, aunque en concentraciones del orden de 1,17 µg/kg. Finalmente, se cuantificó el tributilo de estaño en una concentración de 0,07 ± 0,02 µg/kg en los sedimentos tomados en esta masa de agua.

Los sedimentos muestreados en el Estany de Cullera mostraron la presencia de t-nonilfenol y octilfenol en concentraciones de 6 ± 2 µg/kg y 2,9 ± 0,8 µg/kg, respectivamente. Por otra parte, destacó la presencia de los HAP analizados en este sedimento, encontrándose estas sustancias en una concentración total de casi 100 µg/kg. También se observó la presencia de dos pesticidas organoclorados, concretamente hexaclorociclohexano y pentaclorobenceno, aunque en concentraciones en torno a 1,17 µg/kg y 0,55 µg/kg, respectivamente. Finalmente, se observó la presencia de tributilo de estaño en los sedimentos tomados en esta masa de agua en una concentración de 0,096 ± 0,015 µg/kg.

7.6 Evaluación del estado químico

7.6.1 Aguas costeras

Para aplicar la valoración utilizando las sustancias prioritarias y preferentes se realizaron muestreos y análisis en agua, biota y sedimentos. Los metales analizados fueron cadmio, mercurio, plomo y níquel (sustancias prioritarias) y arsénico, cobre, cromo, selenio y zinc (sustancias preferentes), no superando en ninguna masa los valores de concentración indicados en las NCA.

Respecto a las sustancias prioritarias de origen orgánico, aunque en los primeros análisis realizados en el agua se detectó la presencia de algunas sustancias por encima de los valores fijados por las NCA, en la actualidad, la concentración media anual de todas ellas se encuentra en niveles muy inferiores a los establecidos en las NCA. También se han realizado controles en sedimentos, pero la información obtenida hasta el momento no permite establecer una tendencia definida, siendo necesaria la realización de más controles.

En la Tabla 37 se muestra la valoración obtenida en las masas de agua costeras utilizando datos de metales (sustancias prioritarias y preferentes) del 2008-2012 en la matriz agua y sustancias prioritarias (compuestos orgánicos) con datos del 2012. Los resultados obtenidos muestran que según las NCA que figuran en el Anexo I y Anexo II del Real Decreto 817/2015, todas las masas de agua costeras las cumplen, ya que no se supera en ninguna masa de agua los valores de concentración indicados en dichas NCA.

Tabla 37. Resultados de la evaluación del estado químico en las masas costeras

Masa	2008-2009	2008-2009	2012	Estado químico
	Sustancias prioritarias (Metales)	Sustancias preferentes (Metales)	Sustancias Prioritarias	
007	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
0081	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
008	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno

7.6.2 Aguas de transición

Para la determinación de sustancias prioritarias en agua se realizaron diversas campañas de muestreo en el Estany de Cullera y desembocadura del Júcar. En los años 2011 y 2012 también se recogieron muestras de sedimento para la determinación de estas sustancias en dichas masas para el estudio de la tendencia temporal. Sin embargo, los datos obtenidos son insuficientes para ofrecer resultados de dicha matriz.

En referencia a los metales en agua, según los resultados obtenidos de las muestras del año 2008-2009 y según las NCA que figuran Real Decreto 817/2015, todas las masas de agua de transición cumplen con las NCA, ya que no se supera en ninguna masa de agua los valores de concentración indicados en la legislación.

Respecto al resto de sustancias prioritarias y preferentes, los resultados indican que, en la actualidad, en el Estany de Cullera y en la desembocadura del Júcar, las sustancias analizadas no superan NCA establecidas. Los resultados del estado químico en las masas de agua de transición se recogen en la Tabla 38.

Tabla 38. Resultados de la evaluación del estado químico en las masas de transición

Masa	Nombre de masa	Potencial químico
T0201	Desembocadura del Júcar	BUENO
T0202	Estany de Cullera	BUENO

7.7 Impacto de los emisarios de vertidos en diversos parámetros de calidad de las aguas costeras en la zona de estudio

En esta sección se presenta un estudio integrado de carácter preliminar de la zona de estudio con el fin de mostrar la potencialidad de los datos de teledetección en el análisis del impacto de las emisiones de vertidos al mar sobre algunos parámetros significativos de calidad de las aguas costeras. Agradecemos a la Dirección General del Agua la información básica

necesaria para la ubicación y caracterización de los emisarios a lo largo de toda la costa de la Comunidad Valenciana. La Figura 66 muestra la identificación y localización de los emisarios.

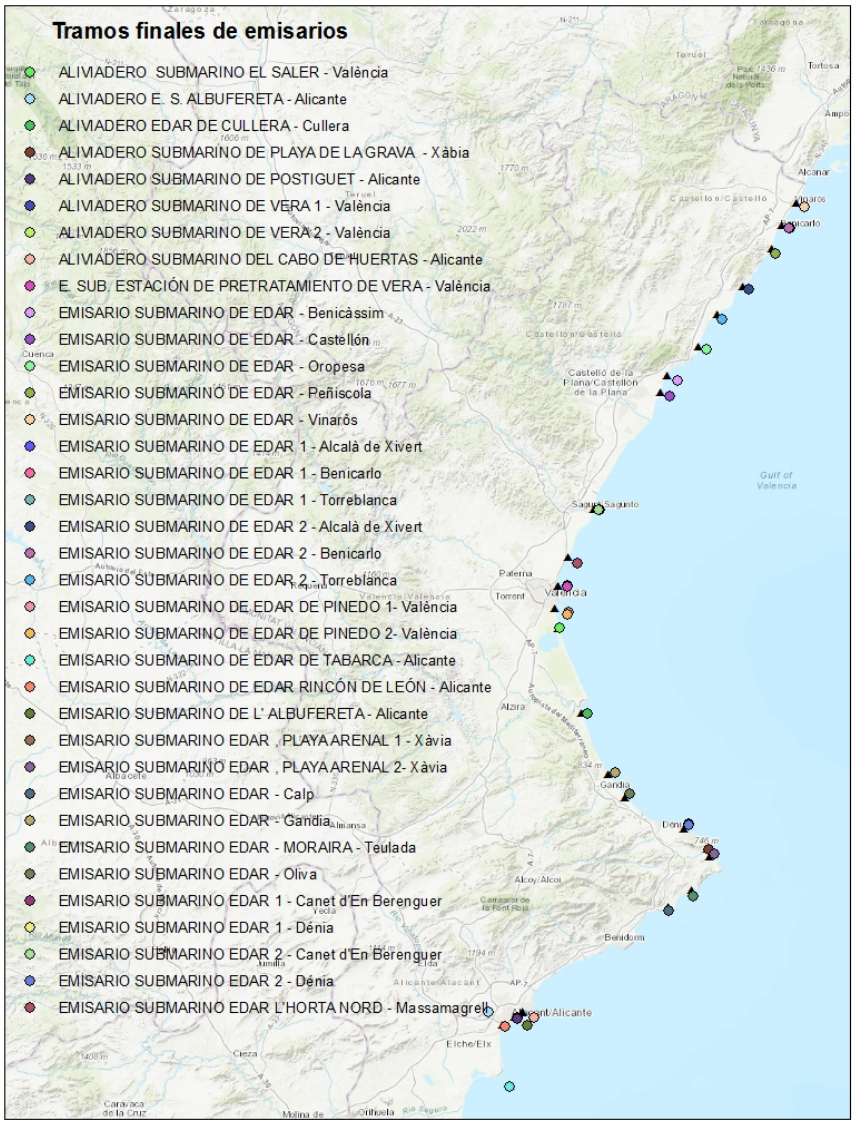

Figura 66. Identificación y situación de los emisarios de vertidos marinos a lo largo de la costa de la Comunidad Valenciana

El análisis se ha realizado para el día 14 de Noviembre de 2017 para los parámetros temperatura de la superficie del mar (Figura 67), concentración de clorofila-a (Figura 68), sólidos totales en suspensión (Figura 69) y turbidez (Figura 70), obtenidos por los sensores OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) y SLSTR (Sea and Land Surface Temperature Radiometer) a bordo del satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea.

La temperatura de la superficie del mar es un parámetro que no presenta variaciones significativas debido a la capacidad calorífica del agua. La Figura 67 muestra este parámetro obtenido a partir del sensor SLSTR (Sea and Land Surface Temperature Radiometer) con una resolución de 500 m x 500 m. Puede observarse que la mayoría de los valores se encuentran entre 290 y 294 K. Para este día concreto no se distinguen plumas en la variación de la temperatura, pero es razonable pensar que, analizando más detenidamente imágenes estacionales, se observarían variaciones más significativas, sobre todo en las zonas donde se ubican los emisarios de vertidos.

Las Figuras 68, 69 y 70, muestran, respectivamente, las variaciones en la concentración de clorofila-a, de sólidos totales en suspensión y variaciones de turbidez, obtenidas a partir del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) con una resolución de 300 m x 300 m.

Estos cuatro parámetros se estudian para evaluar sus fluctuaciones con respecto a los aportes litorales en parte de la costa Mediterránea del este de la Península Ibérica. En todas las figuras, la imagen de la izquierda cubre gran parte de la costa Mediterránea, abarcando desde el Delta del Ebro (Tarragona) hasta el Mar Menor (Murcia). Las otras dos imágenes, secciones de la anterior, se centran en la zona concreta de estudio, que comprende parte del litoral valenciano situado entre el Puerto de Valencia y la desembocadura del río Júcar (Cullera, Ribera Baja). De estas últimas, la imagen central mantiene la escala de color amplia correspondiente a los valores encontrados en la parte de la costa Mediterránea seleccionada, mientras que la imagen de la derecha se representa con una escala de color optimizada para la zona concreta de estudio.

En relación con la imagen de la izquierda, se presentan los niveles de concentración de clorofila-a, de sólidos totales en suspensión, y de turbidez en esa escala que abarca todos los valores. ***En el caso de la clorofila-a (Figura 68), los valores oscilan entre los 4 y 15 mg.m-3 en zonas como la Albufera y el Delta del Ebro, valores de alto contraste con las concentraciones habitualmente encontradas en el Mediterráneo, que no suelen superar 1 mg.m-3. En el caso de los sólidos totales en suspensión (Figura 69), es muy significativo el contraste de concentración que se encuentra en zonas como la Albufera con respecto al mar Mediterráneo, cuyos valores a nivel de costa pueden alcanzar hasta 30 g.m-3. Con respecto a la turbidez, parámetro estrechamente relacionado con los sólidos totales en suspensión, en el Mediterráneo, en general, se presentan valores inferiores al medio metro^{-1}. No obstante, en sistemas como la Albufera de Valencia, se presentan valores de más de 1 m^{-1}, como es de prever en este tipo de ecosistemas***.

En las imágenes de la zona específica de estudio del proyecto, primero se observa que la escala numérica en referencia a los valores encontrados desde el Delta del Ebro al Mar Menor, así como la escala de color utilizada para representar estos, no proporciona una visión correcta de las plumas en la zona de estudio, por lo que se decidió optimizar la escala en función del histograma solo de los valores presentes en la zona concreta de estudio, sin incluir los valores de la Albufera, y solo los valores de la línea de costa y la zona donde se presentan las plumas, para facilitar su visualización.

En el caso de la clorofila-a la escala va de 0 a 4 mg.m-3, escala que cubre y destaca las concentraciones de interés en la línea costera y las plumas que se generan como se observa en la Figura 67. En el caso de los sólidos totales en suspensión (Figura 68), se utiliza una escala de 0 a 35 $g.m^{-3}$, y para la turbidez (Figura 69), se selecciona una escala de 0 a 1,5 m^{-1}.

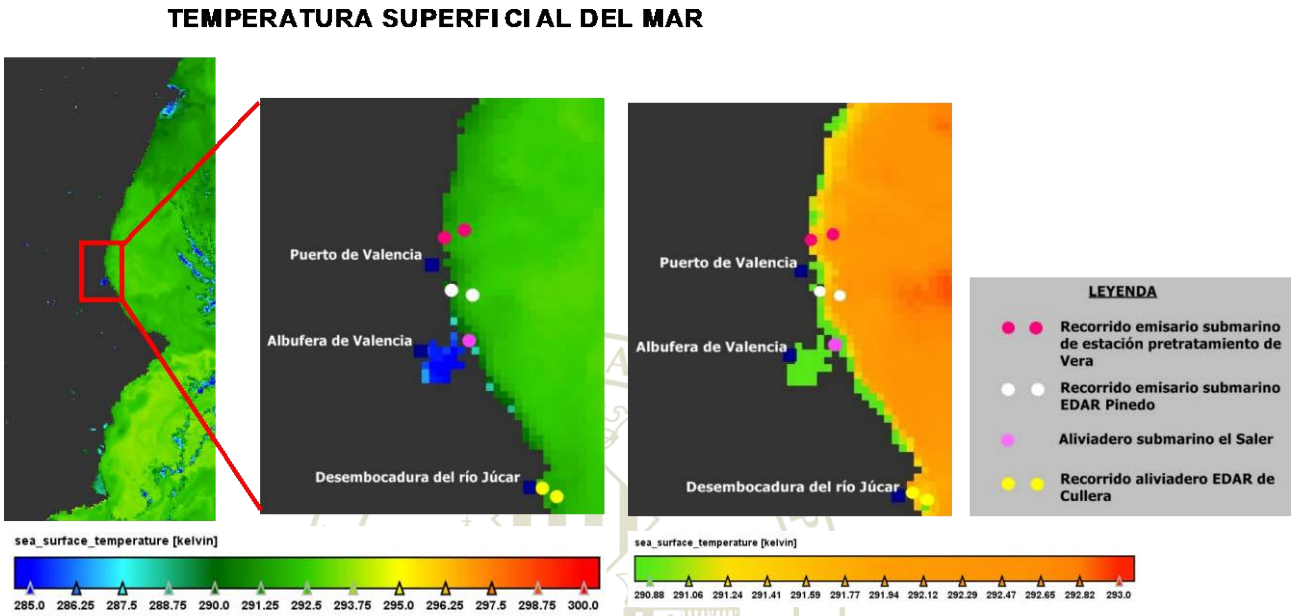

Figura 67. Temperatura de la superficie del mar obtenida a partir del instrumento SLSTR (Sea and Land Surface Temperature Radiometer) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea. La imagen, con una resolución de 500 m x 500 m, corresponde al 14 de noviembre de 2017. Las dos imágenes de la izquierda cubren toda la escala de valores de temperatura mostrando toda la costa de la Comunidad Valenciana y la zona de estudio particular del Proyecto. La imagen de la derecha se muestra con la escala de valores de temperatura más frecuentes en la zona de estudio, para una mejor interpretación. También se muestran los emisarios marinos presentes en esta zona.

En las imágenes resultantes de clorofila-a, de sólidos totales en suspensión y de turbidez, las plumas que se observan proporcionan información sobre la procedencia de estos vertidos, así como la concentración estimada y valores de estos parámetros. Por ejemplo, se observa como en el puerto de Valencia, en el caso de la clorofila-a, se presenta una concentración de este pigmento mayor que en otras zonas. Algunos datos pueden estar influenciados por nubes, pero los que no, presentan valores de hasta 13 mg.m-3. Esto ocurre así porque, de acuerdo con Vila y Masó (2005), los grandes puertos de mares con pocas mareas deberían ser considerados como áreas con alta probabilidad de blooms de elevada biomasa, dado que son ricos en nutrientes, favoreciendo así la activación del crecimiento celular y, al estar limitada la dispersión de las células, estas pueden acumularse en este tipo de

infraestructuras. Puede también observarse en la última figura como en otros puntos, muchos coincidentes con la posición de golas, como la gola de Valencia, o desembocaduras de ríos, como la del Turia o la del Júcar, también se producen flujos notorios. Gracias a la buena resolución espacial del sensor, se podría correlacionar la posición y distribución de estas plumas con la disposición de emisarios como el de Vera, Pinedo, el aliviadero de Saler y el aliviadero de la EDAR de Cullera, este último situado en la desembocadura del Júcar. Esto también se puede observar en las imágenes de turbidez y sólidos suspendidos totales.

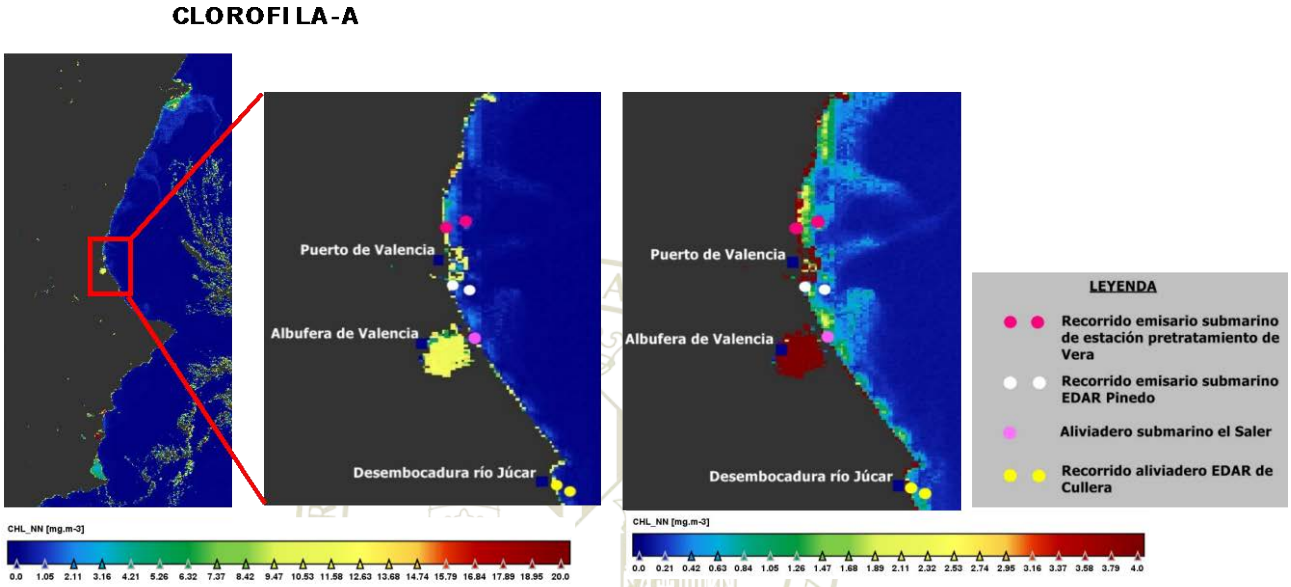

Figura 68. Imagen de clorofila-a del 17 de noviembre de 2017 obtenida del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea. La imagen de la izquierda corresponde a la zona costera que va desde el Delta del Ebro hasta el Mar Menor, y su escala de color cubre todos los valores de la imagen entre 0 y 20 mg.m-3 al igual que la segunda imagen. La imagen de la derecha muestra la zona de estudio y la escala de color optimizada para cubrir los valores más significativos en esta zona, entre 0 y 1.5 mg.m-3. Marcados en color y con símbolos circulares, se muestran los emisarios presentes en la zona con una correspondencia entre su disposición y valores de mayor concentración de clorofila en la zona. En el caso de Vera, se trata de dos emisarios, uno de ellos con doble salida, pero al estar cercanos entre ellos y teniendo presente la escala de la imagen, se ha seleccionado una coordenada central para el posicionamiento de estos. El emisario de Pinedo presenta dos salidas también, pero dada la escala solo se representa un punto intermedio entre estas. En el caso del aliviadero submarino de El Saler, al disponerse su inicio tan cerca del final, por su escasa longitud, solo se ha dispuesto un punto para su representación.

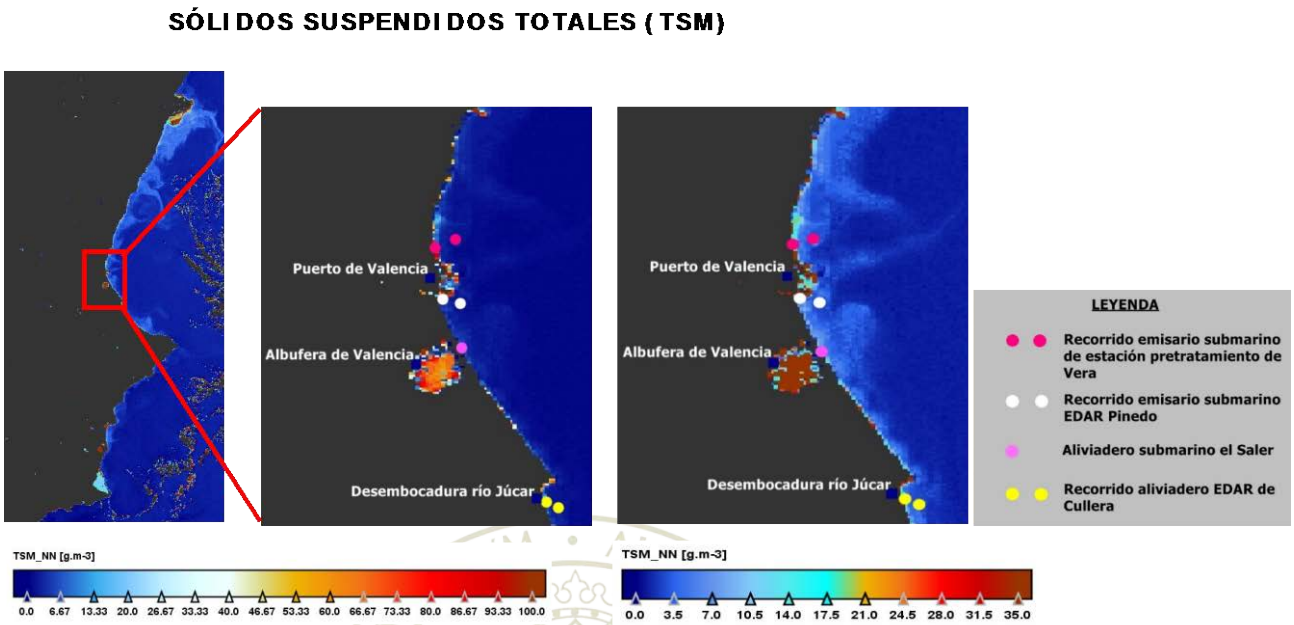

Figura 69. Imagen de sólidos suspendidos totales del 17 de noviembre de 2017 obtenida del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea. La imagen de la izquierda corresponde a la zona de costa mediterránea desde el Delta del Ebro hasta el Mar Menor, y su escala de color cubre todos los valores de la imagen entre 0 y 100 g.m^{-3}, al igual que la segunda imagen. La imagen de la derecha muestra la zona de estudio y la escala de color optimizada para cubrir los valores más significativos en esta zona, entre 0 y 35 g.m^{-3}. Marcados en color y con símbolos circulares, se muestran los emisarios presentes en la zona con una correspondencia entre su disposición y valores de mayor concentración de sólidos totales en suspensión en la zona. En el caso de Vera, se trata de dos emisarios, uno de ellos con doble salida, pero al estar cercanos entre ellos y teniendo presente la escala de la imagen, se ha seleccionado una coordenada central para el posicionamiento de estos. El emisario de Pinedo presenta también dos salidas, pero, dada la escala, solo se representa un punto intermedio entre estas. En el caso del aliviadero submarino de El Saler al disponerse su inicio tan cerca del final, dada su escasa longitud, solo se ha dispuesto un punto para su representación.

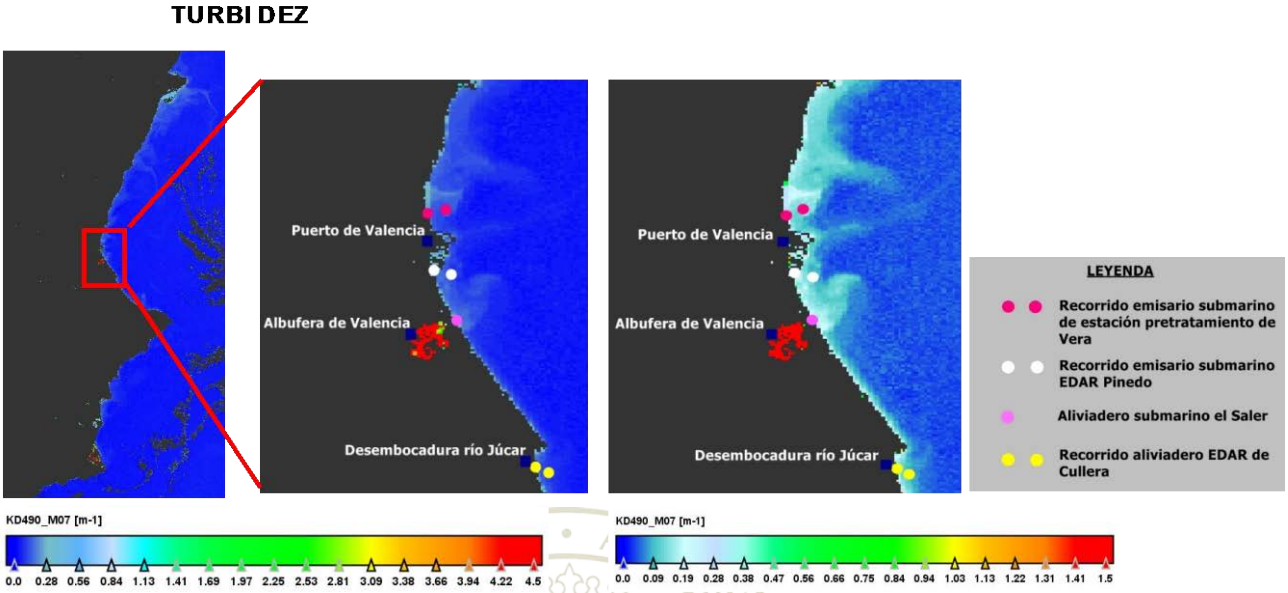

Figura 70. Imagen de turbidez del 17 de noviembre de 2017 obtenida del sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo del Satélite Sentinel-3 del Programa Copernicus de la Comisión Europea. La imagen de la izquierda corresponde a la zona de costa mediterránea desde el Delta del Ebro hasta el Mar Menor, y su escala de color cubre todos los valores de la imagen entre 0 y 4.5 m^{-1} al igual que la segunda imagen. La imagen de la derecha muestra la zona de estudio y la escala de color optimizada para cubrir los valores más significativos en esta zona, entre 0 y 1.5 m^{-1}. Marcados en color y con símbolos circulares, se presentan los emisarios presentes en la zona con una correspondencia entre su disposición y valores de mayor turbidez en la zona. En el caso del emisario de Vera, se trata de dos emisarios, uno de ellos con doble salida, pero, al estar cercanos entre ellos y teniendo presente la escala de la imagen, se ha seleccionado una coordenada central para el posicionamiento de estos. El emisario de Pinedo presenta también dos salidas, pero dada la escala, solo se representa un punto intermedio entre estas. En el caso del aliviadero submarino de El Saler, al disponerse su inicio tan cerca del final, dada su escasa longitud, solo se ha dispuesto un punto para su representación.

Tras el análisis básico y preliminar de las imágenes del sensor OLCI a bordo del satélite Sentinel-3, se puede concluir que es posible la observación y seguimiento periódico de los vertidos del continente, lo cual puede ser muy útil para determinar el impacto de estos aportes al ecosistema marino costero valenciano. La teledetección, específicamente el sensor OLCI (*Ocean and Land Colour Instrument*), permite un análisis objetivo y sistemático de algunos parámetros de calidad de las aguas costeras más significativos permitiendo así realizar estudios de seguimiento que ayudarían eficaz y efectivamente en la toma de decisiones en la gestión de recursos hídricos de las aguas costeras.

8. Evaluación de indicadores socio-económicos

8.1 Valoración económica de los servicios que ofrecen los ecosistemas acuáticos

Como resulta conocido, el desarrollo económico ha llevado consigo la explotación, en ocasiones excesiva, de los ecosistemas acuáticos. El propio crecimiento de la población acompañado de una mayor presión sobre los recursos ha incrementado el riesgo de degradación e incluso eliminación de los ecosistemas naturales con unas consecuencias que podrían ser catastróficas (FAO, 1999). Durante las últimas décadas se está tratando de lograr un mejor uso y gestión de estos ecosistemas mediante la identificación y valoración de los servicios que ofrecen a la sociedad (Kallis et al., 2013, Wallace, 2007). La ventaja de este enfoque es que permite otorgar a estos espacios una mayor relevancia social, económica e institucional mediante su valoración monetaria (Aznar-Bellver y Estruch-Guitart, 2012). Este proceso de cuantificación resulta complejo por varias razones, independientemente de la metodología implementada, ya que, por ejemplo, las unidades en las que se expresa el valor económico no coinciden con las unidades que definen un ecosistema (Wallace, 2007). Además, estos espacios se caracterizan por una serie de interrelaciones complejas que deben ser identificadas e incluidas en el análisis.

A pesar de las dificultades existentes, la mayoría de los autores defienden el uso de estas metodologías de valoración económica como herramientas para la gestión de los ecosistemas acuáticos en el contexto de una sociedad de mercado. Bajo este enfoque, Kumar et al. (2013) argumentan que, desde una perspectiva ética, este enfoque resulta válido siempre que tenga como objetivo lograr un cambio de comportamiento en la sociedad que favorezca la conservación de estos espacios a largo plazo (Perez-Verdin et al., 2016). En este caso se requiere integrar los aspectos biológicos (ambientales) con las metodologías de carácter económico con el fin de conocer y valorar la generación y el consumo de los llamados Servicios Ecosistémicos (SE) (Mach et al., 2015). Esta aproximación implica reconocer las relaciones que los seres humanos establecen con el entorno para obtener un beneficio, principalmente económico, en función de su explotación.

Según Costanza et al. (1997), los SE pueden definirse como "los beneficios que la población humana obtiene, directa o indirectamente, de las funciones del ecosistema", dando así más relevancia a la propiedad obtenida de la naturaleza. Estos servicios pueden clasificarse en tres grupos: (i) aprovisionamiento, productos que se obtienen de los ecosistemas, como agua, alimentos o madera); (ii) regulación y mantenimiento, control de inundaciones y (iii) culturales, beneficios no materiales como uso recreativo (Sarkki y Karjalainen, 2015). Sin embargo, cabe tener en cuenta que los SE son multifuncionales y pueden ser aprovechados en diferentes situaciones (Busch et al., 2012). Por ejemplo, según Maes et al. (2012), un humedal proporciona servicios como: protección contra inundaciones, recarga de aguas subterráneas, almacenamiento de carbono y purificación de agua, entre otros.

Asumiendo que los SE surgen cuando los seres humanos obtienen beneficios del ecosistema (Gómez-Baggethun y Muradian, 2015; Farley et al., 2014), se plantea la implementación de diversas metodologías de cara a cuantificar su valor monetario (Bark et al., 2016). En el caso de los ecosistemas acuáticos han sido varios los autores que, de manera reciente, han ido aportando resultados en este campo (Watson et al., 2016; Bark et al., 2016; Dennedy-Frank et al., 2016; Tesfaye et al., 2016; Remme et al., 2015). De las diferentes contribuciones se deduce la necesidad de incluir los SE procedentes de los ecosistemas acuáticos en los procesos de planificación y toma de decisiones. Ciertamente la sociedad obtiene un beneficio derivado del uso de estos espacios, ya que estos SE forman parte de los procesos de

producción e, incluso, se asocian con la propia existencia de los SE, es decir, el conocido valor de existencia. El hecho de obtener un beneficio directo de los SE junto con la falta de una regulación clara relacionada con los límites de su uso implica que los SE tienden a estar sobreexplotados. Se trata de un fallo de mercado debido a la carencia de incentivos para la conservación y el uso sostenible de los recursos naturales (Adhikari y Boag, 2013). Ello está vinculado directamente a la generación de impactos ambientales que se conocen como externalidades negativas dentro de una aproximación económica.

El grado de importancia de los SE varía con la sociedad que se estudia, es decir, el análisis tiene en cuenta el contexto social, porque los SE tienen una gran dimensión espacial que los vincula a un área concreta y a las condiciones climáticas de la misma (Busch et al., 2012). A su vez, existen SE que son renovables, lo que permite su reemplazo a una tasa igual o menor que la tasa de consumo, mientras que otros no lo son debido a que su tasa de reemplazo es significativamente menor que la tasa de extracción y consumo. En este último caso, si el uso de los SE continúa aumentando, la propia existencia del ecosistema se verá seriamente afectada (Häyhä y Franzese, 2014). Por otro lado, los SE también tienen una dimensión temporal significativa (Hein et al., 2016) que varía según la dinámica natural de los ecosistemas y la influencia de la explotación humana. El estado de una masa de agua cambiará con el tiempo dependiendo de las condiciones climáticas y de la tasa de extracción.

El análisis de los SE permitirá identificar los flujos de los ecosistemas de los que la sociedad obtiene un beneficio económico. Gracias a ello, podemos cuantificar el valor monetario asociado con el impacto ambiental generado y promover su inclusión en los procesos de planificación y toma de decisiones (Lauf et al., 2014; Farley et al., 2014; Nahlik et al., 2012).

8.2 Metodologías para la valoración económica de los servicios de los ecosistemas acuáticos

La valoración económica de los SE no resulta sencilla ya que se requiere una adecuada identificación de los mismos junto a la aplicación de una metodología debidamente contrastada (Lamarque et al., 2011). Una serie de autores como Busch et al. (2012) y Mach et al., (2015) proponen el uso de métodos tanto cuantitativos como cualitativos para el análisis de los SE y del impacto de las actividades humanas en los ecosistemas.

El interés científico generado por la valoración económica de los SE ha ido creciendo a lo largo del tiempo especialmente en aquellos servicios sin valor de mercado (como la calidad del agua) pero cuya conservación es esencial para garantizar la supervivencia de los ecosistemas y de la propia sociedad. Por ejemplo, no existe un mercado en el que se fije el precio del agua con mayor o menor calidad (en términos de presencia de contaminantes). Sin embargo, la mala calidad del agua significa un grave deterioro de los ecosistemas, incluida la pérdida de biodiversidad (que también es un tipo de SE sin valor de mercado).

Es bien sabido que un adecuado tratamiento de aguas residuales implica beneficios significativos (costes evitados), por lo tanto, la inacción puede interpretarse como un beneficio no logrado o un coste no evitado debido al vertido de las aguas residuales sin un tratamiento idóneo. En otras palabras, si las aguas residuales se vierten en áreas sensibles sin un adecuado tratamiento se generan costes evidentes y se dejan de obtener beneficios potenciales. Estos beneficios asociados con un tratamiento idóneo de las aguas residuales se pueden agrupar en dos categorías generales: beneficios de mercado y de no mercado. Dentro de estos últimos se sitúan los efectos sociales y ambientales.

Estos SE sin valor reconocido por el mercado se han evaluado tradicionalmente a través de metodologías basadas en las preferencias declaradas (Bateman et al., 2006). Estos enfoques

utilizan técnicas de encuesta para obtener la disposición a pagar de las personas (DAP) por la provisión hipotética de un bien ambiental (por ejemplo, una mejora en la calidad del agua en áreas litorales).

Los valores obtenidos se toman para representar los beneficios o costes evitados debidos a la mejora en la calidad ambiental y se pueden integrar en un marco coste-beneficio para obtener los beneficios sociales y ambientales de las actuaciones destinadas a mejorar el bienestar de la sociedad. Por lo tanto, los resultados empíricos de un estudio de valoración proporcionan una gran cantidad de información sobre el interés de la población en los programas de mejora de la calidad ambiental en determinadas áreas territoriales (Carson y Hanemann, 2005). Las categorías principales de los métodos de preferencias declaradas son la valoración contingente (VC) y el experimento de elección.

El VC es un método basado en encuestas ampliamente utilizado para cuantificar el valor monetario en bienes ambientales. Este enfoque se basa en preguntar a los encuestados en un mercado hipotético cuál sería su disposición a pagar por un bien público específico. Aunque se pueden usar diferentes formatos, el más utilizado es el modelo de elección discreta, introducido por primera vez por Bishop y Heberlein (1979) y ratificado por el NOAA Blue Ribbon Panel (Arrow et al., 1993). Bajo este formato de pregunta, al entrevistado se le ofrece una opción binaria entre dos alternativas diferentes, una es la política de status quo y la otra es la alternativa que implica un aumento en la calidad del medio ambiente con un coste determinado. El encuestado responde "sí" o "no" a la política alternativa ofrecida en comparación con el status quo.
Dado que las respuestas obtenidas son variables binarias, se requiere de un modelo estadístico apropiado para una variable dependiente discreta, como la detallada en Hanemann y Kanninen (1996). De hecho, cuando un entrevistado se enfrenta a una pregunta para aceptar o rechazar un proyecto que implica una mejora ambiental cabe preguntarle sobre su disposición a pagar para obtener el cambio propuesto. Sin embargo, las respuestas ''sí'' o ''no'' obtenidas sólo ofrecen información cualitativa por lo que se requiere de un modelo estadístico que relacione las respuestas de los encuestados con la cantidad monetaria solicitada.
Por ejemplo, en base a la metodología VC, los beneficios ambientales asociados a una mejora en el tratamiento de aguas residuales se pueden expresar de la siguiente manera:

$$EB = \sum_{t=1}^{T} \frac{(WTPE_t * NH_t)}{(1+r)^t} \qquad (1)$$

donde EB son los beneficios ambientales (€); WTPE es la disposición promedio a pagar por mejorar la calidad de las masas de agua (€ / hogar-año); NH es el número de hogares en el área afectada por la actuación; r es la tasa de descuento; t es el año; y T es el horizonte temporal de la actuación.

A pesar de la popularidad de los métodos de preferencias declaradas sobre la valoración de la calidad del agua, existen otras metodologías que pueden arrojar luz sobre este tema. En este contexto, utilizando el concepto de función distancia (Färe et al., 1993) es posible calcular los precios sombra para los contaminantes eliminados de las aguas residuales, que tienen un claro impacto negativo sobre el medio ambiente. En este sentido, el tratamiento de aguas residuales se considera como un proceso productivo en el que se obtiene una producción deseable (agua tratada) junto con una serie de productos no deseados (sólidos en suspensión, nitrógeno, fósforo, etc.). Un precio sombra para estos contaminantes se puede considerar como el equivalente al daño ambiental evitado ya que si se vierten sin control causarían un impacto negativo en el medio ambiente (Hernández et al., 2010). De ahí, los costes evitados estimados con la metodología de los precios sombra representan una estimación del valor económico de los beneficios ambientales obtenidos del proceso de tratamiento dirigido a mejorar la calidad del agua. Estos beneficios, como en el caso del VC, también se pueden incorporar en un marco de análisis coste-beneficio.

Otra aproximación metodológica reconocida en la literatura es el llamado enfoque marginalista (Alam et al., 2016), que tiene como objetivo cuantificar en qué medida la mejora en la calidad de los SE compensa la pérdida de utilidad debida a la restricción del uso de los mismos para garantizar la conservación a largo plazo de los ecosistemas. Cuando la valoración económica de los SE busca establecer un precio como herramienta para cambiar el comportamiento de la sociedad, el importe a pagar será aquel que iguale el coste marginal de generar beneficios ambientales (medidas de conservación) con el beneficio marginal obtenido por los beneficiarios de los SE (Roumasset y Wada, 2013).

El conjunto de metodologías utilizadas para la valoración económica de los SE requieren su identificación y definición, ya sea a través de la observación directa o indirecta a través del uso de indicadores tanto de oferta como de demanda (Seppelt et al., 2012). Un ejemplo de indicador asociado a los SE de la calidad del agua serían los niveles de nutrientes asociados con los procesos de eutrofización (Martín-López et al., 2014; Alam et al., 2016). El análisis de la evolución de este indicador mediante la aplicación de una metodología de valoración adecuada (como los precios sombra) permite obtener una cuantificación monetaria del coste ambiental y social derivado de la presencia de nutrientes (directamente relacionado con los procesos de eutrofización).

En muchas áreas geográficas, la calidad del agua que se consume no cumple con los estándares mínimos requeridos debido a la presencia de sustancias nocivas derivadas de la actividad humana (nitratos, fosfatos, metales pesados y patógenos). Aunque estas sustancias se consideran productos no deseables, su eliminación no está sujeta a ningún tipo de incentivo (principalmente económico). En este punto la implementación de la metodología de precios sombra permite cuantificar el coste evitado de no verter estos contaminantes en las masas de agua, es decir, se estima el beneficio ambiental de mejorar la calidad del agua. Dado que los precios sombra calculan el coste marginal de los contaminantes, ello supone un indicador del beneficio ambiental asociado con la eliminación de estos contaminantes del efluente de las plantas de tratamiento y la mejora de la calidad del agua. Por tanto, la aplicación de la metodología de los precios sombra para los contaminantes del agua residual permite internalizar las externalidades ambientales dentro del proceso de toma de decisiones.

Los resultados de la implementación de las metodologías mencionadas con anterioridad representan una ventaja significativa al desarrollar medidas concretas para la gestión de los SE. El valor económico de los SE puede incluirse dentro de un análisis coste-beneficio (Bark et al., 2016), para evaluar la viabilidad de las medidas de gestión analizadas en diferentes escenarios (Busch et al., 2012). El resultado final será el diseño de incentivos económicos que permitan cambiar el comportamiento de los responsables de los SE hacia prácticas más sostenibles, mejorando la provisión y explotación de estos servicios y asegurando la existencia del ecosistema acuático a través del tiempo mejorando la calidad ambiental.

La metodología para estimar los precios sombra de productos no deseados inicialmente se usó para estimar el valor económico de los contaminantes atmosféricos (Coggin y Swinton, 1996; Swinton, 1998) aunque de manera más reciente se han desarrollado varias aplicaciones empíricas para estimar los precios sombra de los contaminantes eliminados de las aguas residuales como resultado del tratamiento (Hernández -Sancho et al. 2010; Molinos-Senante et al., 2011a). Por lo tanto, los precios sombra para los contaminantes se consideran un indicador de los beneficios ambientales asociados al tratamiento de aguas residuales.

La literatura sobre los beneficios ambientales del tratamiento de aguas residuales utilizando la metodología de los precios sombra es relativamente reciente, ya que, como se

apuntó con anterioridad, la adaptación de la metodología desarrollada por Färe et al. (1993) al marco de las aguas residuales fue llevada a cabo por Hernández et al. (2010). Sin embargo, muchas aplicaciones empíricas se han implementado desde entonces. Además, Molinos-Senante et al. (2011b) comparan los beneficios ambientales de la mejora del tratamiento de aguas residuales, calculándolos utilizando la metodología de precios sombra y la valoración contingente.

Posteriormente, se realiza una breve revisión de algunas aplicaciones empíricas del valor económico de los beneficios ambientales asociado a la mejora del tratamiento de aguas residuales, mediante el enfoque de los precios sombra.

Hernández-Sancho et al (2010) en un trabajo pionero y utilizando una muestra de 43 plantas de tratamiento de aguas residuales, calcularon el precio sombra de cinco contaminantes: nitrógeno (N); fósforo (P), sólidos en suspensión (SS), demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) como se muestra en la Tabla 39. El valor económico de los contaminantes difiere según el tipo de masa de agua en el que éstos son vertidos. Una de las principales conclusiones de este trabajo es que los precios sombra son negativos ya que están asociados a productos sin valor de mercado. Es importante destacar que los precios sombra son los costes evitados que resultan de la eliminación de contaminantes durante el tratamiento de aguas residuales. Por ejemplo, el precio sombra del nitrógeno si se vierte a los humedales es -65,209 € / Kg, lo que significa que por cada kg de este nutriente que no se vertiese en un humedal, el daño evitado o el beneficio ambiental generado equivale a € 65,209.

Tabla 39. Precio de referencia del agua tratada (€/m3) y precios sombra para productos no deseados (€/Kg.)

		Estimación de precios sombre para outputs no deseables (€/kg)				
Destino	Precio de referencia agua €/m^3	N	P	SS	DBO	DQO
Rio	0,7	-16,353	-30,944	-0,005	-0,033	-0,098
Mar	0,1	-4,612	-7,533	-0,001	-0,005	-0,010
Humedal	0,9	-65,209	-103,424	-0,010	-0,117	-0,122
Reutilización	1,5	-26,182	-79,268	-0,010	-0,058	-0,140

Dado que los contaminantes evaluados por Hernández-Sancho et al. (2010) no son los únicos eliminados de las aguas residuales, Molinos-Senante et al. (2013) planteó la estimación del valor económico de eliminar cinco productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs) de las aguas residuales. Obviamente, la eliminación de ese tipo de compuestos requiere tratamientos terciarios no siempre disponibles. Sin embargo, en la mayoría de países desarrollados donde la legislación sobre la calidad del agua se está volviendo más estricta, el conocimiento de los beneficios ambientales asociados con la eliminación de los PPCPs de las aguas residuales tiene un interés creciente. Los valores promedio de los precios sombra para los cinco PPCPs evaluados se muestran en la Tabla 40. A su vez, Molinos-Senante et al. (2013) evaluaron dos escenarios: el vertido del efluente en áreas sensibles y no sensibles.

Tabla 40. Precios sombra para outputs no deseados (€/Kg)

Escenario	Diclofenac	Tonalide	Galaxolide	Sulfamethoxazole	Ethinylestradiol
No sensible	- 42,20	-10,98	- 8,67	- 34,95	- 73,73
Sensible	- 53,47	-13,98	- 11,06	- 44,46	- 93,76

Dentro de la revisión de la literatura sobre el uso de precios sombra para estimar los beneficios ambientales asociados al tratamiento de aguas residuales cabe citar también el trabajo llevado a cabo por Molinos-Senante et al. (2011b). Estos autores llevaron a cabo la valoración económica de implementar un programa de medidas en la cuenca del Río Serpis para cumplir con la Directiva Marco Europea del Agua. El interés de este estudio es la comparación de los beneficios ambientales obtenidos mediante el enfoque de precios sombra con los resultados presentados en Del Saz et al. (2009) que valoran el mismo programa de medidas pero utilizando el método de VC.

La idoneidad de cada metodología dependerá de varios factores. En primer lugar, la VC es una técnica muy flexible que se puede aplicar a una gran variedad de bienes que no tienen mercado y a situaciones ex ante y ex post. A pesar de que la metodología de los precios sombra tiene un alcance más limitado, puede ser útil para cuantificar los impactos ambientales derivados de los procesos de producción. En segundo lugar, tenemos que considerar la restricción presupuestaria ya que los estudios de VC dependen de las respuestas de la encuesta y son muy costosos de realizar, por lo que a veces la financiación puede ser un factor limitante especialmente si necesitamos muestras representativas del conjunto de la población. A este respecto, la metodología de los precios sombra juega con ventaja ya que obtener la información necesaria es más directo y más barato (Färe et al., 2001).

Tercero, los resultados obtenidos de un estudio de VC son muy dependientes de los supuestos adoptados y del modelo empírico utilizado para estimar la media de DAP (Bengochea et al., 2005), por lo que este factor puede ser crítico en los procesos de toma de decisiones. Sin embargo, utilizando la metodología de la función distancia, los precios sombra se obtienen en base a los parámetros objetivos asociados con el proceso de producción. Y cuarto, el método VC podría ser más apropiado que el de los precios sombra cuando tratamos de estimar el valor económico total del agua limpia, ya que es la única técnica que en teoría es capaz de cuantificar los valores de uso y no uso.

8.3 Viabilidad de las actuaciones en los ecosistemas acuáticos

Mediante las metodologías y técnicas antes presentadas se permite obtener el llamado coste de la inacción o el beneficio que se obtendría gracias a la adopción de medidas para la mejora de la calidad del agua. Es evidente que para analizar la viabilidad de las actuaciones se requiere la comparación entre los beneficios potenciales o costes evitados con los costes necesarios para llevar a cabo la actuación. Abordamos seguidamente algunos criterios para el cálculo de los costes de acción.

8.3.1 Coste de las actuaciones

Con el fin de tener un conocimiento exhaustivo de los costes asociados a las actividades de tratamiento y gestión de aguas residuales, la metodología general Costes del ciclo de vida (LCC) proporciona una herramienta de análisis muy útil. LCC se define tradicionalmente como la estimación del coste total asociado a un activo a lo largo del tiempo, incluida la inversión, la operación, el mantenimiento y las reparaciones importantes. Todos esos costes se consideran internos a los procesos. La mejora de la gestión de las aguas residuales implica dos actividades, a saber, la red de alcantarillado y el tratamiento de aguas residuales, cuyos costes deben evaluarse.

La información sobre los costes asociados a ambos procesos se puede obtener de diferentes maneras:

- Metodología de ingeniería: el proceso se divide en muchas partes diferentes realizándose un análisis detallado de los costes de cada una de estas partes. La suma de los resultados obtenidos le da a este proceso un coste final. El estudio del desglose de costes permitirá: (i) conocer cuáles son los factores de coste con mayor peso en el nivel global, a través de etapas y para diferentes procesos, y realizar un análisis de sensibilidad detallado; (ii) el método de ingeniería está más enfocado a los factores de coste, por lo que puede convertirse en una guía para monitorear mejor sus costes en los diferentes procesos y; (iii) será una herramienta para verificar la bondad del ajuste en la estimación de costes a través de metodologías paramétricas.

- Metodología paramétrica: las ecuaciones se estiman para describir las relaciones entre los costes y las variables explicativas de los mismos. Es útil cuando las técnicas de ingeniería son difíciles de implementar. La metodología paramétrica puede considerar factores explicativos de coste que no se consideran directamente en el método de ingeniería, como la edad de la planta o los factores climáticos.

Para estimar el coste de la acción y el coste de la no acción (beneficios no alcanzados) a lo largo de la vida útil de las instalaciones, debe tenerse en cuenta el componente temporal. Por lo tanto, los costes y beneficios no alcanzados deben cuantificarse para cada año incluido en el horizonte temporal.

Como se muestra en la Figura 71, para obtener el valor presente neto (VPN) de un proyecto de gestión de aguas residuales, el coste de inversión se considera en la primera etapa del ciclo de vida mientras que los costes y beneficios operativos se asumen a lo largo de la vida útil y finalmente se considera el valor residual al final de la vida útil de cada instalación.

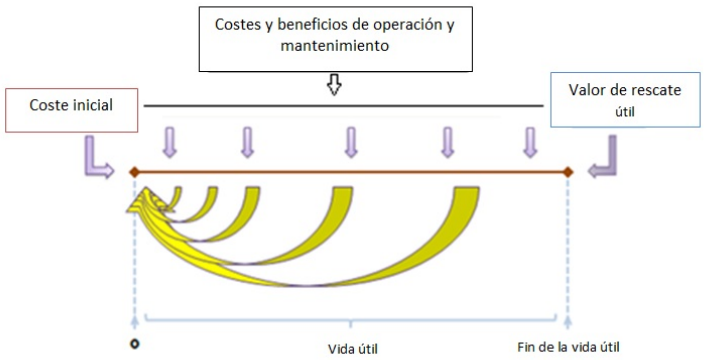

Figura 71. Costes de acción a lo largo del tiempo y beneficios evitados por falta de acción. Fuente: Elaboración propia de Termes-Rifé et al. (2013)

8.3.2 Viabilidad económica de las actuaciones

La viabilidad económica de cada proyecto se calcula utilizando la ecuación.

$$NPV = \sum_{t=1}^{T} \frac{\sum B_i - \sum C_i}{(1+r)^t} \qquad (2)$$

donde el NPV es el valor presente neto; Bi es el valor del beneficio i; Ci es el valor de la partida de coste i; r es la tasa de descuento; T es el horizonte temporal de la intervención y, t es el año.

Una intervención es económicamente viable sólo si el NPV> 0, es decir, los beneficios de la intervención superan los costes. Si el NPV <0, los costes exceden los beneficios y la intervención no es económicamente factible. La implementación puede estar justificada por otros factores, incluido el social, pero no desde el punto de vista económico. Las mejores opciones económicas ofrecen el mayor NPV y la opción preferida es la que tiene la mayor relación beneficio/coste (Molinos-Senante et al., 2012).

Como aparece en la Eq. (2) el NPV se estima mediante la aplicación de una tasa de descuento que refleja el hecho de que las personas generalmente prefieren tener dinero en el presente en lugar de en el futuro. Una dificultad para calcular el valor presente de un bien es obtener un valor apropiado para la tasa de descuento.

Dado que el agua regenerada es un recurso hídrico fundamental en áreas de escasez, Molinos-Senante et al. (2010, 2012) llevaron a cabo un análisis coste-beneficio de algunos proyectos de reutilización de agua desarrollados en España. Como aspecto novedoso, en el marco de la evaluación se consideraron no sólo los impactos del mercado sino también los efectos de no mercado como los ambientales derivados de la reutilización del agua. Una conclusión importante de este estudio es que, si solamente se contemplaran los impactos de mercado en la evaluación económica, muchos proyectos no serían económicamente viables. Sin embargo, si se incorpora el beneficio externo (beneficio ambiental), el análisis de viabilidad económica mostró resultados positivos para todos los proyectos de reutilización de agua evaluados en el estudio.

Un análisis de sensibilidad mide el impacto de cambiar uno o más supuestos en los resultados del estudio de viabilidad. Dado que los valores en muchos componentes de los costes y beneficios pueden sufrir una gran variabilidad, se debe realizar un análisis de la misma para los elementos del NPV con el fin de evaluar la incertidumbre de los resultados del estudio. Se recomienda analizar cómo los resultados finales pueden variar en diferentes escenarios.

Existen varias ventajas asociadas a un análisis de sensibilidad:

- Muestra la influencia de cada variable sobre los resultados del proyecto.
- Ayuda a identificar la incertidumbre asociada con cada variable.
- Proporciona información sobre el rango de variabilidad de los inputs y outputs.
- Puede ayudar a encontrar compensaciones entre los costes y los efectos ambientales.

Dado que los valores de la tasa de descuento utilizados para calcular el LCC pueden influir en los resultados finales, también se realiza un análisis de sensibilidad sobre este parámetro. Tomamos una decisión previa sobre el valor considerado en el estudio, pero es importante ver hasta qué punto esta decisión afecta los resultados finales.

8.4. Instrumentos económicos para promover actuaciones en los ecosistemas acuáticos

Los ecosistemas acuáticos proporcionan a la economía flujos de servicios de agua o bienes primarios para la actividad productiva. Además de contribuir a la producción de bienes y servicios, los ecosistemas acuáticos proporcionan una serie de servicios ambientales esenciales para el bienestar humano y para el propio funcionamiento de la economía. Estos servicios incluyen, por ejemplo, agua y seguridad sanitaria, control de inundaciones o apoyo a la biodiversidad. La cantidad y calidad de los servicios ofrecidos, así como su continuidad, dependen del estado de conservación de estos ecosistemas.

Los objetivos de la política del agua se definen en términos de un estado deseado de conservación de estos ecosistemas acuáticos. La elección de los instrumentos de política más adecuados para el logro de estos objetivos se basa en su capacidad para adaptar el funcionamiento de la economía a los fines establecidos. Una característica esencial de estos instrumentos es que se trata de incentivos específicamente diseñados e implementados para conseguir que las decisiones económicas individuales sean compatibles con algún objetivo de carácter social y ambiental previamente fijado. Los instrumentos económicos para la gestión sostenible del agua pretenden inducir algunos cambios deseables en el comportamiento de todos los usuarios del agua ya sean individuos o empresas. Sin embargo, estas variaciones en el comportamiento son de hecho mecanismos para cumplir con los verdaderos objetivos de la política del agua. Estos últimos generalmente consisten en lograr, mantener y proteger un buen estado ecológico de las masas de agua (Riegels et al., 2010).

Si los instrumentos se deben considerar como una alternativa a las políticas hídricas tradicionales, es debido a su potencial para mantener o aumentar la producción y los ingresos y, al mismo tiempo, disminuir las presiones y mejorar el estado de los servicios del ecosistema acuático. Además, la evaluación general de la efectividad y los beneficios de los instrumentos económicos para la gestión del agua rara vez se encuentra en la literatura, tal vez con la excepción de los modelos que combinan análisis hidrológicos y económicos.

8.4.1 Tipología de instrumentos económicos según sus resultados ambientales previstos

Las clasificaciones tradicionales de instrumentos económicos distinguen entre aquellos destinados a afectar la demanda de servicios de agua por usuarios finales (hogares, agricultores, etc.) y los destinados a modificar el suministro de estos servicios que incluyen todo lo relacionado con la adaptación de los recursos hídricos a su uso (calidad, ubicación, etc.). Dentro de este contexto, se pueden diseñar e implementar incentivos para modificar la demanda de servicios de agua y la eficiencia técnica en su suministro. Aparte de ello, los incentivos también pueden diseñarse e implementarse para reducir o corregir el impacto del número de actividades económicas que afectan los ecosistemas acuáticos y para mejorar la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios clave a la sociedad.

De acuerdo con los resultados esperados de los instrumentos económicos para la gestión sostenible del agua, se pueden clasificar de la siguiente manera:

1. Instrumentos para aumentar la eficiencia con la que se proporcionan los servicios de agua. Este es el caso de los instrumentos diseñados para reducir las presiones sobre las masas de agua derivadas de la necesidad de satisfacer una demanda dada de servicios de agua. Éstos tienden a incluir incentivos para promover sistemas de riego más efectivos (Perry et al., 2009), inversión en mejorar redes de distribución de agua o reemplazar activos (Tang et al., 2007), mejores sistemas de transporte de agua (Howitt et al., 2010) o el uso de agua regenerada en los procesos de fabricación (Chen y Wang, 2009). Dentro de la misma categoría, se pueden encontrar otros instrumentos con el potencial de reducir el impacto negativo de los contaminantes en el agua residual. Incluyen, por ejemplo, incentivos para invertir en plantas de tratamiento más eficientes, reducir la carga de contaminación, etc.

2. Instrumentos para promover la sustitución de las fuentes de suministro de agua con el fin de reducir las presiones sobre determinadas masas de agua. Este es, por ejemplo, el caso de los incentivos realizados para promover la sustitución de recursos convencionales por otros no convencionales como agua regenerada o desalinizada (Gleick, 2000; Zhou, 2005;

Riegels et al., 2010) o para cambiar el suministro de agua de algunas fuentes tradicionales a otras con menores impactos negativos, (Farreny et al., 2011; Mitchell et al., 2005).

3. Instrumentos para reducir los impactos de actividades económicas específicas en la estructura y actividad funcional de los ecosistemas acuáticos. Este puede ser el caso de incentivos para promover prácticas agrícolas que reduzcan la contaminación de las masas de agua (Prager et al., 2011).

4. Instrumentos para reducir la exposición al riesgo de eventos extremos tales como sequías e inundaciones. Es el caso de incentivos para disuadir asentamientos de tierra en zonas peligrosas o para promover cultivos resistentes al estrés hídrico en áreas propensas a la sequía (Mendelsohn y Saher, 2011) o medidas para la prevención de inundaciones.

8.4.2 Indicadores socioeconómicos y técnicas de evaluación

A priori, los instrumentos económicos podrían ser eficaces para mejorar los ecosistemas acuáticos siempre que puedan inducir cambios en las decisiones para reducir la demanda de servicios de agua, aumentar la eficiencia de la producción de servicios o mejorar la protección de las fuentes de agua. Para cumplir con esta condición necesaria, los instrumentos se basan en decisiones voluntarias que solo serían posibles si los usuarios del agua perciben estas acciones como beneficiosas en términos de su interés privado individual (ya sean ganancias actuales, reputación o seguridad hídrica). Esto también significa que los instrumentos solo pueden tener éxito cuando se obtienen ganancias de bienestar de tal manera que los beneficios privados, que impulsan los cambios de comportamiento, sean compatibles con los beneficios colectivos de la mejora de los ecosistemas acuáticos.

El análisis de los cambios previstos y observados en las decisiones individuales y de los incentivos necesarios para alcanzar un resultado dado (como una reducción en la demanda de agua), requiere una comprensión adecuada por parte de los usuarios del agua. Este análisis puede basarse en funciones de demanda de agua existentes o ad hoc, capaces de informar sobre cómo la demanda de agua responde, por ejemplo, a los cambios en los precios y los ingresos. Puede ser el caso, por ejemplo, de la modelización dinámica de la demanda de agua y las estrategias de adaptación al cambio climático (Koch y Vögele, 2009), las estimaciones de la demanda de agua residencial (Schleich y Hillernbrand, 2009), entre otras.

Las decisiones de los agricultores, por ejemplo, dependen de una serie de factores técnicos, económicos, políticos y medioambientales. Además, en el caso de la demanda de agua, estos factores varían según el espacio, las características de la tierra, el acceso a los derechos de uso del agua, las tarifas y la disponibilidad de infraestructura de riego, de modo que un modelo a gran escala o agregado podría ser de escasa utilidad.

Sin embargo, los modelos locales y de menor escala requieren información detallada y sus resultados pueden no ser fáciles de generalizar o agregar. La necesidad de representar problemas complejos de decisión con información limitada ha fomentado el uso de la Programación Matemática Positiva (PMP) para simular el comportamiento de los agricultores y para obtener demandas de agua más fiables (Howitt, 1995; Paris y Howitt, 1998).

Además de la PMP, la mayoría de los modelos de simulación existentes que se han utilizado con éxito como herramientas para la evaluación de políticas en muchos países avanzados

se basan en métodos de decisión multicriterio (MDM) (Bazzani et al., 2005; Feás y Rosato, 2006; Latinopoulos, 2009; Bartolini et al., 2010).

Para evaluar el efecto potencial de un instrumento económico sobre el uso del agua, se requiere aislar dicho efecto de otras explicaciones alternativas. Por ejemplo, un aumento en el uso del agua, una vez que los precios se han incrementado, podría ser el resultado de un ascenso en el ingreso familiar, en el medio plazo, o más bien en un verano excepcionalmente caluroso, en el corto plazo. Por esta razón, las mejores herramientas de análisis (como funciones de demanda, balances económicos y financieros y modelos de simulación del comportamiento de los usuarios del agua) son aquellas capaces de proporcionar una explicación exhaustiva de los diversos factores que impulsan las decisiones sobre el uso del agua.

Por una serie de razones, los instrumentos económicos pueden no proporcionar los efectos positivos esperados cuando se diseñaron inicialmente. En las áreas con escasez de agua, los subsidios para fomentar la adopción de dispositivos de riego más efectivos pueden conducir a un aumento en el consumo de agua, ya que la productividad será mayor. En esas áreas el agua ahorrada debido a una medida de eficiencia específica puede usarse para cubrir el déficit estructural entre demanda y oferta de agua, y el consumo de agua será de hecho más alto que en el escenario base (es decir, la situación anterior a la mejora técnica). Los precios más altos del agua reducirán el consumo de agua, pero también podrían desplazar el uso del agua de fuentes legales y de control público a fuentes de agua no controladas.

Una preocupación importante al determinar el resultado ambiental de los instrumentos económicos se refiere al alcance del análisis. Los resultados pueden diferir y estar más cerca del resultado real cuando se pasa de un proyecto a escala local a un análisis regional, dinámico y de equilibrio general. En el primero, por ejemplo, se supone que nada cambia, aparte de un aumento en la eficiencia del sistema de riego (los agricultores necesitarán menos agua de la que solían utilizar).

Por el contrario, en un modelo dinámico, los agricultores pueden modificar las decisiones de cultivo (incluida la superficie de la tierra cultivada) para adaptarse a la nueva situación. Específicamente, esto se hará para aprovechar el mayor rendimiento por metro cúbico y para usar el agua aparentemente recuperada gracias a un dispositivo de riego más efectivo. Por ello, al ignorar cómo los individuos y los mercados se adaptan a cualquier cambio institucional, el análisis parcial tiende a sobreestimar las reducciones en el uso del agua (Tirado et al., 2006; Palatnik y Roson, 2009; Calzadilla et al., 2010).

8.4.3 Comportamiento social y presiones ambientales en los ecosistemas acuáticos

Los impactos físicos de cualquier instrumento económico con el objetivo de cambiar el comportamiento de los agentes no son lineales, se necesitan simulaciones adicionales y modelos para llevar a cabo un análisis exhaustivo. Por estos motivos, por ejemplo, una reducción en la demanda de agua en un lugar determinado no debe juzgarse como un éxito de la política hídrica antes de evaluar el verdadero impacto sobre el estado de las fuentes de agua afectadas y las actividades económicas relacionadas, especialmente la agricultura. En ese caso, la reducción de la demanda de agua deberá vincularse con presiones más bajas en las aguas superficiales y subterráneas y éstas, a su vez, con un mejor estado de conservación. La evaluación de los resultados ambientales de los instrumentos económicos relacionados con el agua implica, por lo tanto, una comprensión clara de:

Los vínculos entre la economía y el medio ambiente, en particular para comprender cómo la satisfacción de estas demandas está conectada con las diferentes presiones sobre las masas de agua que proporcionan servicios ecosistémicos. La conexión entre los usos y las presiones (como el uso de fertilizantes, por ejemplo, y la influencia en la calidad del agua) está basada en una serie de factores que afectan la demanda de agua y la eficiencia en la provisión de los usos del agua. Estos últimos deben entenderse mejor para evaluar el potencial de los instrumentos económicos relacionados con el agua, no solo para inducir cambios en las elecciones individuales sino, lo que es más importante, para hacer una contribución real a la mejora del estado ecológico del medio acuático. Esto implica un conocimiento avanzado de los efectos de las presiones directas e indirectas (dinámica del ecosistema) sobre el medio ambiente. La experiencia necesaria para hacerlo está disponible en varios modelos físicos, hidrológicos, espaciales y agronómicos.

"Ahorrar agua" no siempre equivale a "usar" menos agua, reducir la exposición al riesgo (en términos de erosión, por ejemplo) o mejorar la calidad ambiental (incluido el flujo ecológico corriente). Como anteriormente, el agua ahorrada en una parcela o de una cosecha puede ser compensada por un aumento en la superficie regada (es decir, en la escala de actividad). Del mismo modo, incluso si se reduce la extracción de agua, un riego más eficiente significará menores rendimientos físicos y el equilibrio hídrico será incierto. Cuando el suministro de agua no es suficiente para equilibrar la evapotranspiración, como ocurre en las áreas con escasez de agua, un riego más eficiente se traduce en mayores rendimientos, que a su vez se relacionan con mayores cantidades de agua usada. Todo esto también explica por qué "pérdidas" o "ahorros" a escala de una explotación individual o un proyecto de riego no son necesariamente pérdidas en un sentido hidrológico.

En la teoría económica, también se puede encontrar una hipótesis reveladora que explique que la eficiencia en el uso del agua puede dar como resultado una mayor productividad del agua y, por lo tanto, una mayor demanda de agua. Esto se conceptualiza bajo la proposición de la llamada paradoja o efecto de Jevons (Alcott, 2005; Polimeni et al, 2007; Madlener y Alcott, 2009). Contrariamente a la intuición común, el progreso tecnológico (introducción de sistemas de riego de baja presión, por ejemplo), que aumenta la eficiencia con la que se utiliza el agua, tiende a conducir al crecimiento de la tasa de consumo en una determinada escala. Las medidas de eficiencia realmente reducen la cantidad de agua demandada para un uso dado. Pero, además, una mayor eficiencia reduce el coste relativo del uso del agua, lo que de hecho es un incentivo para utilizar más, lo que potencialmente supera cualquier ahorro derivado de una mayor eficiencia (Gómez, 2009; Olmstead, 2010).

Llop (2006) descubrió en su investigación empírica en España que, en línea con esta paradoja, la eficiencia técnica disminuía los precios del agua y esto aumentaba el consumo de agua industrial. Por otro lado, la introducción de un impuesto a los usos intermedios del agua condujo a un aumento general de los precios y esto afectó significativamente los usos del agua. Sin embargo, lo más interesante es que la aplicación conjunta de las dos medidas (eficiencia técnica, a través de medidas fuertemente subsidiadas, más impuestos sobre los usos intermedios del agua), redujo el consumo de agua y no tuvo efectos inflacionarios aumentando el bienestar social.

8.4.4 Beneficios económicos esperados y servicios ambientales

Si los instrumentos económicos logran cambiar las decisiones sobre los recursos hídricos y estos cambios son efectivos para reducir las presiones (lo que generará impactos positivos en las masas de agua afectadas), los recursos hídricos mejorados tendrán un mayor valor social y un

mayor potencial para proporcionar a la sociedad una gama más amplia de servicios ambientales (o beneficios). Es decir, los instrumentos económicos no generan directamente impactos ambientales, sin embargo, a través de decisiones económicas e induciendo diferentes comportamientos, las presiones ambientales varían.

Los servicios ecosistémicos vinculan claramente las funciones ecológicas y los beneficios (en términos de bienestar) que las personas obtienen de los ecosistemas. Siguiendo la tipología de MEA (MEA, 2003), estos incluyen servicios de aprovisionamiento, regulación y culturales que afectan directamente a las personas y servicios de soporte necesarios para mantener los flujos biofísicos de los otros servicios. El suministro de agua dulce es un ejemplo de vínculos entre categorías (servicios de aprovisionamiento y regulación).

Cabe destacar que los beneficios asociados a los servicios ambientales derivados de un mejor estado de conservación de los recursos hídricos incluyen:

a) Reducción del riesgo de sequía,
b) Mejora de la protección contra inundaciones,
c) Reducción de riesgos para la salud,
d) Ocio y otros servicios, como los valores de consumo (es decir, pesca) o no consuntivos relacionados con oportunidades de ocio vinculadas a un buen estado ecológico de las masas de agua y los ecosistemas.

9. Conclusiones y Recomendaciones

La zona costera de Valencia ha tenido elevado crecimiento de la población y la economía, que evidentemente ha aumentado el estrés en el ambiente marino y costero. Los contaminantes originados en la zona terrestre constituyen la mayor amenaza para los ecosistemas marinos ya que existe una gran cantidad de vertidos a cauces sin un tratamiento efectivo. Se han estudiado las presiones de las actividades humanas existentes en el medio terrestre que causan contaminación sobre el medio costero y marino del litoral valenciano correspondiente a las comarcas de l'Horta y la Ribera. La principal actividad corresponde a la agricultura y el segundo lugar lo ocupa la residencial. No obstante, la actividad industrial es muy importante en la zona sobre todo en la comarca de L'Horta.

El conocimiento de los factores que determinan la presión sobre el medioambiente y la información sobre su distribución espacial, pueden permitir el seguimiento de la zona y controlar y predecir los impactos que ejerce una determinada actividad para llegar a establecer un modelo predictivo y conocer cuáles son las variables que intervienen para realizar adecuadamente la mencionada actividad. Dicho modelo puede conducir también a hacer conjeturas acerca de la influencia de las aglomeraciones (Directiva 91/271/CEE), así como aspectos que relacionan demografía y las limitaciones que el propio espacio ofrece para alcanzar el punto de equilibrio y la sostenibilidad de un proceso de origen antrópico.

Así los programas de medidas deben contemplar los siguientes aspectos: análisis de los rasgos o características de las aguas, presiones e impactos a que están sometidas y un análisis medioambiental y socioeconómico de sus usos y del coste que supone una buena gestión del agua. Se considera que la actividad humana ejerce una fuerza sobre los recursos naturales y los ecosistemas afectando a su calidad y productividad. Para cada área de estudio seleccionada, se deberían analizar los vínculos entre la presión o amenazas que las actividades humanas ejercen sobre el medioambiente y los cambios de la calidad de los recursos naturales debido a dicha presión.

Para una visión holística de estos programas de vigilancia será necesario conocer en primer lugar el órgano competente y los procedimientos de coordinación entre órganos, los distintos tipos de programas y subprogramas y en su caso datos conocidos de su aplicación, los indicadores de presión/impacto de la zona de estudio, las matrices implicadas, las estaciones, frecuencia y tipos de muestreo, los indicadores de calidad exigidos por la legislación, el estado de arte de las metodologías para poder evaluar los indicadores de estado a partir de procedimientos de coste-efectivo y sostenibles, entre otras consideraciones.

Es necesario un planteamiento de los distintos programas y procedimientos ligado a la zona de estudio para dar respuesta a la gestión holística, sostenible y futura del agua. Es fundamental proceder en esa dirección para fijar las estaciones de muestreo, conocer los indicadores de presión/impacto y diseñar las metodologías adecuadas para establecer los

indicadores de estado y a partir de ellos caracterizar las distintas masas de agua y su interrelación a través del ciclo integral del agua.

El análisis de las características de las diversas matrices del medio acuático, agua, sedimentos y biota, resulta indicativo del estado de las masas de agua. Existen diversas metodologías para el seguimiento del estado de las masas de agua, tanto mediante sensores automáticos, teledetección o muestreo in situ y análisis en laboratorio. La elección de los procedimientos a seguir en dicho procedimiento deberá tener en cuenta el contexto del seguimiento, la aplicabilidad de las diferentes técnicas, y el balance coste-beneficio de su aplicación.

La elección de las variables indicadoras de estado para ser utilizadas en el seguimiento de la calidad (estado ecológico, físico-químico e hidromorfológico) de las masas de agua y sus métodos de determinación debe considerar, para cada variable, su valor indicador, su aplicabilidad (matriz y categoría de masa de agua superficial natural) y coste, las métricas y el protocolo de determinación, así como si se trata de una variable y método seleccionado en el ordenamiento legal (por ejemplo en el RD817/2015) o uno alternativo a éste. En la aplicación de las Directivas europeas relacionadas con el agua y los ecosistemas acuáticos se deben establecer diversos tipos de programas de seguimiento, en los que existen una variables preseleccionadas que son estudiadas con distintas frecuencias en función de las características, estado, y presiones que presenta cada masa de agua particular.

Debido a la dinámica hidráulica subterránea de la zona de interés y su escasa difusión y propagación la contaminación en aguas subterráneas permanece y puede actuar como emisor al medio marino durante muchos años. El tipo de contaminación más frecuente es el agrícola debido a la elevada aplicación de fertilizantes, que se infiltran directamente al acuífero. Aunque también es frecuente la intrusión marina dada la sobreexplotación de acuíferos. En la Comunidad Valenciana la contaminación de nitratos es la más frecuente debida a la agricultura que ha multiplicado sus niveles en los últimos años. Se han alcanzado alrededor de 2000kg/ha/año en las zonas de cultivos hortícolas. La contaminación por pesticidas también es frecuente siendo los organofosforados y carbamatos los más frecuentes, aunque actualmente existen grandes restricciones a su uso. Los efectos de la ganadería pueden provocar contaminaciones puntuales. La salinización de las aguas se aprecia en las zonas costeras mientras que la industrial abarca las zonas más industriales de la provincia.

Los suelos de los arrozales del PNA con elevadas cantidades de P debido al vertido de aguas residuales, tienen disminuida su capacidad de fijación, la cual tiende a la saturación en aquellos suelos que sobrepasan los 200 mg/kg de P asimilable; este hecho impide al suelo ejercer su función de sumidero por lo cual, cantidades importantes de P están presentes en la solución del suelo (0,5 a 2,0 mg/L) que se transmiten a las aguas de riego, hecho que favorece su llegada al lago de la Albufera y facilita el desencadenamiento del proceso de eutrofización. Cualquier tipo de actuación para el mantenimiento y recuperación del ecosistema del PNA pasa por mejorar la calidad de las aguas superficiales que lo nutren comenzando por una política agrícola encaminada a disminuir la aplicación del abonado en función de las necesidades del cultivo, el contenido de fósforo del suelo y las consecuencias ambientales; así mismo, se hace imperativo el control y depuración de todos los vertidos urbanos e

industriales, que son la principal fuente de contaminación. Además, esto supondría un gran ahorro a los agricultores.

Tras el análisis básico y preliminar de las imágenes del sensor OLCI a bordo del satélite Sentinel-3, se puede concluir que es posible la observación y seguimiento periódico de los vertidos del continente, lo cual puede ser muy útil para alertar sobre el impacto de estos aportes al ecosistema marino costero valenciano. La teledetección, específicamente el sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument), permite un análisis sistemático de parámetros de calidad de las aguas costeras permitiendo así realizar estudios de seguimiento que ayudarían eficaz y efectivamente en la toma de decisiones en la gestión de recursos hídricos de las aguas costeras.

Cabe destacar que los beneficios asociados a los servicios ambientales derivados de un mejor estado de conservación de los recursos hídricos incluyen:

a) Reducción del riesgo de sequía,

b) Mejora de la protección contra inundaciones,

c) Reducción de riesgos para la salud,

d) Ocio y otros servicios, como los valores de consumo (es decir, pesca) o no consuntivos relacionados con oportunidades de ocio vinculadas a un buen estado ecológico de las masas de agua y los ecosistemas.

Es recomendable realizar estudios específicos de cada una de las zonas de interés, con el objetivo de conocer los factores que determinan la presión sobre el medioambiente y la información sobre su distribución espacial y diseñar planes de acciones acordes a cada zona. Ello permitirá establecer la trazabilidad de los distintos contaminantes y minorarlos en su caso.

Existen metodologías estandarizadas para la evaluación de las presiones, impactos y amenazas sobre el medio acuático y sus matrices, cuya aplicación se recomienda. Entre ellas destacan la metodología IMPRESS desarrollada en la aplicación dela Directiva Marco del Agua, y el catálogo de presiones y amenazas sobre hábitats y especies desarrollado por la Unión Europea en el marco de la Directiva Hábitats.

El diseño de planes de seguimiento de los distintos ecosistemas acuáticos sostenibles y de coste-efectivo es un hito a alcanzar. Es fundamental que el marco de referencia sea el ciclo integral del agua.

Se considera prioritario aumentar la capacidad de tratamiento de aguas residuales, la gestión de residuos incluidos vertidos autorizados y la reutilización de aguas regeneradas con el fin de mejorar y/o mantener la calidad del medio costero y marino.

BIBLIOGRAFÍA

Abargues M. R., Robles A., Bouzas A., Seco A., 2012. Micropollutants removal in an anaerobic membrane bioreactor and in an aerobic conventional treatment plant. Water Science & Technology, 65.12, 2242-2250.

ACRI-ST GlobColour Team, 2017. GlobColour Product User's Guide. Ref. GC-UM-ACR-PUG-01, versión 4.1. August 2017. <http://www.globcolour.info/CDR_Docs/GlobCOLOUR_PUG.pdf>

Adhikari, B. and Boag, G. (2013) Designing payments for ecosystem services schemes: some considerations, Current Opinion in Environmental Sustainability, 5, 72-7.

AEAS, 2017. Informe sobre aguas residuales en España. Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento, AEAS.

AEMET (2017) Series climaticas. Fecha de consulta (junio 2017) http://www.aemet.es/es/idi/clima/registros_climaticos

Agroambient-GVA (2017a) Plan Integral de Residuos de la Generaltat Valenciana. http://www.agroambient.gva.es/documents/20549779/92789153/Memoria+Informacion/a3ed44e9-be46-4246-9851-10f46c09cb58

Agroambient-GVA (2017b) Informe del sector agrario valenciano 2016. http://www.agroambient.gva.es/documents/162218839/163253000/Puertos2016.pdf/74bae74f-0025-4ba8-9f90-fcd0c51b9ce6

Alam, M., Dupras, J. and Messier, C. (2016) A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services, Ecological Indicators, 60, 38-44.

Alcott, B. (2005). Jevons' paradox. Ecological Economics 54, 9-21.

ALEGRIA, A.; BARBERA, R.; BOLUDA, R.; ERRECALDE, F.; FARRE, R.; LAGARDA, M.J. Environmental cadmium, lead and nickel contamination: Possible relationship between soil and vegetable content. Fresenius Journal Analytical Chemistry. 1991. 339:654‑657.

ALEGRIA, A.; BARBERA, R.; BOLUDA, R.; ERRECALDE, F.; FARRE, R.; LAGARDA, M.J. Relationship between cobalt, copper and zinc content of soil and vegetable. Die Nahrung. 1992. 36(5):451‑460.

Alonso, J, Cortes, MA, Gomez, , Curras, R. (1987). Las riadas del Jucar. Reúmenes de la III Reunion Nacional de Geologia Ambiental y Ordenacion del Territorio. Valencia.

ANDREU, V.; BOLUDA, R. Application of contamination indexes on different farming soils. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 1995. 54(2):228-236.

APHA, AWWA, WEF (2005). Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington D.C

Armengol M.C., 2017. Detección y cuantificación de patógenos en nuevos sistemas de tratamiento de aguas residuales. Reutilización de aguas y fangos. Trabajo final del Máster en Ingeniería Ambiental. Universitat Politècnica de València.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R., Schuman, H., (1993). Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration Panel on Contingent Valuation. Federal Register, 58, 4602-4614.

Aznar-Bellver, J. and Estruch-Guitart, J. A. (2012) Valoración de activos ambientales. Teoría y Caos, 1º edn, Universitat Politècnica de València, Valencia.

Barbe, J., Lafont, M., Mallet, L., Mouthon, J., Phillipe, M. and Vey, V., (2003). Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau. Analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre. Agence de l'Eau - CEMAGREF, Lyon.

Barceló. D.; Petrovic, M. (2011) Waste water treatment and reuse in the mediterranean region. Handb. Environ. 14, 1-215.

Bark, R. H., Colloff, M. J., Hatton MacDonald, D., Pollino, C. A., Jackson, S. and Crossman, N. D. (2016) Integrated valuation of ecosystem services obtained from restoring water to the environment in a major regulated river basin, Ecosystem Services, .

Bartolini, F., Gallenari, V, Raggi, M, Viaggi, D. (2010) Water management and irrigated agriculture in Italy: multicriteria analysis of alternative policy scenarios, Water Policy, 12, 135-147.

Bateman, I.J., Cole, M.A., Georgiou, S. and Hadley, D.J. (2006). Comparing contingent valuation and contingent ranking: A case study considering the benefits of urban river water quality improvements. Journal of Environmental Management, 79, 221-231.

Bazzani, G.M, S. Di Pasquale, V. Gallerani, S. Morganti, M. Raggi and D. Viaggi, (2005). The sustainability of irrigated agricultural systems under the Water Framework Directive: first results. Environmental Modeling and Software 20, 165–175.

BDTGVA (Banco de datos territorial de la Generalitat Valenciana. Planeamiento urbanístico municipal). 2017. http://www.pegv.gva.es/bdt

Bengochea-Morancho, A., Fuertes-Eugenio, A.M., Del Saz-Salazar, S., (2005). A comparison of empirical models to infer the willingness to pay in contingent valuation. Empirical Economics, 30 (1), 235-244.

Bishop, R.C., Heberlein, T.A., (1979). Measuring values of extra-market goods: are indirect measures biased?. American Journal of Agricultural Economics, 61, 926–930.

Blanco, A.; Aguado García, D.; Martí Ortega, N.; Pastor, J.; Herraez, R.; Campins, P.; Seco Torrecillas, A. (2011). Alkylphenols and polycyclic aromatic hydrocarbons in eastern Mediterranean Spanish coastal marine bivalves. Environmental Monitoring and Assessment. 176(1-4):169-181. doi:10.1007/s10661-010-1574-5.

BOE (2003) Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.

BOE (2015). Real Decreto 817/2015 por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Boletín Oficial del Estado, Madrid.

Boira, H. (1989). Impacto de la calidad de las aguas en la agricultura y el medio natural. En: El agua en la Comunidad Valenciana. Ed. Cabrera et Sahuquillo. Generalitat Valenciana

Boira, J.V. (2011). Transformaciones territoriales en la Región Urbana de Valencia (1990-2006): ejes metropolitanos y cambios de usos del suelo. En: GOZÁLVEZ, V. y MARCO, J.A. (Eds.). Urbanismo expansivo, de la utopía a la realidad. Libro de Actas del XXII Congreso de Geógrafos Españoles, Alicante: Universidad de Alicante, 79-90.

Boluda, R. (1998) Degradación y contaminación del suelo asociadas a las actividades humanas en el Parque Natural de la Albufera de Valencia: Efectos sobre el cultivo del arroz. Informe final. Generalitat Valenciana. Proyecto GV-2304/94. (1995-1997). Inédito.

Boluda, R.; Andreu, V.; Gilabert, M.A.; Sobrino, P. (1993) Relation between reflectance of rice crop and indices of pollution by heavy metals in soils of Albufera Natural Park (Valencia, Spain). Soil Technology. 6, 351 - 363.

Boluda, R.; QUINTANILLA, F.; BONILLA, J.; SAÉZ, E. Application of the MicrotoxR test and pollution indices to the study of water toxicity in the Albufera natural park (Valencia, Spain). Chemosphere. 2002. 46: 355-369.

Boluda, R.; Roca-Pérez,L.; Marimón, L. (2011) Soil plate bioassay: an effective method to determine ecotoxicologycal risks. Chemosphere. 84, 1 - 8.

Bouzas, A., Aguado, D., Marti, N., Pastor, J.M., Herraez, R., Campins, P., Seco, A. (2011) Alkylphenols and polycyclic aromatic hydrocarbons in eastern Mediterranean Spanish coastal marine bivalves. ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT. 176, 169-181.

Busch, M., La Notte, A., Laporte, V. and Erhard, M. (2012) Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services, Ecological Indicators, 21, 89-103.

Calzadilla, A., K. Rehdanz, and R.S.J. Tol, (2010). The economic impact of more sustainable water use in agriculture: A computable general equilibrium analysis. Journal of Hydrology 384, 292 – 305.

Camacho, A. (2011). Indicadores para la evaluación del estado ecológico de los humedales. En: Viñals, M.J., D. Blasco, y M. Morant, (eds). 2011. Los humedales mediterráneos: el contexto ambiental y social: Reflexiones para su estudio y gestión eficaz. Ed. Fundación Biodiversidad. 266 p, pp. 29-46.

Camacho, A., Borja, C., Valero-Garcés, B.,Sahuquillo, M., Cirujano, S., Soria, J.M.,Rico, E., de la Hera, A., Santamans, A.C., García de Domingo, A., Chicote, A. y Gosálvez, R.U. (2009). 31. Aguas continentales retenidas. Ecosistemas leníticos de interior. En: VVAA. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Disponible on line en: http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/31_tcm7-24056.pdf

Camacho, A.; M. Batlle, E. Correcher, A. Picazo, C, Rochera and R. Álvarez-Troncoso. (2013). New technologies for water quality monitoring in dams: Limnological contrast and calibration in Mediterranean reservoirs. En: Wintera, J.; A. Kosik & A. Wity, Dams: safety and Deveopment Direction, Monography of the Polish Institute of Meteorology and Water Management, National Research Institute. Varsovia, Polonia.

Carmona, P. (2009) El río Turia. En: La ciudad de Valencia: historia, geografía y arte de la ciudad de Valencia / coord. por Jorge Hermosilla Pla, Vol. 2. (Geografía y arte), pp 39-46.

Carmona, P.; Ruiz, J.M. (2000). Las inundaciones de los ríos Turia y Xúquer. En: serie geográfica 9. las inundaciones en españa en los últimos veinte años. una perspectiva geográfica. Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, 49-69.

Carmona, P.; Ruiz, J.M. (2011). Historical morphogenesis of the Turia River coastal flood plain in the Mediterranean littoral of Spain. Catena, 86, 139-149.

Carson, R.T., Hanemann, W.M. (2005). Contingent Valuation. Handbook of Environmental Economics. Edited by K.-G. Mäler and J.R. Vincent. Chapter 17: 821-936.

Castellanos, M.; Aloisi, R.; Boluda, R. (2006) Metodología para el uso del suelo como depurador de vinazas mediante riego controlado y aprovechamiento agrícola. Diputación Provincial de Albacete. 319 pp.

Cendrero, A.; Sánchez Arcilla, A.; Zazo, A.; Bardají, T.; Dabrio, C.J.; Goy, J.L.; Jimenez, C.; Mösso, J., Rivas, V.; Salas, J.P.; Sierra, J.P.; y Valdemoro, H. (2005). Impactos sobre las zonas costeras. In Moreno, J.M. (coord.). Evaluación Preliminar del Impacto sobre el Cambio Climático en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, 2005.

Chen, R. and Wang, X.C., (2009). Cost–benefit evaluation of a decentralized water system for wastewater reuse and environmental protection. Water Sci Technol 59(8), 1515–1522.

CHJ (2015) Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Memoria. Ciclo de planificación hidrológica 2015 – 2021. 896 pp.

CHJ (2017) SIA de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Fecha de consulta (junio 2017) http://aps.chj.es/idejucar/ http://aps.chj.es/down/html/descargas.html

CMA-GVA (2017) https://www.cma.gva.es/areas/residuos/res/pir/directiva_general/ind-pir.html

Coggin, J.S., Swinton, J.R., (1996). The price of pollution: a dual approach to valuing SO2 allowances. Journal of Environmental Economics and Management, 30 (5), 58-72.

Cognetti, G., Sarà, M., Magazzú. (2001). Biología Marina Grupo Planeta (GBS) 624 pp.

COM, 2015. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las regiones.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., FArber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburk, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, G. R., Sutton, P. and Van der Belt, M. (1997) The value of world's ecosystem services and natural capital, Nature, 387, 253-260.

Del Saz-Salazar, S., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R., (2009). The social benefits of restoring water quality in the context of the Water Framework Directive: A Comparision of willingness to pay and willingness to accept. Science of the Total Environment, 407 (16), 4574-4583.

Dennedy-Frank, P. J., Muenich, R. L., Chaubey, I. and Ziv, G. (2016) Comparing two tools for ecosystem service assessments regarding water resources decisions, Journal of environmental management, 177, 331-40.

DMEM (Directiva Marco de la Estrategia Marina) (2008) DIRECTIVA 2008/56/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino. Diario Oficial de la Unión Europea.

DOCE (1992). Directiva 92/43/CEE relativa a la protección de los hábitats y especies Diario Oficial de la Comunidad Europea nº 206 del 22 de julio, pp 7-50.

DOCE (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Comunidad Europea nº 327 del 22 de diciembre, pp 1-73.

Doña , C.; N-B. Chang , V. Caselles, J. M. Sánchez, L. Pérez-Planells, M.M. Bisquert, V. García-Santos, S. Imen and A. Camacho. (2016). Monitoring hydrological patterns of temporary lakes using remote sensing and machine learning models: case study of La Mancha Húmeda Biosphere Reserve in Central Spain. Remote Sensing 8: art 618

Doña, C.; J. M. Sanchez, V. Caselles, J. A. Dominguez, and A. Camacho, (2014). Empirical relationships for monitoring water quality of lakes and reservoirs through multispectral images. IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens. 7, 1632–1641.

Doña, C.; N. B. Chang, V. Caselles, J. M. Sánchez, A. Camacho, J. Delegido and B.W. Vannah (2015) Integrated satellite data fusion and mining for monitoring lake water quality status of the Albufera de Valencia in Spain. J. Environ. Manage. 151, 416–426.

EPSAR, 2016. Memoria de Gestión 2016. Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana.

Estrela, M.J.; Millán, M.; Peñarrocha, D.; Pastor, F. (2002). De la gota fría al frente de retroceso. Colección Interciencias. Edita: Centro Francisco Tomás y Valiente, UNED. 206 p.

Falco S., Hermosilla, Z., Romero, I., Martínez, R., Sierra, J.P., Mösso, C. and Mestres, M. (2005) Spatial and Temporal Patterns of Water Quality in Cullera Bay. Journal of Coastal Research, Special Issue.

Falco, S., Hermosilla, Z., Romero, I., Martínez, R., Sierra, J.P., Mösso, C. and Mestres, M. (2007). Spatial and Temporal Patterns of Water Quality in Cullera Bay. Journal of Coastal Research, SI(47), 41-47. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208

Fang, Y.; Karnjanapiboonwong, A.; Chase, D.A. (2012) Occurrence, fate, and persistence of gemfibrozil in water and soil. Environ. Toxicol. Chem. 31, 550-555.

Fanton d'Andon, O., Mangin, A., Lavender, S., Antoine, D., Maritorena, S., Morel, A., and Barrot, G., Demaria, J., y Pinnock, S., 2009. GlobColour - the European Service for Ocean Colour. Proceedings of the 2009 IEEE International Geoscience & Remote Sensing Symposium, Jul 12-17 2009, Cape Town, South Africa: IEEE Geoscience and Remote Sensing Society.

FAO. (1999) Agotamiento de los recursos de agua dulce. Available at http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/es/lead/toolbox/indust/dfrewat.htm

Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A.K., Yaisawarng, S., (1993). Derivation of shadow prices for undesirable outputs: a distance function approach. Review of Economics and Statistics, 75 (2): 374-80.

Färe, R., Grosskopf, S., Webwe, W.L., (2001). Shadow Prices of Missouri Public Conservation Land. Public Finance Review, 29 (6): 444-460.

Farley, J., Schmitt Filho, A., Burke, M. and Farr, M. (2014) Extending market allocation to ecosystem services: Moral and practical implications on a full and unequal planet, Ecological Economics.

Farreny, R., Gabarrell, X. and Rieradevall, J. (2011). Cost-efficiency of rainwater harvesting strategies in dense Mediterranean neighbourhoods. Resources, Conservation and Recycling, 55, 686-694.

Feás, J. and P. Rosato, (2006). Multi-criteria decision making in water resources management. In C. Giupponi, A.J. Jakeman, D. Karssenberg and M.P. Hare (Eds), Sustainable Management of Water Resources, an integrated approach (pp. 98-130). Fondazione Eni Enrico Mattei.

Forteza, J.; Rubio, J.L.; Sanchez, J. (1995) Catálogo de suelos de la Comunidad Valenciana. Generalitat Valenciana. 170 pp.

Gabrielides, G. P., Golik, A. 1991. Man-made garbage pollution on the Mediterranean coastline. Marine Pollution Bull., 23.

Gamón, M.; BOLUDA, R.; GÓMEZ DE BARREDA, D.; SÁEZ, E.; GIL, J.; GARCÍA DE LA CUADRA, J.; TEN, A.; LLEÓ DE OTAL, C.; LORENZO, E.; PELEGRÍ, R.; ALIAGA, T.; SÁEZ, A. (2002) Evaluación de plaguicidas en los canales de riego del parque natural de la Albufera de Valencia. En: Evaluación y seguimiento de plaguicidas en aguas subterráneas y superficiales. RODRÍGUEZ FERNÁNDEZ-ALBA, A.; AGÜERA LÓPEZ, A. (eds). Monografías Ciencia y Tecnología. Universidad de Almería. Almería. pp 27-58.

Gamón, M.; SAEZ, E.; GIL, J.; BOLUDA, R. Direct and indirect exogenous contamination by pesticides of rice-farming soils in a Mediterranean wetland. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2003. 44 (2): 141-151.

García-Rodríguez, MP.; Pérez-González, ME. 2014. Análisis multitemporal del urbanismo expansivo en el corredor del Henares. Aportación de las imágenes de satélite1. Estudios Geográficos Vol. LXXV, 277, 597-618.

Gholizadeh, M.H., Melesse, A.M., Reddi, L., 2016. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. Sensors, 16, 1298

GIL, C.: RAMOS-MIRAS, J.; ROCA-PÉREZ, L.; BOLUDA, R. (2010) Determination and assessment of mercury content in calcareous soils. Chemosphere. 78, 409 - 415.

Gleick, P.H., (2000). The changing water paradigm: A look at twenty-first century water resources development. Water Int 25, 127–138.

Gómez, C. M., (2009). La eficiencia en la asignación del agua: principios básicos y hechos estilizados en España. Información Comercial Española, ICE: Revista de economía, ISSN 0019-977X, Nº 847, 2009 (Ejemplar dedicado a: Economía y medio ambiente), 23-39.

Gómez-Baggethun, E. and Muradian, R. (2015) In markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance, Ecological Economics, 117, 217-24.

Gras D., 1988. Contribución al conocimiento taxonómico y ecológico del zooplancton portuario y extraportuario de Valencia. Tesis de Licenciatura. Universitat de Valéncia. 176 pp.

Güven, O.; Gokda, K.; Jovanovic, B.; Kıdeys, A.E. (2017) Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. Environmental Pollution 223, 286-294.

Hanemann, W.M., Kanninen, B., (1996). The statistical analysis of discrete-response CV data. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California Berkeley. Working Paper 798.

Häyhä, T. and Franzese, P. P. (2014) Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective, Ecological Modelling, 289, 124-32.

Hein, L., van Koppen, C. S. A., van Ierland, E. C. and Leidekker, J. (2016) Temporal scales, ecosystem dynamics, stakeholders and the valuation of ecosystems services, Ecosystem Services, 21, Part A, 109-19.

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., (2010). Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. Science of Total Environment, 408, 953-57.

Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollingher, D. and Zohary, T. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. J. Phycol. 35, 403–424.

Howitt, R. E., (1995). Positive Mathematical-Programming. American Journal of Agricultural Economics, 77, 329-342.

Howitt, R.E., MacEwan, D., Medellín-Azuara, J., and Lund, J.R., (2010). Economic Modeling of Agriculture and Water in California using the Statewide Agricultural Production Model. California Department of Water Resources, University of California – Davis.

IGME. (1964). Geología de la provincia de Valencia. Varias hojas. Instituto geológico y minero. Madrid.

IVIA (2017) Datos climáticos. Fecha de consulta (junio 2017) http://riegos.ivia.es/

Jambeck, J.R.; Geyer, R.; Wilcox, C.; Siegler, T.R.; Perryman, M.; Andrady, A.; Narayan, R.; Law, K.L. (2015) Plastic waste inputs from land into the ocean. Science 347, 768-771.

Kallis, G., Gómez-Baggethun, E. and Zografos, C. (2013) To value or not to value? That is not the question, Ecological Economics, 94, 97-105.

Koch, H. and S. Vögele, (2009). Dynamic modelling of water demand, water availability and adaptation strategies for power plants to global change. Ecological Economics 68, 2031 – 2039.

Kumar, P., Brondizio, E., Gatzweiler, F., Gowdy, J., de Groot, D., Pascual, U., Reyers, B. and Sukhdev, P. (2013) The economics of ecosystem services: from local analysis to national policies, Current Opinion in Environmental Sustainability, 5, 78-86.

Kunkel, U.; Radke, M. (2012) Fate of pharmaceuticals in rivers: Deriving a benchmark dataset at favorable attenuation conditions. Water Res. 46, 5551-5565.

Lamarque, P., Quétier, F. and Lavorel, S. (2011) The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management, Comptes Rendus Biologies, 334, 441-9.

Latinopoulos, D. (2009). Multicriteria decision-making for efficient water and land resources allocation in irrigated agriculture. Environment, Development and Sustainability, 11 (2), 329-343.

Lauf, S., Haase, D. and Kleinschmit, B. (2014) Linkages between ecosystem services provisioning, urban growth and shrinkage – A modeling approach assessing ecosystem service trade-offs, Ecological Indicators, 42, 73-94.

Llop, M., (2006). Economic impacts of alternative water policy scenarios in the Spanish production system: an input-output analysis. Departament d'economia, Universitat Rovira i Virgili. Working Paper nº 2.

Mach, M. E., Martone, R. G. and Chan, K. M. A. (2015) Human impacts and ecosystem services: Insufficient research for trade-off evaluation, Ecosystem Services, 16, 112-20.

Madlener, R., B. Alcott, (2009). Energy rebound and economic growth: A review of the main issues and research needs. Energy 34, 370-376.

Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liquete, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., Notte, A. L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L. and Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union, Ecosystem Services, 1, 31-9.

MAGRAMA (2012) Estrategias Marinas. Documento Marco. Evaluación inicial, buen estado ambiental y objetivos ambientales. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente. file:///C:/Users/Jordi%20Boluda/Downloads/http---www.mapama.gob.es-es-costas-temas-proteccion-medio-marino-estrategias-marinas-em_documento_marco.aspx.pdf

MAGRAMA (2017) Mapa de Aprovechamientos y Cultivos. Fecha de consulta (junio 2017) http://sig.mapama.es/siga/

MAPAMA (2013a) Estado y calidad de las aguas. Aguas Superficiales. Disponible on line en: http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-ycalidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/ , y webs de los organismos de cuenca.

MAPAMA (2013b). Protocolos de muestreo, laboratorio y cálculo de índices. Disponibles on line en: http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-ycalidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-eguimiento/protocolosde-muestro-laboratorio-y-calculo-de-indices.aspx

MAPAMA (2017) http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion/fertilizantes.aspx

Marimón, L. (2017) Estudio del compostaje como técnica para la eliminación de contaminantes emergentes. Universitat de València. 243 pp. (Directores: R. Bouda, S. Mormeneo y M. Iranzo).

Maritorena, S. y D.A. Siegel. 2005. Consistent Merging of Satellite Ocean Colour Data Sets Using a Bio-Optical Model. Remote Sensing of Environment, 94, 4, 429-440.

Martí N., Aguado D., Segovia-Martínez L., Bouzas A., Seco A., 2011. Occurrence of priority pollutants in WWTP effluents and Mediterranean coastal waters of Spain. Marine Pollution Bulletin, 62 (3), 615-625.

Martínez-Guijarro, R., Romero, I., Pachés, M,, Martí, J. (2013) Chlorophyll a, nutrients and phytoplanktonic community in a continental ecosystem highly influenced by marine waters. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 442, 30-38.

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M. and Montes, C. (2014) Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment, Ecological Indicators, 37, Part A, 220-8.

Matarredona, R., Pérez-Cuevas, A., Sanchis, E. (1989). Los ríos Valencianos y su régimen. Guía de la naturaleza de la Comunidad Valenciana. Ed Graficuatre, tomo II, 491-520 pp.

Mateu, J.F. (1989). Ríos y ramblas mediterráneos. En: Avenidas fluviales e inundaciones en la cuenca del Mediterráneo. Alicante: Instituto Universitario de Geografía de la Universidad de Alicante, , p. 133-150.

Mateu, J.F.; Carmona, P.; Mateu, J.F.; Carmona, P.; Ruiz, J.M. (2007). las llanuras costeras de la Confederación hidrográfica del júcar: los ambientes geomorfológicos de las desembocaduras fluviales. Informe para la Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia, 39 pp + gráficos.

MEA (2003) Millenium Ecosystem Assessment (MEA). Ecosystem and Human Well-being: a framework for assessment. Available at http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf.

MED POL y UNEP/MAP (2006) A strategic action plan to eliminate pollution from landbased sources in the Mediterranean. MED POL Programme, UNEP/MAP.

Mendelsohn, R., and Saher, G., (2011). The global impact of climate change on extreme events. Policy Research Working Paper 5566, World Bank, Washington DC.

Mestres M, Sánchez-Arcilla A, Sierra JP, Mösso C, González del Río J, Rodilla M. (2004). Basis and tools for a sustainable development of estuaries and coastal areas: Cullera Bay. Manage. Environ. Qual. 15: 25–32.

Mitchell, V.G., Taylor, A., Fletcher, T.D. and Deletic, A. (2005). Storm water reuse. Potable water substitution for Melbourne. ISWR Rep. No. 05/12. Melbourne, Australia: Monash University.

Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R. (2010). Economic feasibility study for wastewater treatment: A cost-benefit analysis. Science of the Total Environment, 408 (20), 4396-4402.

Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R. (2011a). Cost-benefit analysis if water-reuse projects for environmental purposes: A case study for Spanish wastewater treatment plants. Journal of Environmental Management, 92, 3091 – 3097.

Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R. (2011b). Assessing disproportionate costs to achieve good ecological status of water bodies in a Mediterranean river basin. Journal of Environmental Monitoring, 13 (8), 2091-2101.

Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R. (2012), Economic feasibility study for new technological alternatives in wastewater treatment processes: A review, Water Science and Technology 65 (5), 898-906.

Molinos-Senante, M., Reif, R., Garrido-Baserba, M., Hernández-Sancho, F., Omil, F., Poch, M. and Sala-Garrido, R. (2013) Economic valuation of environmental benefits of removing pharmaceutical and personal care products from WWTP effluents by ozonation, Science of The Total Environment, 461–462, 409-15.

Morel, A. y L. Prieur, 1977. Analysis of Variations in Ocean Color. Limnol. Oceanogr., 22, 709–722

Mösso C, Sierra JP, González-Marco D, Puigdefábregas J. (2004). Ecosud Field Campaigns. Winds and Currents Report. Research Rep. RR-LIM/AHC-04-02.

Mösso C. (2003). Indicadores de la calidad de las aguas y herramientas para el desarrollo sostenible. Aplicación a la Bahía de Cullera. MSc thesis, Universitat Politècnica de Catalunya, 109 pp.

Nahlik, A. M., Kentula, M. E., Fennessy, M. S. and Landers, D. H. (2012) Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice, Ecological Economics, 77, 27-35.

OCDE. 2003. OECD Environmental indicators. Development, measurement and use. En linea. http://www.oecd.org/dataoecd/7/47/24993546.pdf. Consultado 30/05/17

Olmstead, S.M., (2010). The Economics of Managing Scarce Water Resources. Review of Environmental Economics and Policy 4(2), 179-198

Osorio, F.; Torres, J.C.; Sánchez, M. (2010) Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes. Díaz de Santos (Ed), Madrid. 187 pp.

Palatnik, R., and R. Roson, (2009). Climate Change Assessment and Agriculture in General Equilibrium Models: Alternative Modeling Strategies. Fondazione Eni Enrico Mattei. Working Paper 328.

Paris, Q. and R. E. Howitt, (1998). An Analysis of Ill-Posed Production Problems Using Maximum Entropy. American Journal of Agricultural Economics, 80, 124-138.

Pascual, A.E. (2013) Estudio numérico-experimental de la dispersión de efluentes de emisarios submarinos en la costa valenciana. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona. https://upcommons.upc.edu/handle/2117/95102

PATHV (2008) Plan de Acción Territorial de Protección de la Huerta de Valencia. Generalitat Valenciana, Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, València, www.cma.gva.es/ pathuerta [Consulta: 8-07-2017).

Pérez-Cueva, A.J. (1994) Atlas climático de la Comunidad Valenciana. Conselleria de Vivienda, Obras Públicas y Vertebración del Territorio. Valencia.

Perez-Verdin, G., Sanjurjo-Rivera, E., Galicia, L., Hernandez-Diaz, J. C., Hernandez-Trejo, V. and Marquez-Linares, M. A. (2016). Economic valuation of ecosystem services in Mexico: Current status and trends, Ecosystem Services, 21, Part A, 6-19.

Perobelli, F.; Vidal-Torrado, P.; Otero, X.L.; Buurman, P.; Martín-Neto, L.; Boluda, R.; Macías, F. (2013) Chemical and spectroscopic characteristics of humic acids in marshes from the Iberian Peninsula. Journal of Soils and Sediments. 13, 253 - 264.

PEROBELLI-FERREIRA, F.; VIDAL, P.; BUURMANN, P.; MACIAS, J.; OTERO, X.L.; BOLUDA, R. (2009) Pyrolysis-Gas Chromatography/Mass Spectrometry of Soil Organic Matter Extracted from a Brazilian Mangrove and Spanish Salt Marshes. Soil Science Society of America Journal. 73 - 3, 1 - 11.

Perry, C., Steduto, P., Allen, R.G., and Burt, C.M., (2009). Increasing productivity in irrigated agriculture: Agronomic constraints and hydrological realities. Agricultural Water Management, 96(11), 1517-1524.

Picazo, A.; C. Rochera, E. Vicente, M.R. Miracle and A. Camacho. (2013). Spectrophotometric methods for the determination of photosynthetic pigments in stratified lakes: a critical analysis based on comparisons with HPLC determinations in a model lake. Limnetica 32:139-158.

Plan de Acción Territorial de Protección de la Huerta de Valencia (2004). La protección de la huerta (artículo 22.6 de la ley 4/2004), de la Generalitat de Ordenación del Territorio y Protección del paisaje.

Polimeni, J., k. Mayumi, M. Giampietro, B. Alcott, (2007). The Jevons Paradox and the Myth of Resource Efficiency Improvements. Earthscan. ISBN: 9781844074624

Prager, K., Helming, H., and Hagedorn, K., (2011). The challenge of developing effective soil conservation policies. Land Degradation and Development, 22 (1), 1-4.

Ramos Muñoz, A., (2017). Estudio del Sistema Suelo-Cultivo en los Arrozales del Parque Natural de la Albufera de Valencia Mediante Teledetección y Validación de un Modelo para su Seguimiento. Tesis de Máster en Contaminación, Toxicología y Sanidad Ambientales. Directores R: Boluda Hernández y E. López Baeza, Universidad de Valencia

Remme, R. P., Edens, B., Schröter, M. and Hein, L. (2015) Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands, Ecological Economics, 112, 116-28.

Revista de Obras Publicas, (1989). Anteproyecto General de obres de ensanche del Puerto de Valencia. Obrs Públicas. pp.159-162

Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 24: 417-428.

Reynolds, C.S. & O'Sullivan, P.E., (2003). The Lakes Handbook. Oxford: Blackwell Scientific Publications, Wiley Interscience.

Reynolds, C.S. (1990). The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press.

Riegels, N., Jensen, R., Bensasson, L., Banou, S., Møller, F., and Bauer-Gottwein, P., (2010). Estimating resource costs of compliance with EU WFD ecological status requirements at the river basin scale. Journal of Hydrology, 396(3-4), 197-214.

Robles, F. (1995). El medio natural, La constitución geológica. En El medio ambiente en la Comunidad valenciana, Consellería d'Administració pública. p. 20 -24.

Roca-Pérez L; Gil C; Cervera ML; Gonzálvez A; Ramos-Miras J; Pons V; Bech J; Boluda R. (2010) Selenium and heavy metals content in some Mediterranean soils. Journal of Geochemical Exploration. 107, 110 - 116.

Rodríguez-Martín, J.A., Ramos-Miras, J.J., Boluda, R., Gil, C. (2013). Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment región (Spain). Geoderma 200–201, 180–188.

Rodríguez-Martín, J.A.; De Arana, C.; Ramos-Miras, J.J. Gil, C.; Boluda, R. (2015) Impact of 70 years urban growtth associated with heavy metal pollution. Environmental Pollution. 196, 156 - 163.

Rojas, J. (2010). Aplicación de la Teledetección al estudio de las relaciones suelo-planta en los arrozales del Parque Natural de la Albufera de Valencia (España). Trabajo Fin de Màster. Máster en Cobtaminación, Toxicología y Sanidad Ambientales. Universitat de València. 57 pp. Directores: Rafael Boluda y Ernesto López Baeza. Universidad de Valencia

Roselló, V.M. (1972). Los ríos Júcar y Turia en la génesis de la Albufera de Valencia. Cuadernos de Geografía, 11: 7-25.

Rott, E., (1981). Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43: 34–62.

Roumasset, J. and Wada, C. A. (2013) A dynamic approach to PES pricing and finance for interlinked ecosystem services: Watershed conservation and groundwater management, Ecological Economics, 87, 24-33.

Rubio, J.L.; Sánchez, J.; Forteza, J. (1996) Mapa de suelos de la Comunidad Valenciana. Proyecto LUCDEME. CAPA-GV

RVCAGVA (2017) Evaluación de la calidad del aire en la Comunitat Valenciana. http://www.agroambient.gva.es/web/calidad-ambiental/evaluacion-analisis-e-interpretacion-de-datos

Salmaso, N., L. Naselli-Flores & J. Padisák, (2015). Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. Freshwater Biology 60: 603–619.

Sánchez, J.; Rubio, J.L.; Martínez, V.; Antolín, C. (1984) Metodología de capacidad de uso para los suelos de la cuenca Mediterránea. I Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, pp. 937-948.

Sanjaume, E. (1980). El cordón litoral de la Albufera de Valencia. Estudio sedimentológico. Cuadernos de Geografía, 14:61-96.

Sarkki, S. and Karjalainen, T. P. (2015) Ecosystem service valuation in a governance debate: Practitioners' strategic argumentation on forestry in northern Finland, Ecosystem Services, 16, 13-22.

Schleich, J., and T. Hillernbrand, (2009). Determinants of residential water demand in Germany. Ecological Economics 68(6), 1756 – 1769.

Segovia, L. 2014. Contribución al estudio de contaminantes orgánicos en el litoral de la CV. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. 228 p.

Seppelt, R., Fath, B., Burkhard, B., Fisher, J. L., Grêt-Regamey, A., Lautenbach, S., Pert, P., Hotes, S., Spangenberg, J., Verburg, P. H. and Van Oudenhoven, A. P. E. (2012) Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies, Ecological Indicators, 21, 145-54.

Soriano, M.D.; Pons, V.: Molina, M.J.; Salvador, P. (1992) Tipos climáticos aplicado al estudio de los suelos de la provincia de Valencia. Cuadernos de geografía nº 52

Stuart, M.; Lapworth, D.; Crane, E. (2012) Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. Sci. Total Environ. 416, 1-21.

Swinton, J.R., (1998). At what cost do we reduce pollution? Shadow price of SO2 emissions. The Energy Journal, 19 (4), 63-83.

Tang, S.L., Yue, D., Ku, D., (2007). Engineering and Cost of Dual Water Supply Systems. London, UK: IWA Publishing.

Termés-Rifé, M., Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F., Sala-Garrido, R. (2013). Life cycle costing: a tool to manage the urban water cycle, Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA.

Tesfaye, A., Wolanios, N. and Brouwer, R. (2016) Estimation of the economic value of the ecosystem services provided by the Blue Nile Basin in Ethiopia, Ecosystem Services, 17, 268-77.

Thornthwaite, C.W. (1948) An Approach toward a Rational Classification of Climate. Geog. Rev., 38: 55-94.

Tirado, L.; Gómez, C.M. y Lozano, J., (2006). Efficiency Improvements and Water Policy in the Balearic Islands: A General Equilibrium Approach. Investigaciones Económicas, Vol XXX (3), 441-464

Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. int. Ver. Theor. Angew. Limnol.9: 38 pp.

Vargas-Yáñez, M.; García Martinez, M.C.; Moya, F.; Tel, E.; Parrilla, G.; Plaza, F.; Lavín, A.; García, M.J.; Salat, J.; López-Jurado, J.L.; Pascual, J.; García Lafuente, J.; Gomis, D.; Álvarez, E.; García Sotillo, M.; González, C.; Polvorinos, F.; Fraile.Nuez, E.; Fernández de Puelles, M.L.; Zunino, P. (2010). Cambio Climático en el Mediterráneo español. Segunda edición actualizada. Madrid: Instituto Español de Oceanografía. 176 p

Vazquez-Roig, P.; Andreu, V.; Blasco, C.; Picó. Y. (2012) Risk assessment on the presence of pharmaceuticals in sediments, soils and waters of the Pego–Oliva Marshlands (Valencia, eastern Spain). Science Total Environ. 440, 24–32.

Vila M, Masó M (2005): Phytoplankton functional groups and harmful algal species in anthropogenically impacted waters of the NW Mediterranean Sea. Sci Mar 69(1):31 – 45

Vitta, Y.; Y. Moliner-Martínez, P. Campíns-Falcó and A. Fernández Cuervo (2010). An in-tube SPME device for the selective determination of chlorophyll a in aquatic systems. Talanta 82: 952-956.

Vona, A., di Martino, F., Garcia-Ivars, J., Picó, Y., Mendoza-Roca, J.A., Iborra-Clar, M.I. (2015) Comparison of different removal techniques for selected pharmaceuticals. Journal of Water Process Engineering 5, 48–57.

VPECGVA (Visor Parques Empresariales de la Comunidad Valenciana). 2017. http://www.ivace.es/visor_pol/

VV.AA., (2009). Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Disponible on line en: http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx

VWCTGV (Visor web de cartografía temática de la Generalitat Valenciana). 2017. http://cartoweb.cma.gva.es/visor/

Wallace, K. J. (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions, Biological Conservation, 139, 235-46.

Watson, S. C. L., Paterson, D. M., Queirós, A. M., Rees, A. P., Stephens, N., Widdicombe, S. and Beaumont, N. J. (2016) A conceptual framework for assessing the ecosystem service of waste remediation: In the marine environment, Ecosystem Services, 20, 69-81.

Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (2000). Limnological analyses. New York: Springer-Verlag.

Wetzel, R.G. (2001). Limnology. San Diego, CA: Academic Press. 1006 p.

Wishmeier, W.H.; Smith, D.D. (1985) Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky mountains. USDA Agric. Hand nº 282, D.C. Whashington.

WRB (2014) World reference base for soil resources. FAO.

Zaqoot, H.A.; Hujair, T.S.; Ansari, A.K.; Khan, S.H. (2012) Assessment of land-based pollution sources in the Mediterranean Sea along Gaza Coast – Palestine. 175-189. En: Uqaili MA y Harijan K (eds.), Energy, Environment and Sustainable Development, DOI 10.1007/978-3-7091-0109-4_18, Springer-Verlag/Wien.

Zhou, Y., Tol, R.S.J., (2005). Evaluating the cost of desalination and water transport. Working Paper FNU-41 revised.