

#### **TESIS DOCTORAL**

Metodología para la toma de decisiones estratégicas en la asignación sostenible de recursos para la recuperación hidrológica de humedales en situación de estrés hídrico.

Aplicación al caso de las Tablas de Daimiel.

Δ	.,	t	^	r	•
$\boldsymbol{-}$	ч	·	v		•

Alberto Benítez Navío.

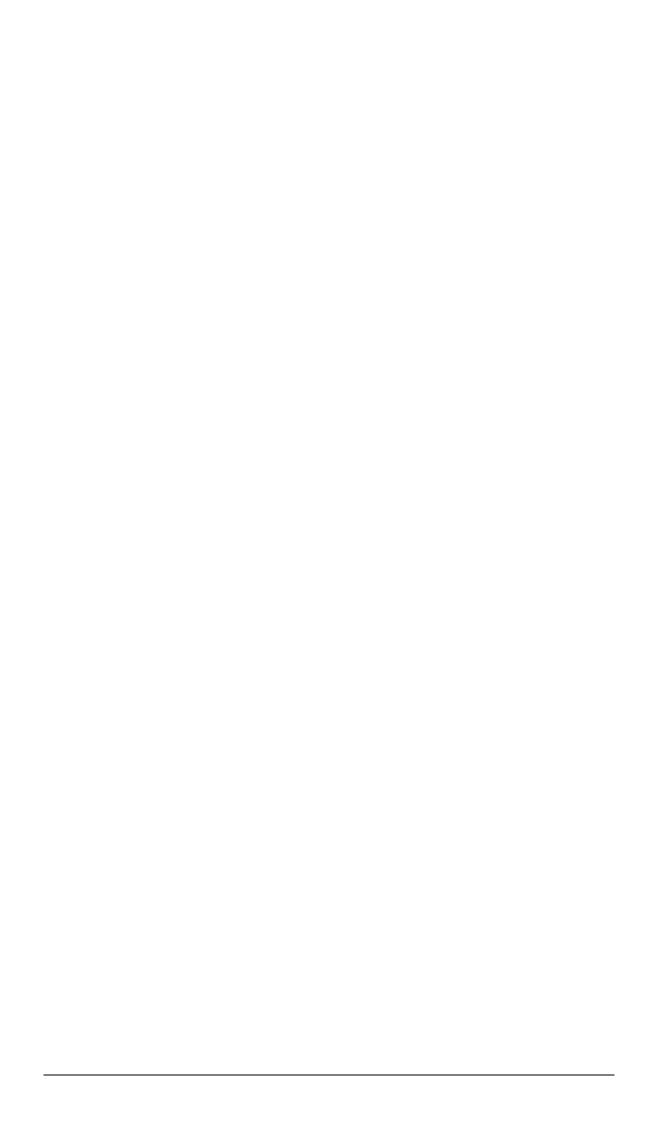
#### **Directores de Tesis:**

Dr. Manuel Martín Utrillas Dr. Jorge Curiel Esparza Dr. Julián Cantó Perelló

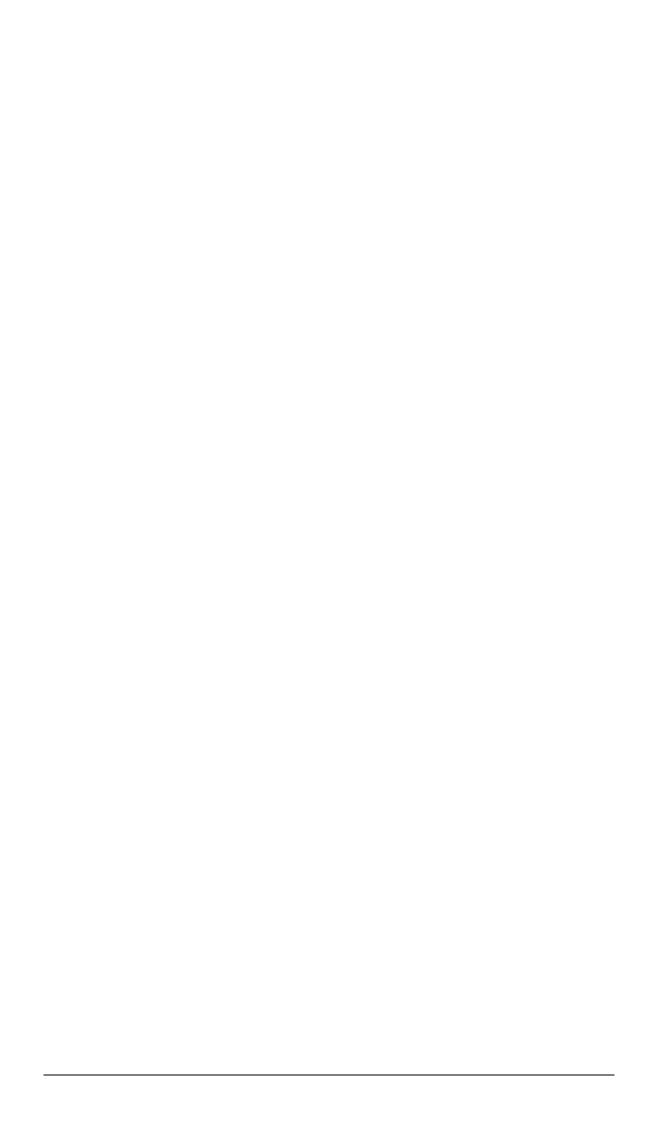
Universitat Politècnica de València.

Departamento de Física Aplicada.

Diciembre de 2022.



A Mary a Migual
A Mar y a Miguel  A mis padres (†).
A IIIIs paules (1).
"Un hombre es como una fracción,
cuyo numerador corresponde a lo que él es,
en tanto que el denominador es lo que cree ser.
Cuanto más grande es el denominador,
más pequeña es la fracción"
León Tolstoi (1828-1910).



Metodología para la toma de decisiones estratégicas en la asignación sostenible

de recursos para la recuperación hidrológica de humedales en situación de

estrés hídrico. Aplicación al caso de las Tablas de Daimiel.

Autor: Alberto Benítez Navío

Directores de Tesis:

Dr. Manuel Martín Utrillas, Dr. Jorge Curiel Esparza, Dr. Julián Cantó Perelló

Departamento de Física Aplicada, Universitat Politècnica de València

Resumen

Los humedales son uno de los ecosistemas más importantes del planeta. En los

distintos hábitats que albergan convive un gran número de especies, siendo un

reservorio de biodiversidad. Además, al ser sumideros de carbono (CO<sub>2,</sub>) son un

aliado natural en la lucha contra el cambio climático. Los humedales resultan

imprescindibles para el cumplimiento de los objetivos de sostenibilidad de la

Agenda 2030. Desgraciadamente, la desaparición de estos espacios naturales es

alarmante, especialmente acelerada durante el siglo XX y lo que llevamos de

siglo XXI. Uno de los motivos más importantes que causa su pérdida y

degradación es la falta de recursos hídricos.

En general, en situaciones de estrés hídrico, es necesario aportar agua

procedente de fuentes externas. La elección de las fuentes de recursos hídricos

supone un complejo problema de decisión. La calidad del agua debe ser la

adecuada para garantizar la sostenibilidad del humedal. En esta tesis se elabora

una metodología para resolver ese problema. Se ha aplicado al caso de las

Tablas de Daimiel, pero puede ser utilizada en cualquier otro humedal.

1

A partir de los valores de referencia del humedal se han elaborado unas funciones de rating que permiten asignar puntuación a los distintos valores de los parámetros fisicoquímicos. Hay una función de rating para cada uno de los parámetros. Las funciones son específicas del humedal cuya regeneración hídrica se pretende.

Se ha asignado un peso a los distintos parámetros fisicoquímicos para considerar la diferente repercusión de cada uno de ellos en la calidad del agua. Para ello se ha llevado a cabo un análisis mediante el Analytical Hierarchical Process (AHP).

Agregando las funciones de rating con los pesos obtenidos se ha diseñado un índice de sostenibilidad (WRSM). Las fuentes de agua más adecuadas toman valores más altos del índice, en contraposición con las menos aconsejables.

Todo el proceso descrito se ha aplicado a las Tablas de Daimiel, comprobándose su utilidad y eficacia para evaluar diferentes tipos de aguas procedentes de muy diversas fuentes.

La metodología desarrollada es novedosa, completamente reproducible y además es aplicable a cualquier otro humedal, por lo que puede constituir una nueva herramienta para abordar la importante y compleja tarea que supone la restauración hídrica de humedales.

#### Resum

Els aiguamolls són un dels ecosistemes més importants del planeta. En els diferents hàbitats que alberguen conviu un gran nombre d'espècies, sent un \*reservorio de biodiversitat. A més, en ser embornals de carboni (CO<sub>2</sub>, ) són un aliat natural en la lluita contra el canvi climàtic. Els aiguamolls resulten imprescindibles per al compliment dels objectius de sostenibilitat de l'Agenda 2030. Desgraciadament, la desaparició d'aquests espais naturals és alarmant, especialment accelerada durant el segle XX i el que portem de segle XXI. Un dels

motius més importants que causa la seua pèrdua i degradació és la falta de recursos hídrics.

En general, en situacions d'estrés hídric, és necessari aportar aigua procedent de fonts externes. L'elecció de les fonts de recursos hídrics suposa un complex problema de decisió. La qualitat de l'aigua ha de ser l'adequada per a garantir la sostenibilitat de l'aiguamoll. En aquesta tesi s'elabora una metodologia per a resoldre aqueix problema. S'ha aplicat al cas de les Taules de Daimiel, però pot ser utilitzada en qualsevol altre aiguamoll.

A partir dels valors de referència de l'aiguamoll s'han elaborat unes funcions de ràting que permeten assignar puntuació als diferents valors dels paràmetres fisicoquímics. Hi ha una funció de ràting per a cadascun dels paràmetres . Les funcions són específiques de l'aiguamoll la regeneració hídrica del qual es pretén.

S'ha assignat un pes als diferents paràmetres fisicoquímics per a considerar la diferent repercussió de cadascun d'ells en la qualitat de l'aigua. Per a això s'ha dut a terme una anàlisi mitjançant el \*Analytical \*Hierarchical \*Process (\*AHP).

Agregant les funcions de ràting amb els pesos obtinguts s'ha dissenyat un índex de sostenibilitat (\*WRSM). Les fonts d'aigua més adequades prenen els valors més alts de l'índex, en contraposició amb les menys aconsellables.

Tot el procés descrit s'ha aplicat a les Taules de Daimiel, comprovant-se la seua utilitat i eficàcia per a avaluar diferents tipus d'aigües procedents de molt diverses fonts.

La metodologia desenvolupada és nova, completament reproduïble i a més és aplicable a qualsevol altre aiguamoll, per la qual cosa pot constituir una nova eina per a abordar la important i complexa tasca que suposa la restauració hídrica d'aiguamolls.

#### Abstract

Wetlands are one of the most important ecosystems on the planet. A large number of species coexist in the different habitats that are home to wetlands. They are a reservoir of biodiversity. Furthermore, being carbon sinks (CO2, ), wetlands are a natural ally in the fight against climate change. Wetlands are essential to meet the sustainability goals of the 2030 Agenda. Unfortunately, the disappearance of these natural spaces is alarming, especially accelerated during the 20th century and so far in the 21st century. One of the most important reasons that causes its loss and degradation is the lack of water resources.

In general, in situations of water stress, it is necessary to obtain water from external sources. The choice of sources of water resources is a complex decision problem. The quality of the water must be adequate to guarantee the sustainability of the wetland. This thesis develops a methodology to solve this problem. It has been applied to the case of the Tablas de Daimiel wetland, but it can be used in any other wetland.

Based on the reference values of the wetland, qualification functions have been developed. These functions evaluate the physicochemical parameters. There is a rating function for each of the parameters. The functions are specific to the wetland whose water regeneration is intended.

A weight has been assigned to the different physicochemical parameters to consider the different impact of each of them on water quality. For this, an analysis has been carried out using the Analytical Hierarchy Process (AHP).

Adding the rating functions with the weights obtained, a sustainability index (WRSM) has been designed. The most suitable water sources take the highest values of the index, compared to the least recommended. The entire process described has been applied to the Tablas de Daimiel wetland, demonstrating its

usefulness and effectiveness for evaluating different types of water from very diverse sources. The methodology developed is novel, completely reproducible and also applicable to any other wetland, so it can be a new tool to address the important and complex task of hydrological restoration in wetlands.

# ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN	13
2 LOS HUMEDALES, SITUACION Y PERPECTIVA GLOBAL	21
2.1- Humedales de Importancia Internacional. Convenio Ramsar	21
2.2 Humedales Mediterráneos	24
2.3Humedales en España	28
3 LAS TABLAS DE DAIMIEL, UN HUMEDAL EN PELIGRO, EL ÚLTIMO DE SU ESPECIE	39
3.1 Las Reservas de la Biosfera. La Mancha Húmeda	39
3.2 Las Tablas de Daimiel, núcleo de la Mancha Húmeda	52
3.2.1 Marco geográfico e hidrogeológico	52
3.2.2 Evolución y problemática	65
3.3. Presiones debidas a la agricultura y al cambio climático	90
3.3.1Sobreexplotación del Acuífero Mancha Occidental	90
3.3.2- Impacto del cambio climático en los recursos hídricos de la	
cuenca alta del Guadiana	92
3.4 Los Planes y Actuaciones de la Administración para la recuperación de	
las Tablas de Daimiel	121
3.4.1- El Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de Daimiel	122
3.4.2 El Plan de Compensación de Rentas	128
3.4.3. La Tubería de la Llanura Manchega. Trasvase desde el ATS	131
3.4.3.1Resumen de las Conclusiones del Estudio sobre	
la Situación Hídrica de la Llanura Manchega	134
3.4.3.2Situación actual de las infraestructuras para	
incorporación de recursos a la Llanura Manchega	141
3.4.4 El Plan Especial del Alto Guadiana	152
3.4.5 Plan REGATA	156
3.5 Fuentes de Recursos Hídricos propuestas para la restauración de	
las Tablas de Daimiel en los Planes de Regeneración Hídrica y Regata	166
3.5.1 Fuentes de Agua en el Plan de Regeneración Hídrica	167
3.5.1.1 Alternativas desde los ríos Cigüela,	
Záncara y Riansares	168

3.5.1.2 Alternativas desde el río Azuer	170
3.5.1.3 Alternativas desde el río Jabalón	171
3.5.1.4 Alternativas desde los ríos Bañuelos y Guadiana	172
3.5.1.5 Alternativas desde el río Bullaque	173
3.5.1.6 Alternativas desde el río Tajo	174
3.5.1.7 Alternativas desde el río Jucar	175
3.5.1.8 Alternativas con aguas subterráneas	176
3.5.1.9 Otras propuestas de actuación para paliar	
el déficit hídrico	177
3.5.2. Las fuentes de agua en el Plan Regata	179
4 METODOLOGÍA DE APOYO A LA DECISIÓN PARA LA ASIGNACIÓN DE RECURSOS	
HÍDRICOS EN LA RECUPERACIÓN DE HUMEDALES	185
<ul><li>4.1. Método Delphi</li><li>4.2. Método del Procedimiento de Análisis Jerárquico (AHP)</li></ul>	187 190
4.2.1Explicación del Método	191
4.2.2Base matemática del AHP	194
4.3Método de medida Absoluta, AHP Rating,	202
5. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN	
HÍDRICA DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL (PNTD)	207
5.1 Antecedentes	207
5.2 Fuentes de recursos hídricos para el PNTD	211
5.3- Parámetros fisicoquímicos de las fuentes del PNTD	225
5.4AHP con ratings para la selección de las fuentes de agua	229
5.4.1 Obteniendo las prioridades de los indicadores fisicoquímicos	233
5.4.2 Funciones lineales de rating	239
5.4.2.1 Normas y guías de calidad internacionales	249
5.4.2.2 Construcción de funciones de rating para PNTD	259
5.5 Índice de sostenibilidad de los recursos hídricos	266
6. CONCLUSIONES	277
ANEXO I. Tablas	285
ANEXO II. Figuras	291
ANEXO III Bibliografía	299
ANEXO IV. Líneas futuras de investigación	341

ANEXO V. Publicaciones	345
ANEXO VI. Actividades académicas realizadas	443

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

## 1. INTRODUCCIÓN

Los humedales según los define el convenio Ramsar son: "las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina, cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros" (Ramsar, 1971). Esta definición, denominada en forma abreviada la definición Ramsar, ha sido aceptada por muchas organizaciones internacionales, entre las que destaca la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).

Hay muchos tipos de humedales en función de los diversos regímenes hidrológicos a los que estén sujetos, el clima, la geología, la geomorfología y la hidrogeología de la zona. Esta última es especialmente determinante en aquellos casos, muy frecuentes, en los que intervenga una componente de aportación de agua subterránea en la formación del humedal. En general se da una dualidad de agua subterránea y superficial (Benítez-Navío et al., 2020) pudiendo ser los humedales permanentes o estacionales, en función de estos aportes, y dependiendo del régimen hidrológico al que estén sometidos.

Siguiendo la clasificación Ramsar, los humedales pueden ser o bien naturales o artificiales. Dentro de los humedales naturales hay humedales marinos, que se dan en la costa, que pueden ser lagunas e incluso arrecifes de coral. Los humedales estuarinos serían aquellos que se forman en los deltas de los ríos o en zonas de marisma, por subida y bajada de la marea. Entre ellos se encuentran los manglares. Otro tipo de humedales son los de carácter lacustre, que tal y como su nombre indica están vinculados con los lagos. Los humedales ribereños

o fluviales están asociados a los ríos y cursos de agua. Finalmente, los humedales palustres son aquellos que se dan en los pantanos y ciénagas. (CREHO, 2010).

Los humedales intervienen en el mantenimiento del ciclo hidrológico, en la recarga de acuíferos subterráneos, en la laminación de avenidas, en la regulación del clima, como sumideros de CO<sub>2</sub>, y en la conservación de la biodiversidad, por ser uno de los ecosistemas que presentan una mayor variedad de hábitats diferentes, albergando una multitud de especies distintas, tanto animales como vegetales (Denny 1994, Lefevre y Bouchard, 2020). Además, los humedales proporcionan bienestar a los seres humanos a través de los múltiples servicios que prestan, siendo fuentes de agua y alimento en muchos casos. (Mitra et al. 2013).

A pesar de la gran variedad de tipos de humedales existente, con características muy diferentes, todos ellos tienen en común que han de darse unas condiciones muy específicas para su formación y permanencia, las cuales dependen de un conjunto de factores, que si se ven alterados tienen como consecuencia inmediata la degradación, o incluso la desaparición del humedal. Estos factores son muy sensibles a las variaciones del balance hidrológico, a las posibles alteraciones del clima, al mantenimiento de la calidad del agua, y dependen de otras muchas variables, como la conservación de las características geomorfológicas, de las condiciones de drenaje, la ocupación y relleno de los terrenos inundables, el incremento o disminución del aporte de nutrientes y sedimentos, y en fin, de tantas y tantas circunstancias, que hacen que estos ecosistemas sean sumamente vulnerables, pues sus condiciones son únicas en cada uno de ellos. Es por este motivo por lo que aun habiendo una conciencia creciente de la importancia de los humedales, la cual se manifiesta en una

protección cada vez mayor, paradójicamente, la desaparición de estos espacios naturales es continua a lo largo de los años. Puede cifrarse esta pérdida en un 70%, contando desde principios del siglo XVIII, y en un 57% a lo largo del siglo XX y de lo que llevamos de siglo XXI (Davidson, 2014).

Xu et al. llevaron a cabo en 2019 un estudio acerca de los humedales de importancia internacional, para conocer su situación, las amenazas a las que están sometidos y su futura protección. En las conclusiones de ese estudio se obtuvo que los humedales asociados a los ríos y los lagos, en su mayoría habían sufrido la ocupación de los terrenos. Los humedales marinos y de costa eran los más afectados por los impactos sobre el medio ambiente, junto con los asociados a los ríos. Los más perjudicados en su biodiversidad eran los humedales asociados a ríos, Finalmente, los más perjudicados por la regulación de los recursos hídricos, eran también los humedales asociados a los ríos y las marismas.

Las causas de la desaparición de los humedales son variadas y pueden resumirse en aquellas relacionadas con las actividades humanas, como la ocupación de terrenos por la agricultura o urbanización, la contaminación y la detracción de aguas, a las que se añaden las que resultan del cambio climático, que está dando lugar a una reducción de las precipitaciones y a un incremento de la evapotranspiración (Martin-Utrillas et al., 2020), todo lo cual se hace aún más patente en los humedales mediterráneos (Ramirez et al. 2018).

En general, la Cuenca Mediterránea está sufriendo la crisis climática y ecológica más grave de la historia, lo cual se está manifestando en una pérdida muy grande de la biodiversidad, y en una escasez de agua, así como en un aumento

de los episodios extremos, tales como tormentas, y en otros eventos, como, por ejemplo, incendios forestales, etc. Si no se hace nada para paliar los efectos causados por esta crisis las consecuencias serán muy serias, y en las próximas décadas no solo se verán afectados muy gravemente estos ecosistemas, sino también la población que habita en la zona (Tour du Valat, 2020).

La gestión inapropiada de los recursos hídricos es en la actualidad el problema principal en los humedales mediterráneos, y en los de otras áreas en el mundo de características similares. La sobreexplotación de los acuíferos y de las aguas superficiales, debido en muchas ocasiones a una agricultura insostenible, suponen un gran problema que se ve agravado porque la demanda de agua se incrementa aún más en los países donde este recurso es escaso, lo cual empeora aún más la situación (Mediterranean Wetlands Outlook, 2012). De Vicente (2021), indica que todos los procesos biogeoquímicos de los humedales mediterráneos se ven alterados por los cambios en el régimen hidrológico, más aún en un entorno de cambio climático global como el actual. Los cambios en los períodos húmedos y secos, hidroperíodos, tendrán un efecto crítico en las condiciones medioambientales del humedal. Hay que tener en cuenta que muchos humedales no están inundados permanentemente durante todo el año. Estas variaciones del régimen hidrológico pueden ser tanto anuales como interanuales, y tendrán un efecto en las condiciones limnológicas, así como en los cambios de la estructura y dinámica de las comunidades bióticas que viven en el humedal (Guerrero, 2021).

En este contexto es preciso aportar agua a aquellos humedales que se encuentren en situación de estrés hídrico, para lo que se han de reasignar los recursos, gestionando las diferentes demandas, de modo que se garanticen los requerimientos medioambientales mínimos de la zona húmeda. En cualquier caso, han de realizarse aportaciones al humedal procedentes de fuentes de agua externas, para evitar la degradación irreversible del espacio natural, o incluso su desaparición. Seleccionar dichas fuentes es un problema difícil, que entraña una compleja toma de decisiones. Esta tesis está dedicada a la investigación y desarrollo de una metodología, aplicada al humedal de las Tablas de Daimiel, que permite llevar a cabo una mejor toma de decisiones en la asignación de los recursos hídricos, precisos para la preservación y restauración hidrológica de humedales en situación de estrés hídrico.

CAPÍTULO 2.-LOS HUMEDALES, SITUACIÓN Y PERSPECTIVA GLOBAL

#### 2.- LOS HUMEDALES SITUACION Y PERPECTIVA GLOBAL

# 2.1- Los Humedales de Importancia internacional, Convenio Ramsar

El convenio intergubernamental más antiguo sobre el medio ambiente es el Ramsar. La preocupación fundamental entre las partes que lo negociaron era evitar la degradación y pérdida de humedales, los cuales son paradas esenciales para las aves en su ruta migratoria. El convenio Ramsar se firmó en la ciudad Iraní del mismo nombre, en el año 1971 y entró en vigor en 1975. La finalidad de la convención es la conservación de los humedales, para lo cual se establece el compromiso de trabajar por su uso racional. Además, se confecciona una lista de humedales de importancia internacional, que se actualiza permanentemente. Es la Lista de Ramsar (Secretaría Ramsar 2013). Actualmente el número de partes contratantes del convenio es de 171 y el número de humedales de importancia internacional es de 2.429, siendo la superficie total de sitios designados 254.611.076 hectáreas. Como puede observarse en la Figura 1 los humedales de importancia internacional se reparten de forma no uniforme a lo largo del mundo. Por ejemplo, haciendo una comparación entre los distintos continentes, Europa tiene el mayor número de humedales, mientras que África posee la mayor superficie de humedales, puesto que las características de sus humedales son diferentes a las de los del continente europeo, siendo, en general, todos ellos de mayor extensión.

De acuerdo con los datos que figuran en el primer informe Global Wetlands Outlook (Ramsar, 2018), desde el año 1970 hasta el 2015 se perdieron un 35% de los humedales existentes en todo el mundo, notándose un alarmante aumento en la tasa de desaparición de humedales a partir del año 2000.



Figura 1. Humedales incluidos en la lista de humedales de importancia internacional. Sitios Ramsar. Servicios de información sobre sitios Ramsar. https://rsis.ramsar.org/es.

Dos años antes, varios autores (Hu et al., 2017), pertenecientes al State Key Laboratory of Remote Sensing Science, de Beijing (China) y a WWF International (Suiza), publicaron un artículo donde estimaron el estado de los humedales en el mundo, utilizando técnicas de teledetección, mediante la confección de un nuevo índice, denominado Índice Topográfico de Humedad de Precipitación (Precipitation Topographic Wetness Index (PTWI), calibrado con muestras de verdad terreno para el entrenamiento del sistema.

Mediante estas técnicas se pretende calcular primero la distribución potencial de humedales en el mundo y a continuación la real.

Cuando se habla de distribución potencial se trata de la distribución de humedales que existiría si no hubiese actividades humanas en la tierra.

El siguiente aspecto estudiado fue la distribución real, lo que permite determinar la pérdida de humedales, para conocer y entender el desarrollo de los humedales y sus cambios, facilitando con ello la toma de decisiones para la restauración y protección de los humedales. (Zhu and Gong, 2014). El área potencial global total de humedales es de 29,83 millones de kilómetros cuadrados.

Asia tiene la superficie mayor de humedales, con 9,72 millones de kilómetros cuadrados. Le sigue América del sur y del norte con 13,6 millones de kilómetros cuadrados.

Estos tres continentes, América del sur, América del Norte y Asia tienen el 80% del área potencial de humedales en el mundo.

Oceanía es el continente con menor superficie potencial de humedales, tan solo 1,56 millones de kilómetros cuadrados, un 5% de la total del planeta.

En cuanto a la pérdida de humedales, el estudio de Hu et al., obtiene un valor para el año 2009 del 33%, superponiendo la distribución potencial de humedales con la cobertura de actividades humana GlobCover2009 (Figura 2).

Se trata de una estimación mucho menor que la de Davidson (2014), que estimó la pérdida entre el 54% y el 57%.

La mayor pérdida de humedales en superficie se ha producido en África, cerca de 2,6 millones de kilómetros cuadrados, pero la mayor pérdida en porcentaje se ha registrado en Europa, que ha perdido un 45% de sus humedales.

Dentro de Europa son los humedales mediterráneos los más amenazados, debido no solo a la actividad humana, sino también al impacto del cambio climático y la desertización.

### 2.2.- Humedales Mediterráneos

No es sencillo hacer una estimación de número y superficie de humedales mediterráneos.

Así, por ejemplo, los humedales de importancia internacional de la lista Ramsar van incrementándose año tras año en esta región, y sin embargo su número está por debajo de lo que cabría esperar, aplicando los criterios establecidos para su identificación y selección.

Popoff, et al. (2020), encontraron que con los criterios Ramsar 2, 5 y 6 para la designación de humedales de importancia internacional, en la cuenca mediterránea podían identificarse 1218 localizaciones, que se pueden considerar provisionalmente designables, necesitándose tan solo una mayor toma de datos, para valorar su situación.

Esto pone de manifiesto que hace falta una mayor participación de los estados mediterráneos miembros del convenio Ramsar, para construir y mejorar la red de protección de humedales.

En el informe Mediterranean Wetlands Outlook 2, 2018, se estima que la superficie de humedales en la cuenca mediterránea es de unos 0,2 millones de kilómetros cuadrados, y que sobre la cuarta parte de esta superficie son humedales creados por el hombre, como es el caso de los embalses, las salinas, los campos de arroz, etc,

# PÉRDIDA DE HUMEDALES EN EL MUNDO

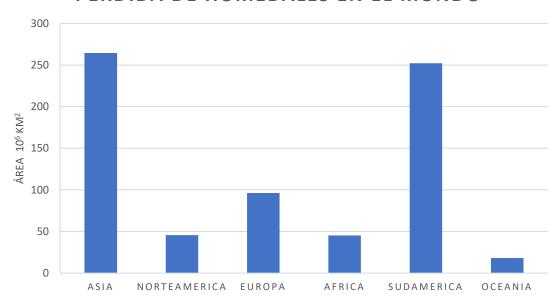


Figura 2. Pérdida de humedales en los diferentes continentes, área en millones de km<sup>2</sup>. S. Hu et al., 2017.

Las mayores superficies de humedales se encuentran en Egipto, Turquía y Argelia, sumando estos tres países los dos tercios del área del total de los humedales existentes en la cuenca mediterránea. Los datos obtenidos proceden de inventarios realizados por WetMed en 27 países, siendo la situación reflejada en ellos la existente en fechas cercanas al año 2000. En el año 2007, Caessteker (2007) hizo una recopilación de la situación de los inventarios de humedales país por país, aunque solo fue para 16 países mediterráneos, y obtuvo una superficie de tan solo 0,046 millones de kilómetros cuadrados. Con posterioridad y considerando 11 países más, Perennou et al., (2012), obtuvieron una superficie entre 0,15 y 0,21 millones de kilómetros cuadrados de humedales, y un número mínimo de humedales de 81.299 en toda la cuenca mediterránea, tal como puede verse en la Tabla 1.

		T		
Albania	792	Marruecos	185	
Bosnia		Argelia	1475	
Bulgaria	6.781	Túnez	254	
Croacia	3.883	Libia	66	
Chipre	7	Egipto	13	
Francia	58.475	Israel, Palestina	13	
Grecia	410	Jordania	14	
Italia	1.515	Líbano	8	
Kosovo		Siria	25	
Macedonia	44	Total Norte de		
Malta	24	África y Oriente		
Mónaco	1	Medio excluidos		
Montenegro		los Oasis	2.013	
Portugal	816			
Serbia	499			
Eslovenia	3525			
España	1.379			
Turkía	135	Total Humedales		
Total Europa	79.286	Mediterráneos	81.299	

Tabla 1 . Extensión de humedales en el área mediterránea. Elaboración propia, extractado de Perennou et al., 2012.

En España se estimaba en dicho estudio un número de mínimo de humedales de 1.379 y una superficie, poco precisa, que oscilaría entre las 500.000 hectáreas y el millón de hectáreas.

Las iniciativas para actuar en pro de la conservación de los humedales mediterráneos no han sido pocas. Cabe destacar la creación de MedWet en 1991, que abarca 27 paises de la cuenca Mediterránea, los cuales están integrados además en la convención Ramsar (1971).

El fin de MedWet es hacer efectiva la conservación de los humedales mediterráneos. En 2008 se crea el Observatorio Mediterráneo de Humedales (MWO), que está integrado en MedWet, siendo un órgano científico para el seguimiento de la evolución y el estado de los humedales mediterráneos. El primer informe del Observatorio es del año 2012, y utilizaba 17 indicadores. El segundo informe es del año 2018, y cuenta con 16 indicadores. En el primer informe los seis primeros indicadores abordaban la evaluación del estado de los humedales, los cuatro siguientes, del 7 al 10 miden las causas de los cambios en los humedales mediterráneos, los que van del 11 al 14 son otros cuatro indicadores, dedicados esta vez a evaluar el impacto en el bienestar humano que tienen los cambios producidos en los humedales. Finalmente, los últimos tres indicadores miden la respuesta de la sociedad y la gestión (Mediterranean Wetlands Outlook, 2012, Mediterranean Wetlands Outlook 2, 2018).

De acuerdo con el primer informe Mediterranean Wetlands Outlook de 2012, la pérdida de humedales en el área mediterránea durante el siglo pasado se puede cifrar en el 50%, siendo las pérdidas más importantes las registradas durante las décadas de los cincuenta, sesenta y setenta. Se piensa que Turquía ha sido uno

de los países que ha perdido más humedales durante el siglo XX, al igual que Egipto, Francia y Marruecos. Hay en general una cierta incertidumbre en la determinación de cuanta superficie de humedales se ha perdido, debido a la falta de datos. Se sabe que, a partir de la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua en el año 2000, en los países del norte de la cuenca mediterránea se ha perdido menor superficie de humedales que en el resto de los países mediterráneos, los cuales no estaban sujetos a esta directiva. En este mismo informe se menciona que las principales causas de desaparición de los humedales mediterráneos son por una parte la ocupación de tierra y el consumo de agua, que a veces actúan conjuntamente, y por otra parte las razones sanitarias, por las actuaciones de desecación para luchar contra el paludismo y otras enfermedades. La ocupación de tierras se ha hecho principalmente para usos agrícolas o residenciales y en menor medida para industriales. Por otra parte, el agua ha sido asignada a usos agrícolas, abastecimiento urbano, industria, turismo, etc, detrayéndola de su uso ecológico, para el mantenimiento del humedal.

# 2.3.- Humedales en España

Siguiendo la descripción y recopilación realizada por Caessteker (2007), cabe decir que en España se comenzó la catalogación de humedales con un primer inventario que hizo Luis Pardo en 1948, Pardo (1948), donde se censaron del orden de 2.000 humedales, entre los que se incluían también los lagos. Este inventario fue mejorado por Francisco Vélez (1948) que se centró en 205 humedales, que consideró los que eran de importancia desde el punto de vista de las comunidades de aves acuáticas. No se hace un intento más amplio de inventario hasta los años 80, a raíz de la aplicación del convenio Ramsar del que

España es un país suscriptor. Aunque el convenio Ramsar se firmó en 1971, España lo ratificó en 1982. El gobierno financió un proyecto para inventariar zonas húmedas de importancia internacional, nacional y regional para las aves acuáticas, encargando su ejecución a la Sociedad Española de Ornitología (SEO), que incorporó en el inventario los trabajos anteriores de Luis Pardo y Francisco Vélez.

Por otra parte, la entrada en vigor de la Ley de Aguas de 1985, estableció la obligación de inventariar las zonas húmedas en España. A continuación, en el año 1989, la ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. en su artículo 25 ordena que se elabore y que se mantenga permanentemente actualizado un Inventario Nacional de Zonas Húmedas, no solo para conocer cómo evolucionan los humedales, sino también para promover medidas de protección, que han de ser incluidas en los planes hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas. Estas medidas se hicieron obligatorias cuando se desarrolló la ley reglamentariamente en el año 2004. Además, la Directiva Marco del Agua del año 2.000, también impone que los Planes Hidrológicos de Cuenca incluyan un registro de todos los cuerpos de agua que estén sometidos a alguna norma comunitaria de protección y conservación de hábitats y especies. La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que sustituye a la de 1989 de Conservación de los Espacios Naturales, 2007, en su artículo 9.3. establece un "Inventario Español de Zonas Húmedas, a fin de conocer su evolución y, en su caso indicar las medidas de protección ", recogiendo el Real Decreto 435/2004, de 12 de marzo, por el que se regula el Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH). Este inventarío incluye parcialmente los inventarios de los humedales de las comunidades autónomas, que pasan a ser candidatos para su incorporación al IEZH. La información que figura en este inventario, estando destinada a la conservación de los humedales, incluye el número, extensión y grado de conservación de los humedales nacionales.

Este inventario se elabora y actualiza por el Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico, MITERD. Los humedales que han de ser inscritos son los que cumplan las características fijadas en el anexo I del decreto 435/2004 o sean consideradas zona húmeda, por existir una norma específica para su protección. En cualquier caso, incluir una zona húmeda en el Inventario nacional supone un proceso administrativo, que conlleva una resolución motivada de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, tras la propuesta del órgano competente de la comunidad autónoma, con la previa notificación a la correspondiente demarcación hidrográfica, que ha de informar.

En síntesis, hay dos normas legales que incluyen la obligación de llevar a cabo un inventario de humedales en España, por una parte, la Ley de Aguas y por otra en la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Esto junto con la existencia de las Comunidades Autónomas ha conllevado la convivencia de diferentes bases de datos de humedales Figuras 3 y 4, realizadas por diferentes administraciones, lo cual ocasionó un trabajo posterior de unificación. Siguiendo a Camacho et al. (2019), las principales bases de datos a nivel nacional son tres, la Base Documental de los Humedales Españoles (BDHE), la Base de Datos de la Dirección General de Obras Hidráulicas (DGOH) y el Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH). Otras bases de datos existentes donde figuran humedales son la de las masas de agua, confeccionada en aplicación de la Directiva Marco (DMA), la base de datos de la Red Natura 2000 (N2000) y la de los humedales de importancia Internacional (HIIR), elaborada en cumplimiento del convenio

Ramsar. Además de estas bases de datos a nivel nacional existen diversas bases de datos a nivel autonómico.

La base BDHE contenía información de más de 2.000 humedales, y fue desarrollada por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza entre los años 1999 y 2000 cerrándose en el año 2009. La base de datos de la DGOH fue elaborada por la Dirección General de Obras Hidráulicas, e incluye 1.649 humedales terminándose en el año 1995. El Inventario Español de Zonas Húmedas (IEZH), se elaboró por la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural, incluye 734 humedales, con una superficie total de 230.942 hectáreas, Figura 3. Finalmente, el censo de los humedales llevado a cabo para el cumplimiento del convenio Ramsar es otra fuente de datos, que se limita a aquellos humedales que cumplen los criterios establecidos en dicho convenio. La superficie total de los 75 humedales españoles de importancia internacional incluidos en la lista Ramsar, Figura 4, es de 304.541 hectáreas, dato que curiosamente supera al del inventario nacional de zonas húmedas, Figura 3 Entre los humedales de importancia internacional destacan, por su mala situación. los que además de estar en la Lista Ramsar se encuentran en el Registro de Montreux. En este registro figuran aquellos humedales de la Lista Ramsar que se encuentran en peligro debido a que se han producido, o se están produciendo cambios en las características ecológicas del humedal, debido a afecciones causadas por los seres humanos.

En el Registro de Montreaux solo hay dos humedales en España, las Tablas de Daimiel y Doñana. Además, hay humedales que debido a su mal estado y la gran degradación que sufren será muy difícil su recuperación, y si por algún motivo se

exceden los plazos estipulados para su mejora, pueden ser denunciados por la Comisión Ramsar, para ser retirados de la Lista Ramsar.

De acuerdo con la resolución IX.6 relativa a las Orientaciones para el Examen de la Retirada o la Reducción de los Límites de un sitio incluido en la Lista de Ramsar, art 3.2: "Con respecto a la reducción de los límites de los sitios incluidos en la Lista de Ramsar, las presentes orientaciones afectan a aquellas situaciones en las que se esté examinando la reducción del área del sitio debido a la pérdida o al deterioro de las características ecológicas del sitio, y en las que los cambios propuestos puedan afectar a los objetivos fundamentales, y a la aplicación de los citerios para la designación por los que el sitio fue incluido en la Lista." (Ramsar 2005).



Figura 3. Mapa del Inventario Español de Zonas Húmedas, 2022, de la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD).



Figura 4. Mapa de humedales españoles de importancia internacional inscritos en el convenio Ramsar. Descargado de la página web del Ministerio de la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), https://www.miteco.gob.es.



Figura 5. Cartografía del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) de los humedales españoles que están incluidos en el Convenio Ramsar, indicando su superficie con código de color. Extractado de la página web del IGME http://www.igme.es/zonas\_humedas.

Doñana	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Las Tablas de Daimiel	Falta Aportaciones	Sobre explotación	
Laguna Fuente de Piedra		Sobreexplotación	
Lagunas de Cádiz		Sobreexplotación	
Marismas del Odiel		Sobreexplotación	
Salinas del Cabo de Gata		Sobreexplotación	
Laguna de la Vega	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Albufera de Valencia	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Pantano de el Hondo	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Laguna Mata y Torrevieja	Falta Aportaciones		
Cabanes. Torreblanca	Falta Aportaciones		
Aiguamolls de l'Empordà	Falta Aportaciones		
Delta del Ebro	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Laguna de Manjavacas	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Laguna del Prado	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Laguna de Gallocanta	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Albufera del Adra	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Marjal de Pego Oliva	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Laguna de la Guardia	Falta Aportaciones		
Embalse de las Cañas	Falta Aportaciones		
Saladar de Jandía		Sobreexplotación	
Laguna de la Nava de		Sobreexplotación	
Fuentes			
Laguna Puebla Beleña		Sobreexplotación	
Punta Entinas Sabinar	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Laguna de el Salobral		Sobreexplotación	
Laguna Palos Madres		Sobreexplotación	
Laguna Honda		Sobreexplotación	
Laguna del Chinche		Sobreexplotación	
Laguna de Campillos		Sobreexplotación	
Brazo del Este	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Complejo Puerto Real		Sobreexplotación	
Lagunas de Campotejar	Falta Aportaciones	Sobreexplotación	
Table 2 Assessment of the state			

Tabla 2. Amenazas que afectan a los humedales Ramsar en España. Datos procedentes de González, 2019.

En España ocho humedales tienen incoados expediente para su exclusión de la Lista Ramsar. Entre ellos se encuentran las Tablas de Daimiel, siendo este el único caso en el que las autoridades competentes para su conservación las que informaron sobre su mal estado (González, 2019). Las causas de la degradación de los humedales de la Lista Ramsar en España son la falta de aportes de caudal por las aguas superficiales y la sobreexplotación de los acuíferos, tal y como se observa en la Tabla 2.

CAPÍTULO 3. LAS TABLAS DE D	DAIMIEL, UN HUMEDAL	EN PELIGRO,	EL ÚLTIMO
DE SU ESPECIE			

#### 3.1. Las Reservas de la Biosfera. La Mancha Húmeda

Las Reservas de la Biosfera son declaradas en el ámbito del programa MaB, hombre y biosfera de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO). Esta organización está integrada por 195 Estados miembros y 9 asociados. Fue fundada en el año 1945. UNESCO es un organismo de Naciones Unidas que tiene como cometido "contribuir a la consolidación de la paz, la erradicación de la pobreza, el desarrollo sostenible y el diálogo intercultural mediante la educación, las ciencias, la cultura, la comunicación y la información".

Su actuación se lleva a cabo mediante cinco grandes programas, Educación, Cultura, Ciencias Naturales, Ciencias Sociales y Humanas y Comunicación e Información. El Programa MaB está enmarcado en el sector de Ciencias de la UNESCO. Todas las actividades de este Programa se llevan a cabo en distintos países mediante Comités Nacionales.

Hay que remontarse a 1968, año en que se celebró por la UNESCO en París la Conferencia Intergubernamental sobre la Conservación y el Uso Racional de los Recursos de la Biosfera. En esa conferencia diversos representantes de distintos países pusieron de manifiesto la necesidad de evitar la degradación de los ecosistemas y recursos naturales, haciendo un uso de ellos que permita también su conservación (Vozmediano, 2003). En 1974 un grupo de trabajo del Programa MaB de la UNESCO idea y define lo que será una Reserva de la Biosfera, dando

lugar al comienzo de la Red de Reservas de la Biosfera en 1976, dos años más tarde.

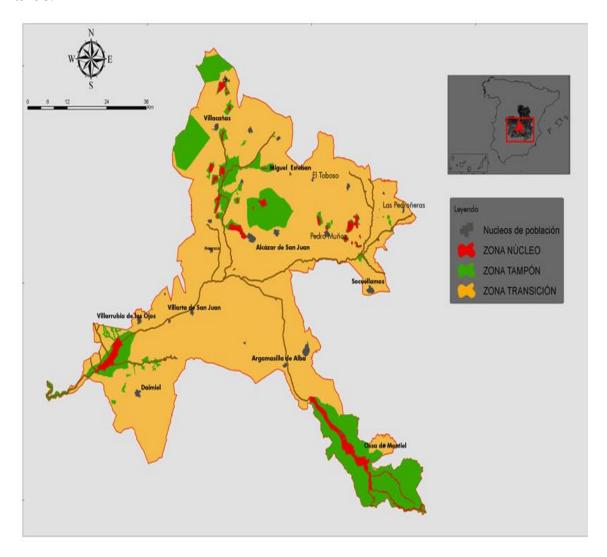


Figura 6. Mapa de la delimitación de las diversas zonas de la reserva de la biosfera de la Mancha Húmeda. Página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). Ficha de la reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda.

La definición de lo que es una Reserva de la Biosfera fue ampliada y precisada en el segundo encuentro mundial de Reservas de la Biosfera, que tuvo lugar en el

año 1995. En este encuentro se perfilo la llamada "Estrategia de Sevilla y el Marco Estatutario de la Red Mundial de Reservas de Biosfera" (RERB, 2021).

Las Reservas de la Biosfera pretenden conciliar la necesidad creciente de recursos naturales con su conservación mediante un desarrollo sostenible. Se trata de hacer compatible el crecimiento de la población en el planeta, y sus crecientes necesidades, con la conservación de los recursos naturales. Por ello, para que una zona sea declarada Reserva de la Biosfera han de plantearse acciones encaminadas al desarrollo sostenible, conservando el medio natural. Además, se ha de llevar a cabo investigación científica en estas reservas, que se constituyen en verdaderos laboratorios, donde se pueden diseñar nuevas estrategias de conservación. Por ello, se han creado redes que permiten hacer intercambio de las investigaciones que se llevan a cabo, y resolver problemas similares en otras localizaciones, utilizando actuaciones y programas de gestión y conservación que hayan demostrado ser exitosos.

Existen numerosas Redes regionales de Reservas de la Biosfera, que se integran en la Red Mundial. La Red Mundial de Reservas de la Biosfera, la cual cuenta en la actualidad con 714 Reservas de la Biosfera en 129 países, constituye una herramienta para la cooperación internacional a través del intercambio de conocimientos y experiencias, mejorando la capacidad de los participantes, de modo que éstos puedan aplicar las mejores prácticas (UNESCO, 2021).

España pertenece a la Red EUROMaB. A su vez, existe una Red Española de Reservas de la Biosfera, la Red RERB. La RERB abarca las Reservas de la Biosfera españolas reuniendo un número de 52 reservas. Las Redes de Reservas se apoyan en un organismo que las aglutina y que es independiente de ellas, el

cual organiza acciones comunes, el intercambio de información, etc, haciendo posible el funcionamiento de la Red. En España el organismo que facilita el funcionamiento de la RERB es el Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN), del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (RERB, 2021).

Una vez que la UNESCO ha declarado una zona como Reserva de la Biosfera, esta queda sometida a la jurisdicción del país, y en algunos casos, no muchos, las Reservas ya habían sido declaradas zonas protegidas con anterioridad por el país en cuestión. Este es el caso de las Tablas de Daimiel, que previamente habían sido declaradas Parque Nacional, contando con las correspondientes medidas de protección.

Las Reservas de la Biosfera tienen definidas tres tipos de zonas distintas. El núcleo o núcleos de la reserva, las zonas tampón o de amortiguación y las de transición. En una reserva puede haber varios núcleos, que son las zonas donde la protección es más alta, se trata de proteger esas áreas de los impactos externos, y para ello se restringen las actividades permitidas a aquellas que no causen afecciones a los ecosistemas ni a sus valores naturales. La siguiente zona es la zona tampón, o de amortiguación, es una zona que rodea al núcleo, con la finalidad de protegerlo de impactos externos, limitando las actividades y planificándolas para que no puedan dañar al núcleo. Finalmente, la tercera zona es la de transición, en la que se pueden incluso permitir asentamientos humanos, y la limitación de actividades es menor, pero siempre bajo una filosofía de desarrollo sostenible (Vozmediano, 2003).

El Parque Nacional de las Tablas de Daimiel está en la Reserva de la Biosfera denominada La Mancha Húmeda, Figura 6. La declaración de esta reserva fue el 17 de febrero de 1981, día en que la Mancha Húmeda pasó a formar parte de la Red Internacional de Reservas de la Biosfera, fructificando así la propuesta que realizó en su día el Comité Español del Programa, la cual contó con el total apoyo del Patronato del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Cuando se declaró esta Reserva de la Mancha Húmeda se hizo con una extensión de 25.000 ha, en las que se consideraban un conjunto de humedales y zonas encharcadas de las que no existe una delimitación precisa. Hay que tener en cuenta que los ríos en esta zona tienen un régimen hídrico muy irregular y dado que la topografía de la zona es muy plana, se forman fácilmente grandes llanuras de inundación. Se extiende esta Reserva parcialmente por las provincias de Ciudad Real, Toledo, Albacete y Cuenca. Los ríos más importantes que la surcan son el Guadiana, que es el principal, del cual son afluentes los demás de modo directo o indirecto, el Cigüela, el Záncara, el Córcoles y el Riansares. Actualmente la superficie total de la Reserva Mancha Húmeda es de 418.087 ha, área muy superior a la inicialmente declarada, englobando una población de 221.393 habitantes. La Mancha Húmeda está zonificada en tres partes, la Zona Núcleo de 16.750 ha, la Zona Tampón de 59.639 ha y la Zona de Transición, que con 341.698 ha es con diferencia la más extensa de todas ellas. En la Figura 6 se aprecia la zonificación y la delimitación completa de la Reserva. Quedan dentro de ella los humedales más significativos de las unidades hidrogeológicas del Campo de Montiel y de la Mancha Occidental, con un total de 76 lagunas y más de una treintena de cauces. La Zona Núcleo está constituida por humedales protegidos, que esencialmente son, el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel,

el Parque Natural de las Lagunas de Ruidera y Reservas Naturales como por ejemplo los complejos Lagunares de Alcázar de San Juan o los de Pedro Muñoz.

La zona Tampón es la que rodea a la Zona Núcleo para su mejor protección. Finalmente, la Zona de Transición, como su nombre indica, es una zona de transición entre las zonas protegidas y aquellas otras más antropizadas, que están más afectadas por las actividades humanas (Jerez-García y Rodríguez-Doménech, 2010).

Hay una gran variedad en los tipos de humedales en la Mancha Húmeda. Por una parte, están las lagunas y por otra parte están las zonas inundables. Cabe distinguir los humedales manchegos según su origen. Hay gran número de lagunas endorreicas, otras de carácter fluvial y también las hay kársticas. Ejemplos de lagunas endorreicas son las del Campo de Calatrava, donde abundan los antiguos cráteres y maares de volcanes extintos, en los que en muchas ocasiones se forman encharcamientos y lagunas, alimentadas principalmente por aguas superficiales y escorrentía de lluvia, que no tienen salida.

Ejemplo de lagunas kársticas son la serie consecutiva de 16 lagunas que conforman las Lagunas de Ruidera, situadas sobre el acuífero jurásico del Campo de Montiel. Las lagunas del complejo lagunar Alcázar de San Juan y las de las de Pedro Muñoz, son ejemplos de lagunas fluviales. Lo mismo sucede con las llanuras de inundación de la mayoría de los ríos que surcan la Llanura Manchega, que se desbordaban con suma facilidad formando extensas zonas húmedas, las cuales desaparecieron por los proyectos de encauzamiento que se llevaron a cabo en los años cincuenta. Las Tablas de Daimiel son también un

humedal de origen fluvial, situadas en la confluencia del Guadiana y el río Cigüela, todo ello independientemente de su dependencia de las aguas subterráneas, aportadas por los manantiales, "ojos", situados en el río Guadiana, los cuales por la sobreexplotación del acuífero dejaron de manar al bajar los niveles freáticos.

Los humedales de la Mancha, además de presentar la variada tipología antes descrita, pueden ser también muy diferentes desde el punto de vista de la composición de sus aguas, presentando facies hidroquímicas muy diversas.

Hay humedales de agua dulce, pero también los hay con aguas salinas, con salinidades que varían desde bajas salinidades hasta la de aquellos que son hipersalinos.

A todos estos tipos de humedales, hay que añadir en la clasificación los casos de humedales permanentes y los de los que pueden tener carácter temporal, existiendo un amplio espectro de hidroperíodos, que podrán depender incluso de las características hidrológicas de los años anteriores y en curso, en función de si se trata de ciclos húmedos o secos.

Esta variada gama de características, y el gran número de humedales existente en la zona, más de 400, hace de la Mancha Húmeda un área privilegiada para la parada de aves migratorias, que encuentran además las condiciones más idóneas para su nidificación y procreación en primavera (Jerez-García y Rodríguez Doménech, 2010).

HUMEDALES PROTEGIDOS DE CASTILLA LA MANCHA			
FIGURA DE	NOMBRE DEL HUMEDAL	PROVINCIA	
PROTECCIÓN			
Parque Natural	Lagunas de Ruidera	Ciudad Real y	
		Albacete	
Parque Nacional	Tablas de Daimiel	Ciudad Real	
Monumento	Maar y Volcán de la Posadilla o de	Ciudad Real	
Natural	Fuentillejos		
Monumento	Laguna Volcánica de Michos	Ciudad Real	
Natural			
Monumento	Maar de la Hoya de Cervera	Ciudad Real	
Natural			
Monumento	Laguna Volcánica de la Alberquilla	Ciudad Real	
Natural			
Monumento	Prados Húmedos de Torremocha del Pinar	Guadalajara	
Reserva Natural	Laguna de Salicor	Ciudad Real	
Monumento	Volcán y Laguna de Peñarroya	Ciudad Real	
Natural			
Monumento	Maar de la Hoya del Mortero	Ciudad Real	
Natural			
Monumento	Laguna de Argullo	Albacete	
Natural			
Microreserva	Laguna de Alboraj	Albacete	
Reserva Natural	Laguna de Puebla de Beleña	Guadalajara	
Reserva Natural	Complejo Lagunar de Manjavacas	Cuenca y Ciudad	
		Real	

Reserva Natural	Complejo Lagunar de Arcas	Cuenca
Reserva Natural	Laguna de El Hito	Cuenca
Reserva Natural	Complejo Lagunar de Pedro Muñoz	Ciudad Real
Microreserva	Bonales de Puebla de Don Rodrígo	Ciudad Real
Microreserva	Bonal del Cerro de los Barranquillos	Ciudad Real
Microreserva	Bonal del Barranco del Chorro	Ciudad Real
Microreserva	Bonal del Arroyo de Valdemadera	Ciudad Real
Microreserva	Bonal del Morro de la Parrilla	Guadalajara
Monumento	Sierra de Pela y Laguna de Somolnos	Cuenca
Natural		
Monumento	Torcas de Lagunaseca	Ciudad Real
Natural		
Microreserva	Bonal del Barranco de Remiladero	Ciudad Real
Microreserva	Bonal de Barranco de Ríofrío	Ciudad Real
Microreserva	Bonal del Barranco de los Membrillos	Cuenca
Microreserva	Laguna Talayuelas	Ciudad Real
Microreserva	Bonal de la Sierra de Hontanar	Ciudad Real
Microreserva	Bonal El Alcomocal	Ciudad Real
Microreserva	Bonal del Barranco de Zarzalagorda	Ciudad Real
Microreserva	Laguna de Caracuel	Ciudad Real
Microreserva	Salobral de Ocaña	Ciudad Real
Microreserva	Saladares de la cuenca del río Salado	Guadalajara
Microreserva	Turbera de Valdeyermos	Toledo
Reserva Natural	Laguna del Marquesado	Cuenca
Reserva Natural	Laguna del Prado	Ciudad Real
Microreserva	Salobrales de Huerta de Valdecarábanos	Toledo

Reserva Natural	Laguna Salada de Petrola	Albacete
Reserva Natural	Navas de Malagón	Ciudad Real
Reserva Natural	Laguna de Peñahueca	Toledo
Microreserva	Salinas de Pinilla	Albacete
Microreserva	Saladares de Villasequilla	Toledo
Microreserva	Saladar de Agramón	Albacete
Reserva Natural	Laguna de la Sal	Toledo
Reserva Natural	Laguna de Tirez	Toledo
Reserva Natural	Laguna de los Ojos de Villaverde	Albacete
Reserva Natural	La Albardosa	Toledo
Reserva Natural	El Longar, Altillo Grande y Altillo Chica o del	Toledo
	Cerrillo	
Reserva Natural	Lagunas Grande y Chica de Villafranca de	Toledo
	los Caballeros	
Reserva Natural	Saladar de Cordovilla	Albacete
Microreserva	Complejo Lagunar del Río Moscas	Cuenca
Reserva Natural	Lagunas y Albardinales del Cigüela	Ciudad Real y
		Toledo

Tabla 3.- Humedales protegidos de la Reserva de la Biosfera Tabla de elaboración propia con datos tomados de Jerez García y Rodríguez Domenech, 2014.

En aras a la conservación de los humedales se utilizaron varias figuras de protección por la Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, solapadas a la declaración de Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda. Esta labor se viene realizando desde el año 1998 y ello ha supuesto la creación de un total de 11

Reservas Naturales, una Microreserva, diversos Refugios de Fauna y Parques, uno Nacional y otro Natural, tal como puede apreciarse en la Tabla 3.

Las figuras de protección anteriormente citadas están contempladas en la ley 9/199 de Conservación de la Naturaleza de Castilla La Mancha (BOE num. 179, de 28 de julio de 1999). De acuerdo con el actículo 95 de dicha Ley, se ha redactado por el Gobierno de Castilla la Mancha un Plan de Conservación de Humedales (JCCM, 2002) con el que se pretende proteger los humedales manchegos más importantes, bien a través de figuras de carácter internacional como son las Reservas de la Biosfera o los lugares Ramsar y otras u otras tales como Parques Naturales, Reservas Naturales, Microreservas Naturales o Monumentos Naturales, etc. Dicho Plan de Conservación de Humedales se enmarca en el más amplio Plan de Conservación del Medio Natural de Castilla la Mancha, aprobado en el año 1995 por las Cortes de la Región (DOCM

Existe asimismo un Plan de Gestión del espacio Natura 2.000, Zona Especial de Conservación y "Humedales de la Mancha" y Zona Especial para la Protección de las Aves ZEPA, Humedales de la Mancha, que pretende identificar y situar (Figura 7) los espacios y humedales a proteger, regulando su uso y gestión, así como los regímenes de protección a aplicar. El Plan de Gestión de la Reserva, permite establecer directrices y modelos de gestión que garanticen la conservación y el desarrollo de la reserva, facilitando a su vez el apoyo logístico necesario para tales fines (JCCM, 2015).

La ZEPA y LIC "Humedales de La Mancha" está compuesta de una gran cantidad de zonas húmedas discontinuas, siendo las más destacables: "Complejos lagunares de Lillo, Villacañas, Quero, Alcázar de San Juan, Pedro Muñoz y

Manjavacas, laguna del Salicor en Campo de Criptana (Ciudad Real), laguna del Taray Chico en Las Mesas (Cuenca) etc (Ruiz et al. 2009).

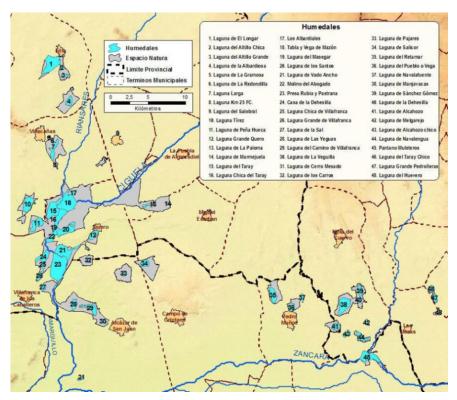


Figura 7. Humedales incluidos en el Plan de Gestión de Humedales de la Mancha. JCCM (2015).

Dentro de la Red Natura 2.000 están también las Tablas de Daimiel, que es el humedal más emblemático de la Reserva de la Biosfera Mancha Húmeda, así como su núcleo principal. Las Lagunas de Ruidera destacan también por su importancia sobre el resto de los humedales de la Reserva, pero se encuentran en buen estado de conservación, mientras que las Tablas de Daimiel están en riesgo y muy afectadas por la falta de recursos hídricos. La falta de agua conlleva dos amenazas muy graves para el humedal, la entrada en autocombustión de las

turbas y la desaparición de vegetación acuática, mediante la colonización progresiva por especies vegetales, que hacen desaparecer las propias de humedal, la masiega, las praderas subacuáticas y las plantas características de suelos salinos, sustituyéndose por el carrizo, los tarayes y otras especies vegetales, que no son propias de zonas húmedas. A finales de los sesenta las actuaciones de desecación y la sobreexplotación del acuífero por una agricultura insostenible, cuyas prácticas continúan hasta la actualidad desde finales de los setenta son, junto con la contaminación, las causas más destacables de origen antrópico responsables de la degradación del humedal.

Las Tablas, cuya situación es agónica cuando se producen episodios largos de años secos consecutivos, ni siquiera con la declaración de Parque Nacional en 1973 han logrado detener las amenazas que les acechan, y por desgracia tampoco se ha recuperado su estado anterior a la fuerte degradación que llevan sufriendo, desde que las actuaciones humanas para su desecación y la rotura del equilibrio natural del acuífero de la Mancha Occidental han ocasionado la degradación del humedal por la falta de aportes naturales continuados de recursos hídricos.

Por ese motivo, las Tablas de Daimiel siguen en el registro de Mountreux desde su inclusión en julio de 1990. La situación es dramática a partir de la década de los 80 en la que se secaron los manantiales (Ojos del Guadiana), que alimentaban de forma regular al Parque Nacional (Figura 9), con aguas procedentes del acuífero, las cuales iban a parar al río Guadiana.

Desde que los Ojos del Guadiana dejaron de manar en el año 1982, el río Guadiana permanece seco la mayor parte del tiempo.

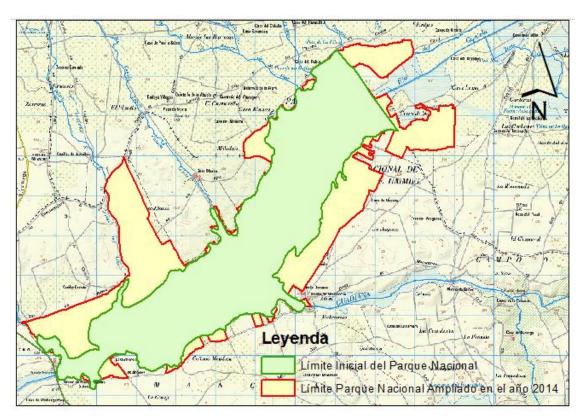


Figura 8. Límites del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, incluyendo la delimitación inicial y la ampliación posterior en el año 2014. Elaboración propia.

## 3.2. Las Tablas de Daimiel, el núcleo de la Mancha Húmeda

# 3.2.1. Marco geográfico e hidrogeológico

Las Tablas de Daimiel son consideradas por diversos investigadores y prestigiosas organizaciones de investigación, como por ejemplo el Instituto Geominero de España y el Servicio Geológico de Obras Públicas, como el humedal más emblemático de la Mancha, no solo por ser el más representativo de la zona, sino porque además muestra todas las alteraciones y cambios en su

geomorfología y estado que ha ido sufriendo a lo largo de su historia, al ser el último superviviente, que ha sido testigo de la desaparición y degradación de los demás humedales fluviales de la Mancha. Las Tablas son la mayor zona de cría del pato colorado y el masegal más extenso de Europa Occidental, son a su vez el último representante de un ecosistema que fue conocido como las tablas fluviales manchegas, las cuales desaparecieron tras los proyectos de desecación que se llevaron a cabo en los años cincuenta y sesenta (Aguilera, 2014). El encauzamiento de los ríos que surcan la cuenca alta del Guadiana, como son el Záncara, el Cigüela, el Azuer, el Jabalón, etc. tuvo consecuencias nefastas sobre los humedales.

Se desecaron más de 30.000 ha de tablas fluviales y se canalizaron más de 200 km de ríos durante dos décadas desde el año 1956. Antes del encauzamiento de los cursos de agua de la cuenca alta del Guadiana, se formaban llanuras de inundación, encharcándose grandes superficies de terreno, debido por una parte a que los cauces eran muy escasos, apenas existentes, ya que la red fluvial no ha podido definirse y encajarse en el terreno, puesto que tiene un régimen estacional, con un alto grado de endorreísmo, al ser las pendientes muy reducidas, pues estos ríos recorren la Llanura Manchega. Esta llanura tiene una gran extensión, más de 30 000 km², siendo una de las altiplanicies más grande de la península ibérica. La Llanura Manchega se extiende dirección Este-Oeste a lo largo de las cuencas del Guadiana y del Jucar, con unas dimensiones de 240 km por 50 km de ancho. La Mancha debido a la gran cantidad de humedales que alberga, ha sido y es una zona de gran interés para las aves, que encuentran en esta región unos oasis perfectos para su avituallamiento, para su cría y

reproducción, siendo parada obligada en su ruta migratoria. Más de doscientas especies encuentran refugio de invierno en esas tierras. La singularidad de este territorio, no solo lo es en España, sino en todo el planeta. Para encontrar humedales de características parecidas hay que desplazarse al río Shannon en Irlanda o al Spree en Alemania en Europa o a la confluencia del río Tigris y el Eufrates en Irak o al río Okavango en Botswana (Ruiz de la Hermosa, 2010). Las Tablas de Daimiel son actualmente un tipo de Humedal que no se puede encontrar en otro lugar de la Península Ibérica, es un encharcamiento originado al desbordarse dos ríos que confluyen y que es alimentado fundamentalmente por manantiales de agua subterránea. (Carretero, 2010, IELIG, 2017).

Las Tablas de Daimiel están situadas en las coordenadas 39° 00′ y 39° 20′de latitud Norte y entre 3° 15′ y 3° 50′ de longitud Oeste. El relieve de la zona es muy llano, y la altitud respecto al nivel del mar varía poco. Las Tablas están en la zona centro de la España, Comunidad Autónoma de Castilla La Mancha, en la provincia de Ciudad Real. Se extienden sobre el borde sudoriental de la Llanura Manchega, a unos 600 metros de altitud sobre el nivel del mar, en la cuenca alta del río Guadiana, la cual tiene una extensión de 16.130 km2, llegando desde el embalse del Vicario hasta los límites nororientales de la cuenca del Guadiana. Se forma este humedal en la confluencia del río Cigüela al noreste, con el río Guadiana al sureste. Próximo a la localidad de Daimiel de la que recibe el nombre, y a Villarrubia de los Ojos, en cuyo término municipal aflora el río Guadiana, que discurre pocos kilómetros para alimentar a las Tablas de Daimiel. Se encuentra todo el conjunto en las inmediaciones del Campo de Calatrava, al Oeste, y de la Sierra de Villarrubia, al Norte, en los términos municipales de

Daimiel y Villarrubia (Figura 8). Las Tablas, aunque enclavadas en la Llanura Manchega, se pueden considerar zona de transición con el Campo de Calatrava. La zona de máxima inundación de las Tablas de Daimiel es de unas 2.000 hectáreas, si bien ésta era mayor en las décadas pasadas, llegando a cubrir en la década de los 50 hasta 8.000 hectáreas, dejando sumergidas las aguas una superficie que abarcaba desde Villarrubia de los ojos hasta cerca de Ciudad Real, a lo largo de una distancia de casi 35 km, lo cual se explica porque la profundidad de las aguas es muy pequeña, menos de un metro, en un relieve muy plano, por lo que no es necesario un gran volumen para encharcar una superficie grande (Figura 9).

Las Tablas de Daimiel están en el límite Occidental de la gran masa acuífera de la Mancha Occidental. Esta formación ocupa una gran parte de la Llanura Manchega. Con una superficie de unos 5.500 km² y del orden de 135 km de dimensión máxima en la dirección NE-SO y de 45 km en la dirección N-S. Este descomunal acuífero kárstico tiene en los Ojos del Guadiana su punto de descarga, el cual constituye el aporte continuo a las Tablas de Daimiel (Mejías-Moreno et al., 2012).

De hecho, en los aproximadamente 20 kilómetros desde los ojos del Guadiana hasta las Tablas abundan las dolinas. El río Azuer confluye a poca distancia de las Tablas con el Guadiana renacido en los Ojos del Guadiana.

También hay una gran presencia de la karstificación en este río. En todo el tramo del Guadiana hasta su desembocadura en el humedal abundan las turbas, que tienen espesores del orden de un par de metros (Aguilera, 2014).



Figura 9. Tablas de Daimiel Mapa Topográfico 50.000, años setenta, incluye los ojos del Guadiana, las lagunas del Escoplillo, Albuera y Navaseca. Elaboración propia sobre cartografía del IGN.

Es esencial comprender que el humedal funciona con una mezcla de aguas subterráneas del acuífero Mancha Occidental, aportadas por el río Guadiana en su corto curso desde los Ojos del Guadiana hasta las Tablas, y las superficiales del río Cigüela. Las aguas del Guadiana eran un aporte más o menos continuo, permanente, mientras las del Cigüela tienen un carácter estacional. Se trata de un humedal dependiente de las aguas subterráneas, en general la mayoría de los humedales tienen una componente subterránea, pero en las Tablas son de una importancia primordial, ya que este humedal se encuentra sobre un acuífero kárstico, justo en su zona de descarga. Se une al Guadiana antes de entrar en las Tablas de Daimiel al río Azuer, que procedente del lejano acuífero del Campo de Montiel, que también aporta sus aguas a las Tablas.

El río Gigüela antes de llegar a su confluencia con el Guadiana anegaba grandes extensiones de terreno, tanto en su tramo medio como bajo. Así formaba las

Tablas de Alcázar de San Juan, las de Herencia, las de Villarta de San Juan, las de Arenas de San Juan, las de Villarrubia de los Ojos, para finalmente formar las Tablas de Daimiel.

La composición química del agua del Cigüela es muy diferente a la del Guadiana. El río Cigüela aporta aguas salobres a las Tablas de Daimiel, que se unían a las aguas dulces del Guadiana, que a su vez son las que proceden del acuífero de la Mancha Occidental, antiguo Acuífero 23. Además, el régimen del río Cigüela es estacional, mientras que el acuífero suministraba agua de forma continua todo el año, al ser el rebosadero del acuífero, por lo que el río Guadiana tenía un régimen permanente.

Las Tablas de Daimiel cuando están llenas de agua son un lugar de una gran belleza. En sus mejores tiempos estaba plagado de masegares de gran altura, hasta tres metros o más, donde las aguas someras permitían ver el fondo y la pradera de carofitos que lo recubrían. Poblado por innumerables colonias de aves acuáticas, con una gran diversidad de especies, sus múltiples trochas en forma de laberinto eran un auténtico paraíso para sumergirse en la naturaleza, en un espacio húmedo insólito e inesperado en el inmenso secarral de la Mancha. Un oasis y manantial de vida de más de 8.000 ha en medio de un paisaje desierto, calcinado por un sol abrasador. Fueron las Tablas también un lugar afamado internacionalmente, y muy exclusivo, al que acudían las clases más altas y la aristocracia para disfrutar de ellas. Este milagro solo puede explicarse por la aportación continuada del acuífero en un relieve extremadamente plano como es el de la Llanura Manchega. Son estas dos circunstancias las que, en conjunción perfecta, han dado lugar a este asombroso

paraje, las Tablas de Daimiel. Estas tablas fluviales no eran exclusivas del Guadiana, también sus afluentes directos e indirectos, Cigüela, Záncara, Azuer, Riansares, etc formaban humedales, pues sus cauces, casi inexistentes, se desbordaban con suma facilidad por la Llanura Manchega, encharcando grandes superficies y formando amplias tablas fluviales, de las que las Tablas de Daimiel son el último y malherido representante.

Los volúmenes anuales estimados para los ríos Cigúela, Azuer y Guadiana (Ojos del Guadiana, Acuífero Mancha Occidental), de aportación a las Tablas de Daimiel, eran para el río Ciquela según Hernández Pacheco (1932), entre 0 y 26,5 m3/s para el período entre 1925 y 1929. Se trata de un río muy irregular debido, según el citado autor, a la impermeabilidad de la cuenca del río, es decir debido a que no tenía aportes subterráneos. Hoy día diríamos que se trata de un río perdedor en el sentido de que no tiene alimentación procedente de los acuíferos, y por el contrario percolaría para ceder parte de sus caudales a la infiltración sobre el terreno en el que circula su cauce. Según el mismo autor, Hernández Pacheco (1932), los Ojos del Guadiana, situados a unos 20 kilómetros al este del límite con el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, aportaban antes de recibir el Guadiana el caudal del río Azuer, 68 hm3, medidos en Zuacorta, también para el período entre 1925 y 1929, con un caudal de unos 2,8 m3/s. Autores posteriores cifran la aportación anual en 20 hm3 para el río Azuer y en 80 hm3 la total del Guadiana, de los que unos 10 hm3 son incorporados en los manantiales existentes en el tramo comprendido entre la junta del río Azuer y Guadiana hasta las Tablas (García Rodríguez, 1996, Celis-Pozuelo et al., 2015). Silvino Castaño (2008) da valores más optimistas para los aportes irregulares del

río Azuer y del Cigüela, cifrándolos entre 0 y 67 hm3 para el primero y entre 0 y 324 hm3 para el segundo, probablemente tras haber considerado mayor número de años en la serie histórica.

En cualquier caso, desde el año 1983 los ojos no han vuelto a manar (Cruces y Martínez Cortina, 2001), por lo que el Guadiana solo cuenta con los aportes de las aguas superficiales del río Azuer (Figura 10), que solo son significativos en aquellos años húmedos en los que el acuífero del Campo de Montiel, donde nace el Azuer, se encuentra con niveles altos o muy altos (Mejías, 2019). Por todo ello las Tablas de Daimiel se secaron en el año 1987 (García Jiménez et al., 1992), momento a partir del cual el humedal ha sufrido una degradación progresiva.

A pesar de que en diciembre de 2009 con el inicio de un ciclo de años húmedos se produjo una cierta recuperación, en la actualidad las Tablas se encuentran prácticamente secas, mantenidas por los bombeos de aguas subterráneas procedentes de unos pozos del entorno del Parque.



Figura 10. Mapa de las Tablas de Daimiel. Molinos del Guadiana. Plano del Centro de Interpretación del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Mayo 2022.

Las Tablas de Daimiel aparecen en las estribaciones de un enorme sistema acuífero, en el límite suroccidental de la ahora denominada unidad hidrogeológica de la Mancha Occidental, antes llamada Acuífero 23. Se trata de una gran depresión morfoestructural que se extiende en una superficie de más de 5.500 km2 (Figura 11), que ocupa la tercera parte de la cuenca alta del Guadiana que tiene 16.130 km2, siendo su extremo más meridional el embalse del Vicario. Limita al norte el acuífero de la Mancha Occidental con la Sierra de Altomira, donde se ubica el sistema acuífero del mismo nombre, con los Montes de Toledo, y con las Unidades Hidrogeológicas de Lillo Quintanar y Consuegra Villacañas. Al sur y sureste limita con las estribaciones de Sierra Morena y con el acuífero del Campo de Montiel.

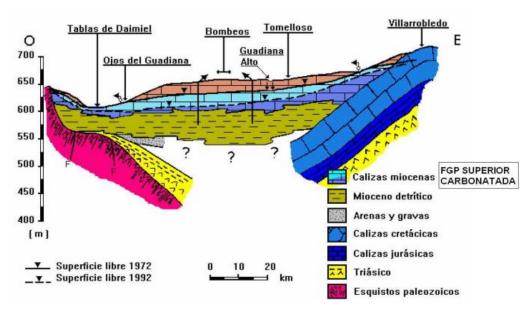


Figura 11. Corte Geológico de las Tablas de Daimiel y del Acuífero de la Mancha Occidental. Tomado de García Rodríguez y Llamas, 1992.

Al oeste llega hasta cerca de Ciudad Real capital siendo su límite la unidad hidrogeológica del Campo de Calatrava. El límite oeste es menos claro, pues, aunque se hace coincidir con los límites de la cuenca hidrográfica del Guadiana, los límites hidrológicos e hidrogeológicos no coinciden y la divisoria entre el acuífero de la Mancha Occidental y el acuífero de la Mancha Oriental no está bien definida, internándose muy posiblemente en los llanos de Albacete, en territorio perteneciente a la cuenca hidrográfica del Jucar (SGOP-ITGE, 1990). En el Acuífero de la Mancha Occidental se presentan distintos niveles estratigráficos, con materiales paleozoicos, mesozoicos, terciarios y cuaternarios.

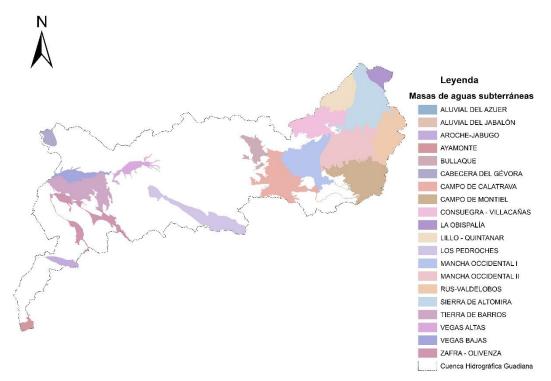


Figura 12. Unidades Hidrogeológicas de la Confederación Hidrográfica del Guadiana. Plan Hidrológico de la Demarcación del Guadiana, 2015.

Se trata de cómo se comentaba anteriormente de una gran fosa tectónica formada en la orogenia alpina, y rellena de sedimentos terciarios y cuaternarios, mientras los estratos paleozoicos y mesozoicos conforman los bordes y el sustrato de este sistema acuífero (ITGE, 1989)

El zócalo de dicha depresión está formado por materiales paleozoicos en unos casos y por materiales mesozoicos en otros (López-Geta, 1997, ITGE 1989). Desde el límite occidental en Ciudad Real hasta la confluencia de los ríos Záncara y Cigüela, el zócalo es paleozoico, mientras que desde ahí hasta el este de la cuenca el zócalo está formado por materiales mesozoicos. Esta característica permite la división de este sistema acuífero en dos masas de agua

distintas (Figura 13), la masa de agua Mancha Occidental I, con zócalo paleozoico y la masa de agua Mancha Occidental II, con materiales mesozoicos en la capa inferior (Mejías et al., 2012). Una tercera masa de agua se ha distinguido dentro de la Unidad Hidrogeológica de la Mancha Occidental, la de Rus-Valdelobos (Figura 13). La Unidad Hidrogeológica de la Mancha Occidental 04.04 se denominaba Sistema Acuífero 23, cambiando su denominación en el año 1990 con los nuevos estudios del Instituto Geológico y Minero de España (SGOP-ITGE, 1990).

Se distinguen tres niveles en el acuífero de la Mancha Occidental, aunque no en toda su extensión se dan los tres. Así en la zona coincidente con la Masa de Agua Mancha Occidental II se aprecian los tres niveles, el superior que esencialmente son calizas del Mioceno, el intermedio, que son materiales detríticos del terciario y el nivel inferior que está compuesto por calizas y materiales carbonatados del Jurásico y del Cretácico. En la parte más occidental del acuífero, coincidente con la Masa de Agua Mancha Occidental I, no aparecen los materiales Jurásicos ni Cretácicos, siendo la estructura del acuífero más simple, con un relleno Mioceno sobre el zócalo paleozoico.

El acuífero superior ocupa casi la totalidad de la Llanura Manchega. En superficie, aunque el relieve es muy llano, alcanza la cota 750 en su extremo nororiental y la cota 600 en la parte más occidental, cerca de las Tablas de Daimiel, coincidiendo con la zona de descarga. Se trata de un relleno no homogéneo de calizas del Mioceno Superior, así como de materiales más recientes del Plioceno y del Cuaternario. Puede llegar a espesores de 200 metros en la zona más central del acuífero, siendo su espesor medio de unos 35 metros.

Este acuífero se comporta como un acuífero libre y el flujo del agua se dirige desde la zona noreste hacia el sureste, lugar donde se encuentran las Tablas de Daimiel y la zona de descarga del acuífero (ITGE, 89, Mejías, 2001).

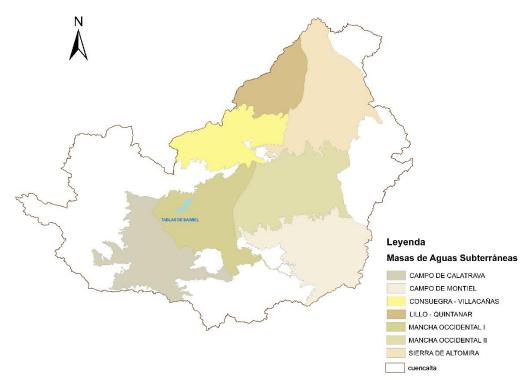


Figura 13. Masas de Aguas Subterráneas de la Cuenca Alta del Guadiana. Datos del GIS de la Confederación Hidrográfica del Guadiana. Elaboración propia.

El acuífero Inferior es Mesozoico con unos 3.500 km2, pues como se comentó anteriormente no ocupa la totalidad del acuífero de la Mancha Occidental. Presenta también tres formaciones geológicas diferenciables. El nivel superior son calizas del Cretácico que puede tener varias decenas de metros, hasta 30 metros de espesor. El segundo nivel son calizas oolíticas, con espesores del orden del medio centenar de metros. El último nivel son las calizas jurásicas que pueden llegar a tener potencias de hasta el centenar de metros. En su conjunto,

este acuífero inferior, que podría considerarse continuación del de Campo de Montiel, alimenta al acuífero Mioceno superior, siendo el flujo del agua en general ascendente (ITGE, 89, Mejías, 2001).

# 3.2.2.- Evolución y problemática

La evolución del humedal de Las Tablas de Daimiel está ligada por completo a la evolución del acuífero de la Mancha Occidental. Su dramática situación es producto de un pasado muy reciente, en el que la sobreexplotación del acuífero, por unas prácticas agrícolas no sostenibles, ha jugado un papel principal. La recuperación de las Tablas de Daimiel pasa por la recuperación de los niveles del acuífero, para que el agua vuelva a manar por los ojos del Guadiana y pueda aflorar en su entorno, tal y como pasaba en las lagunas cercanas actualmente secas del Escoplillo y La Albuera, originadas al cortar la línea piezométrica del acuífero la superficie del terreno (Fornés et al, 1998, López Sanz, 2000).

El Sistema acuífero de la Mancha Occidental, que alimenta las Tablas de Daimiel, también recibe aportes de otras Unidades Hidrogeológicas colindantes, destacando por su magnitud la del Acuífero del Campo de Montiel, en donde nacen el río Guadiana y el río Azuer, entre otros. Este último, como se ha comentado anteriormente, es afluente del Guadiana, con el que confluye poco antes de llegar a las Tablas, en el término municipal de Daimiel. La hidrogeología e hidrología del Parque Nacional son complejas, y podría decirse que resumen, o son la síntesis de toda la cuenca alta del Guadiana, siendo las Tablas de Daimiel un barómetro que refleja la situación hidrológica e hidrogeológica de todo el conjunto, tanto de acuíferos como cauces. El deterioro de este humedal es la consecuencia de la sobreexplotación de los acuíferos y de la situación de los

cauces de la cuenca alta (López Camacho y García-Jiménez., 1991, Cruces y Martínez Cortina, 2000). Tanto es así que el Guadiana ha llegado incluso a fluir a contracorriente a su llegada a las Tablas de Daimiel, desafiando las leyes de la gravedad (Jerez-García y Serrano de la Cruz 2015). Ello se debe a que su funcionamiento hidráulico ya no es como el de una tabla fluvial, sino que debido a la artificialización de este humedal, se comporta como un embalse (Jódar y Albadalejo, 2016), explicándose el remonte del agua hacia aguas arriba del Guadiana, por el simple hecho de que, al llenarse el humedal, el río Guadiana se comporta como la cola de un embalse, ya que este fenómeno se presenta cuando el agua es aportada por el Cigüela, y las Tablas están cerradas aguas abajo por la presa de Puente Navarro, que embalsa y retiene las aguas del humedal, ayudada por la presa filtrante del Morenillo, impidiendo entre ambas la circulación aguas abajo hacia el embalse del Vicario, tal y como sería su funcionamiento natural. En palabras de Silvino Castaño, las Tablas se han convertido en un sistema de embalses conectados entre sí (Castaño, 2003). Además, al bajar los niveles freáticos del acuífero, las Tablas funcionan ahora como una balsa de recarga artificial (Navarro et al 2012), con una fuerte infiltración y pérdidas por este concepto que llegan a ser de hasta un centímetro día (Castaño, 2003).

Desde que los Ojos del Guadiana se secan en el año 1983, debido a la sobreexplotación del acuífero, el humedal ha sido mantenido de manera artificial, mediante trasvases ocasionales de aguas procedentes de la cuenca del Tajo, con los aportes de bombeos próximos retenidos por las presas construidas para evitar que circulen los caudales aportados y así mantener el nivel del agua.

El resultado de todo ello es como dice Jerez-García (2016) un Parque totalmente desnaturalizado y degradado, que pervive gracias a trasvases ocasionales, en el que se ha producido una transformación de la vegetación y de la fauna, perdiéndose gran parte de los usos tradicionales. Para comprender la situación a la que se ha llegado, en la que, como dicen algunos, las Tablas se han convertido en un humedal artificial (Fornés et al., 1995, Castaño, 2008, WWF 2016, Jerez-García, 2016, Aguilera y Merino, 2019), será necesario conocer la evolución histórica de lo sucedido, en lo que a los recursos hidráulicos se refiere, así como las medidas que se han tenido que ir tomando desde finales del siglo pasado y durante lo que llevamos de este, para al menos mantener la supervivencia de las Tablas de Daimiel, un humedal y un espacio natural en peligro de extinción (Natura, 1990), que actualmente es para algunos simplemente un espacio artificial protegido (Jerez-García, 2016), un humedal antropogénico y totalmente dependiente de la actuación humana (Wang et al, 2010, Aguilera, 2014, Jerez-García, 2016).

La evolución de las Tablas de Daimiel se remonta al momento de su formación y se prolonga hasta nuestros días. Ello obliga a conjugar dos tiempos, el geológico y el histórico (Mario-Agoglia, 2019). El tiempo geológico supone una evolución lenta, a lo largo de miles, e incluso millones de años, mientras que la acción humana se hace notar en pocas décadas.

Las Tablas de Daimiel están situadas en la Llanura Manchega, que es una gran depresión que se conforma durante el Plioceno, y que fue originada por los movimientos tectónicos y fallas que comienzan a producirse a finales del Mioceno, culminándose el proceso en el Plioceno (Pérez-González, 1981). El

cauce del Guadiana y la red fluvial de su cuenca hidrográfica se encajan durante el Pleistoceno, que en el entorno de Las Tablas de Daimiel se ve afectada por fenómenos de subsidencia, con el desarrollo de carbonatos palustres (Valdeolmillos, 2005). Las Tablas se constituyen en un humedal durante el Holoceno. En este período disminuye el encajamiento de la red fluvial en la cuenca del Guadiana, y en la zona del Parque Nacional se produce la formación de turberas y el incremento de las zonas inundadas, que tal como explican Mediavilla et al. (2013) debido a la subsidencia producto de la karstificación del sustrato y a la porosidad y fácil compactación de los sedimentos, permitió el aumento del encharcamiento y la no colmatación del vaso, circunstancias que hicieron posible la existencia de este humedal y su preservación hasta nuestros días. De hecho, actualmente se siguen dando fenómenos de subsidencia, más acusados en los períodos en los que baja el nivel freático, al producirse el rehundimiento del karst (Bórnez-Mejías et al., 2017).

Los registros sedimentarios, junto con la geoquímica y el estudio de los pólenes, permiten interpretar los sedimentos del humedal, y con ello deducir como era su situación ambiental y también climática. (Last y Smol, 2001). A estos análisis se pueden añadir los mineralógicos y los de isótopos, tal como hacen Gil-García et al. (2007), que estudian la evolución climática y la actividad antrópica de las Tablas de Daimiel durante los últimos 3.000 años. Observan estos autores que se pueden apreciar cinco eventos climáticos (Tabla 4).

Estos períodos se caracterizan por presentar fuertes contrastes entre períodos secos y fríos y otros húmedos y cálidos.

En España la Pequeña Edad del Hielo se prolonga desde sus inicios en el siglo XIV hasta el siglo XIX, caracterizándose este período por su gran irregularidad hidrometeorológica, que comenzó con un gran número de episodios de inundaciones y sequía desde 1310 a 1330 y entre 1371 a 1380, eventos que fueron el preludio de un período que se caracterizó por estas variaciones climáticas y sus consecuencias.

Lo más frecuente eran los desbordamientos con inundaciones fluviales y las sequías, que tenían impacto en la población al producirse escasez de alimentos. Hay registros históricos que hablan de tiempo estéril, y de cosecha estéril (Barriendos y Barriendos, 2021). Estos períodos han tenido su reflejo en el humedal y su ecosistema, siendo la presión antrópica de escasa importancia hasta mediados del siglo XIX.

Con anterioridad el clima era la afección primordial, determinante de la situación de las Tablas de Daimiel (Gil-García et. al, 2007). Como afirman Celis-Pozuelo et al. (2015), la historia de las Tablas de Daimiel no solo viene condicionada por los factores naturales, sino que está estrechamente unida a la actividad de los seres humanos, la cual a partir del siglo XVIII se hace notar de tal manera que se constituye en la presión más importante, y que, continuando hasta la actualidad, ha puesto en peligro la existencia del humedal. Es necesario conocer con detalle la evolución del humedal y determinar que afecciones ha sufrido, para abordar de forma más adecuada su restauración. A través del estudio de los sedimentos del Parque Nacional han sido puestos en evidencia los efectos de la actividad humana sobre el humedal, completando esta interpretación con los datos históricos (Santisteban et al, 2009).

Período Frío Subatlántico	Años anteriores al 150 aC.	Período Frío y Seco		
Período Cálido Romano	Entre el 150 aC. y el 270 dC.	Período Cálido y		
		Húmedo		
Baja Edad Media	Desde el 270 dC y el 950	Período Frío y Seco		
	dC.			
Período Cálido Medieval	Del 950 dC. al 1400 dC.	Período Cálido y		
		Húmedo		
La Pequeña Edad del	Desde el siglo XIV al siglo	Período Frío y Seco		
Hielo	XIX			

Tabla 4. Períodos climáticos registrados en las Tablas de Daimiel a finales del Holoceno, elaboración propia, datos según Gil-García et al.,2007 y Barriendos, 2021.

Utilizan estos autores los datos polínicos y los datos geoquímicos de los sondeos, de manera que con los primeros tienen conocimiento de la vegetación que hay en el área y con los geoquímicos conocen la situación del humedal y sus condiciones, así como la salinidad de las aguas. Las discrepancias entre la información geoquímica y la polínica, permite detectar las afecciones antrópicas, contrastadas con las fuentes históricas. Las mayores discrepancias encontradas se dan en los siglos XI y XII y desde finales del siglo XVIII hasta la actualidad. La primera anomalía, apenas afecta al humedal y se explica por la deforestación durante la baja edad media, al construirse fortificaciones como los Castillos de Calatrava la Vieja, de Daimiel y de Villarrubia de los Ojos. (Santisteban et al, 2009).

Hasta la segunda mitad el siglo XVIII no hubo afecciones humanas apreciables que perjudicaran a las Tablas de Daimiel, porque la población en la zona era muy reducida y también su actividad, sobre todo agrícola.

Los primeros asentamientos humanos encontrados en el entorno de Daimiel, en los que se extraía agua del subsuelo, son los que se producen en la Edad del Bronce, y corresponden a lo que ha venido a denominarse la Cultura de las Motillas. Las Motillas son pequeñas fortificaciones de 4000 años de antigüedad, con forma pseudocricular que tenían varias líneas de muralla e incluso algunas contaban con una pequeña torre (Figura 14).

Aparecen en la llanura estas edificaciones como pequeñas elevaciones en forma de colina, de unos cinco metros de máxima altura y un diámetro de unos cincuenta metros.



Figura 14. Motilla del Azuer. Fotografía tomada en noviembre de 2021.



Figura 15. Cartel de la Motilla del Azuer, Fotografía tomada en noviembre de 2021.

Estás construcciones se ubican en lugares donde el nivel freático está próximo a la superficie para poder extraer el agua más fácilmente. Estas Motillas aparecen en las provincias de Ciudad Real, Toledo, Cuenca y Albacete, concentrándose especialmente en los entornos de las Tablas de Daimiel y de las Lagunas de Ruidera, habiéndose inventariado más de una treintena de ellas (Benítez de Lugo, 2011).

De entre todas las Motillas, la más estudiada es la Motilla del Azuer, que cuenta con un pozo de enormes dimensiones, excavado a mano, tiene una profundidad de 18 metros, y alcanza los niveles karstificados del acuífero. Estas Motillas se dan al inicio de la Edad del Bronce, y coinciden con un evento climático que se extendió por todo el planeta, caracterizado por muy pocas precipitaciones, y una gran aridez. Se conoce como el Evento 4,2 ka cal. BP (Del Pozo et al.,2016).

Esta actividad humana extractiva durante la edad de Bronce no tuvo afección alguna, como tampoco la tuvo la construcción de azudes y presas en la época ibero-romana (Celis-Pozuelo et al., 2015), entre otras cosas, debido a que las limitaciones tecnológicas de la época hicieron que estos embalses tuviesen una capacidad de regulación limitada (Aranda et al., 2006). Castillo-Barranco (2007) identificó los restos de 73 presas en la época Ibero romana en España. En la cuenca hidrográfica del Guadiana localizó varios azudes, y del orden una veintena de presas, todas ellas en la provincia de Badajóz, menos una en Consuegra, en la Provincia de Toledo. Algunas de ellas siguen funcionando todavía, hay ejemplos en la cuenca del Guadiana, como las de Cornalvo y Proserpina en Extremadura. Durante la dominación árabe y la Edad Media hubo un "impasse" en el que apenas se construyeron presas en España (Aguiló-Alonso, 2002, Aranda et al., 2006).

En la época Romana, además de las presas también existían molinos hidráulicos, hay documentos que así lo acreditan, pero aunque esta tecnología existía, no se extiende su uso en España hasta los siglos X y XI, que es cuando aparece una importante red de molinos harineros, que tendrá un impacto sobre las Tablas de Daimiel, aunque éste afortunadamente será positivo, porque favorecerán estos ingenios un mayor encharcamiento de la zona, al embalsar agua para mover las piedras encargadas de la molienda (Celis-Pozuelo et al. 2015).

Se puede observar la situación de los diferentes molinos harineros cercanos a las Tablas de Daimiel (Figura 16). Se extendían a lo largo del río Guadiana y Azuer (Torres González et al., 2010).

Los molinos de El Arquel y Zuacorta están en el término municipal de Villarrubia de los Ojos, mientras que los molinos de la Parrilla, La Dehesa, Nuevo, Griñón, Molemocho y Puente Navarro, se encuentran en el término municipal de Daimiel.

Sin duda incrementaban apreciablemente la superficie encharcada entre los Ojos del Guadiana y la confluencia del Guadiana y con el Cigüela.

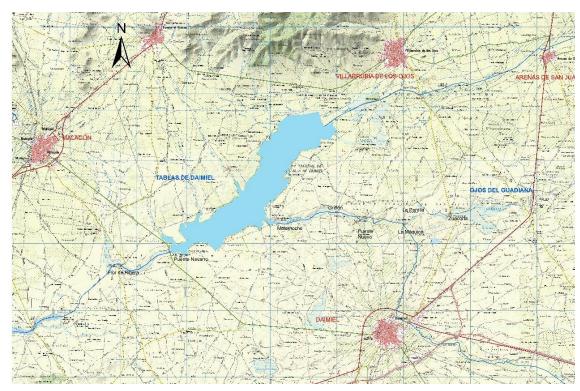


Figura 16. Molinos harineros del Guadiana y Azuer en el entorno de las Tablas de Daimiel.

El molino de Flor de Ribera, ubicado en el término municipal de Torralba, está aguas abajo del molino de puente Navarro, fuera ya del Parque Nacional, y también debió contribuir a aumentar la extensión del humedal.

Tuvo mucha importancia económica la actividad harinera en esta zona, dado el caudal constante que el acuífero proporcionaba al río desde su nacimiento en los Ojos del Guadiana, lo que hacía que éste fuese un lugar demandado por habitantes de otras zonas, que veían limitada la molienda por la estacionalidad de sus ríos o su inferior caudal (Moreno Diaz del Campo 2014).

Los molinos harineros del Guadiana fueron utilizados durante siglos, y llegaron a usarse hasta la década de los sesenta, en la que perdieron la batalla frente a los molinos movidos por electricidad, al igual que los movidos por animales, o de sangre, la perdieron frente a los hidráulicos.

Su antigüedad en la cuenca del Guadiana posiblemente data de los árabes, hay antecedentes de un cronista andalusí, al-Maqqari que parecen hacer referencia a la existencia de un molino en la zona, y está documentada la existencia de estos molinos a mediados del siglo XII, e incluso hay autores que consideran que pudiesen ser más antiguos aun remontándose al siglo X (Retuerce y Hervás, 1999, Rodríguez-Picavea, 1996). Miguel Ángel Hervás (2011), cuando habla de los molinos hidráulicos de ribera situados en el río Guadiana, entre los Ojos en Villarrubia y el embalse del Vicario, califica el conjunto de molinos como un verdadero sistema, de modo que están relacionados entre sí para cumplir su función. Se trata de dieciséis molinos de gran tamaño, en un tramo de 36 kilómetros de río, alguno de los cuales podría haber estado en uso durante un milenio, formando parte del paisaje de la zona (Hervás-Herrera, 2011).

No se aprecian afecciones adversas por actividades humanas a las Tablas de Daimiel hasta mediados del siglo XVIII, que es cuando aparece el primer ataque al humedal por el hombre. Hasta entonces la convivencia del ser humano con el

río había sido sostenible, y en muchas ocasiones para mutuo beneficio, sin que en ningún momento se hubiese afectado ni al ecosistema ni a la hidrología del humedal.

En el año 1751, mitad del siglo XVIII, las quejas de unos vecinos de la zona sobre las inundaciones que sufren son escuchadas por el Marqués de la Ensenada, que entonces era ministro llustrado de Hacienda, reinando Fernando VI (Celis-Pozuelo, 2014). Las quejas de los habitantes de Villarrubia de los Ojos era que el Cigüela se desbordaba, inundando grandes superficies de terreno perteneciente al término municipal, lo mismo pasaba con los arrendatarios de los pastos de Zacatena, finca próxima también a las Tablas de Daimiel. Culpaban al molino de Puente Navarro que había sido reformado recientemente, en el año 1726 (Celis-Pozuelo et al., 2015).

El molino de Puente Navarro fue propiedad de la Encomienda de Daimiel, y sufrió la competencia del molino de Flor de Ribera propiedad de los Jesuitas, que se encontraba aguas abajo, y que al elevar la presa de su molino en 1699, dejaron al de Puente Navarro en la ruina (Moreno, 2004). Es por lo que en 1726 las obras consistieron en adaptarlo para convertirlo en un molino de regolfo, mediante una balsa que eleva el nivel del agua y el rodete estaba sumergido en un pozo que aprovechaba además la presión del agua, quedando la piedra de moler volandera. Estas reformas dieron pocos frutos, pues el molino estuvo en funcionamiento poco más de veinte años.

El entonces Secretario de Hacienda, Marqués de la Ensenada, que tenía también un interés recaudatorio encarga al ingeniero militar Manuel de Navalcerrada los trabajos necesarios para evitar las inundaciones que se producían en el tramo

comprendido entre los Ojos del Guadiana al Puente de Nolaya, en la localidad de Picón. Con ello se pretende un doble objetivo, eliminar las inundaciones, desecando las tablas fluviales, y por otro lado hacer que los molinos harineros funcionasen mejor, lo que permitiría ceder también terrenos para pastos y ganadería. Las obras consistían en limpiar el río Guadiana hasta su capa subálvea, incrementando su sección en planta y en drenar el río Cigüela mediante dos grandes zanjas. También se eliminan algunos molinos que hacían retención, como era el de Puente Navarro y el de la Máquina, adaptando los demás (Celis-Pozuelo et al., 2015).

Con Fernando VI un Juez tenía encomendado el control de los niveles de los molinos de manera que no se viesen perjudicados unos molinos por otros, ni tampoco los propietarios de las riberas. Puede decirse que es el primer precedente de policía y gestión del dominio público por parte de la Administración Central (Celis-Pozuelo et al., 2016).

El molino de Puente Navarro, hoy día presa, la primera en España de carácter ecológico no es reconstruido hasta el año 1860, para lo cual se taparon la mayoría de los doce ojos del puente, de forma que se pudo embalsar y alcanzar el nivel necesario para su funcionamiento (Celis-Pozuelo et al., 2016). Era ya propiedad de un privado y estuvo en funcionamiento hasta los años 60. El devenir de este molino, con períodos en los que estuvo fuera de servicio, convirtiéndose en un puente y luego otros en los que funciona como molino o incluso como presa, muestra el diferente equilibrio entre aquellas fuerzas que pretendían la explotación de los terrenos inundados, como los ganaderos y agricultores, frente a los que deseaban la preservación de la zona húmeda para

los usos de molienda o la caza (Celis-Pozuelo, 2016). Por eso es esencial conocer todos los antecedentes históricos de este antiguo molino, hoy presa, de modo que aquellos que achacan el carácter artificial del humedal a esta infraestructura, pueden hallar respuesta de la revisión de lo acontecido en los últimos siglos. Asimismo, los aliviaderos de hormigón de la presa se construyen sobre un suelo rocoso que había sido rebajado en aras a eliminar el tapón natural que esta formación geológica constituía. Lo que se deduce de la historia del molino de Puente Navarro es que el adecuado uso de esta infraestructura es no solo compatible con el humedal, sino que también puede ser beneficiosa al incrementar los niveles de agua. El problema se plantea cuando la alimentación de agua subterránea cesa, y por tanto no es suficiente para que se produzca una corriente estable de agua a través del humedal, quedando la presa de Puente Navarro dedicada a mantener los niveles mínimos y a evitar la desecación de las tablas, produciendo el estancamiento de las aguas del Parque, que deberían ser fluyentes para mantener sus condiciones naturales. Por ello el problema no es la existencia de la presa de Puente Navarro, sino la falta de aportaciones hídricas al Parque Nacional, que si fuesen suficientes podrían reproducir las condiciones naturales y mantener el flujo continuo de agua a través del humedal mediante el vertido por los aliviaderos de la presa.

La Confederación Hidrográfica del Guadiana restauró en 2008 de la mano del Ingeniero D. Juan Almagro Costa el molino de Molemocho o Muelemucho, en las Tablas de Daimiel, y llegó también a elaborar un ambicioso Plan de Recuperación de Molinos Hidráulicos de Ribera del Alto Guadiana (Gallego et al., 2009), el cual de haberse puesto en práctica tampoco habría resuelto los

problemas hídricos del Parque ni de la Cuenca Alta del Guadiana. La clave para la restauración de las Tablas de Daimiel se encuentra en solucionar la falta de recursos hídricos, garantizando su disponibilidad en cantidad suficiente de modo que permitan que las aguas no queden estancadas, sino que fluyan para restablecer las condiciones naturales del humedal.

Durante el siglo XIX, aunque había amenazas sobre el humedal, derivadas de la legislación aprobada, no se materializaron en agresiones. Las leyes de aguas de 1866 y 1879 dejaron en manos de la iniciativa privada las actuaciones sobre el dominio público hidráulico, lo que dificultó que se materializasen obras de canalización y desecación en las Tablas, dado que existían conflictos de intereses contrapuestos, entre agricultores y ganaderos frente a pescadores y cazadores que deseaban la preservación de este espacio natural (Celis-Pozuelo et al., 2016). El segundo gran ataque al humedal se produce en la segunda mitad del siglo XX. En la primera mitad del siglo XX no se producen interferencias en las Tablas de Daimiel, a pesar del impulso de los regeneracionistas, que pretenden una mayor implicación del Estado en las obras hidráulicas y la modificación del territorio. No tuvieron efecto la declaración de zona insalubre al amparo de la ley de aguas de 1879, ni tampoco la Ley Cambó de 1918 que pretendía la colonización de las zonas húmedas de carácter público (Abellán 2022). Aunque en 1921 los Ojos del Guadiana se secaron producto de un ciclo seco, por causas naturales, éstos siguieron manando en los años sucesivos, y en 1937 se hizo un intento fallido de desecación de las Tablas, que quedó abortado por las dificultades propias de la guerra civil que al prolongarse obligó a poner en

marcha los molinos harineros, y también debido a un invierno húmedo que complicó la realización de las obras (Célis-Pozuelo et al., 2017).

Fue con la Ley de 1956 sobre "Saneamiento y colonización de los terrenos pantanosos que se extienden inmediatos a las márgenes de los ríos Guadiana, Cigüela, Záncara y afluentes de estos dos últimos en las provincias de Ciudad Real, Toledo y Cuenca", lo que permitió que se desecaran 25.000 ha de tablas fluviales de estos cauces (Ruiz de la Hermosa, 2010). La Ley de 1956 facilitó también que el 22 de diciembre de 1965 un grupo de propietarios formaran una agrupación sindical de colonización integrada por vecinos de Villarrubia de los Ojos, Arenas de San Juan y Villarta y bajo la dirección del hijo del Marqués de Perinat (Paniagua et al., 1974, Celis-Pozuelo et al., 2014) demolerían, entre otras, las represas de los molinos de Puente Navarro y Flor de Ribera (Martínez Val, 1977). En ese mismo año 1965 las Tablas de Daimiel se incluyen en el catálogo del proyecto MAR de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) otorgándole calificación preferente, como uno de los 200 enclaves húmedos más importantes del mundo (Carrasco, 2013, Brotóns, 2020). El proyecto MAR del UICN, es un plan para proteger y rescatar las zonas húmedas europeas de mayor valor. Al año siguiente, en 1966, se declara la Reserva Nacional de Caza de las Tablas de Daimiel, Decreto 262/67 de 9 de febrero, con una superficie de 2.750 ha. A pesar de ello, durante 1967, comenzaron los trabajos de desecación de las Tablas de Daimiel, los cuales se detienen en la zona de las Tablas, tras su total vaciado en 1971. El 26 de noviembre de 1971 la Comisión Delegada del Gobierno para Asuntos Económicos decide impedir que se realicen obras de saneamiento en esa zona,

aunque pueden seguir realizándose fuera, en zonas donde no tuviesen incidencia sobre las Tablas de Daimiel. Además, en 1972 se realizaron represas y bombeos de agua ante la situación de emergencia en la que estaba el humedal. Dichas obras fueron llevadas a cabo por los gestores de la reserva de caza y por la Dirección General de Obras Hidráulicas (Jiménez García- Herrera, 1992). Estas actuaciones fueron consecuencia de la presión social y producto de la concienciación sobre la importancia de la conservación y protección del medio ambiente, en la que asociaciones ecologistas como ADENA tuvieron gran influencia, encabezados los movimientos conservacionistas por Felix Rodríguez de la Fuente, como Vicepresidente de ADENA. y propiciando también la participación de científicos de distintos países (Aragón, 2015). No obstante, durante los años setenta el Grupo Sindical continuó con las labores de desecación en terrenos próximos a las Tablas de Daimiel. Se profundizaron los cauces del Cigüela y del Guadiana, eliminando los meandros mediante excavaciones rectilíneas. Unos 130 km2 en las Tablas fueron afectados y más de 450 hectáreas de la zona sur del Parque, que habían sido desecadas, no pudieron ser restaurados hasta que en 1980 se compraron los terrenos y se taparon los canales que habían sido construidos para el drenaje y desecación del humedal (Ruiz de la Hermosa, 2010, Castaño, 2008). A pesar de que las Tablas de Daimiel se declararon Parque Nacional en 1973 (RD. 1874/1973, de 28 de junio), los trabajos de encauzamiento en los ríos y los destinados al aprovechamiento de las Zonas Pantanosas en el Paraje de las Cañas continuaron hasta 1980, año en el que con la aprobación en la primavera de ese año de la Ley de Régimen Jurídico del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, se definen las zonas de afección al Parque, tanto de carácter hidráulico como hidrogeológico (Aragón,

2015). La zona de Protección o de Preparque y la Zona de Influencia, que incluye el Acuífero 23 se introducen en esta Ley, cuya aprobación permitió que la conservación de este espacio natural pueda ser declarada como de interés general para el Estado (Carrasco, 2014). En ese mismo año 1980, las Tablas de Daimiel fueron declaradas Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda.

Después de todos estos intentos de desecación, que dejaron su profunda huella en el humedal, estaba por llegar el ataque más brutal que sufrieron las Tablas en toda su historia, un golpe casi mortal, que fue propiciado por un enemigo silencioso y del que sería muy difícil recuperarse. Las extracciones del acuífero con destino a la agricultura provocaron el secado de los Ojos del Guadiana, y con ello la pérdida de los aportes de las aguas subterráneas. El inicio de la sobreexplotación del acuífero comenzó en la década de los 70, al llevarse a cabo una transformación de los cultivos a regadío, incentivada por el Estado que facilitaba créditos subvencionados (Galvez y Naredo, 1997). El uso intensivo de las motobombas, una mejor tecnología extractiva, provocó el descenso de los niveles en el área de las Tablas de Daimiel y en todo el acuífero de la Llanura Manchega, al superar ampliamente las extracciones la cantidad de recursos renovables del acuífero (Cruces de Abia, 1998).

El Guadiana aportaba a las Tablas de Daimiel unos 80 hm3 año, antes de la sobreexplotación del acuífero, y el consiguiente secado de los Ojos del Guadiana en el año 1984 (Ruiz de la Hermosa, 2010). En el año 1987, debido a la falta de aportes de aguas subterráneas, las Tablas de Daimiel se vaciaron, al coincidir con un ciclo seco en el que no hubo aporte del Cigüela tampoco (García Jiménez et al., 1992). En menos de treinta años las actividades humanas encaminadas a la

desecación y las consecuencias de la sobreexplotación del acuífero (Esnaola, 1991) han roto el equilibrio del balance hidrológico, sin que todavía haya podido recuperarse este humedal (Santisteban et al., 2009), mostrando la dificultad extrema de recuperación natural frente a los cambios antrópicos (Gil et al., 2007), siendo indispensable la reasignación de los recursos hídricos de la zona para asegurar la supervivencia del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Los Ojos del Guadiana habían pasado de "rebosadero" a "sumidero" (SGOP, 1985).

En 1986, un verano muy caluroso, especialmente en los meses de julio y agosto, antes de secarse, las Tablas sufrieron su primer incendio, que duró tan solo unos días, y que fue un anuncio de los que posteriormente se producirían. Este primer fuego no fue autocombustión, se trataba de un fuego superficial, posiblemente intencionado, que pasó a la turba y por eso duró solo unos días (Aragón, 2015, ICONA, 1986). Los posteriores fueron mucho más prolongados, duraron meses y era imposible apagarlos sin inundación del humedal, se trataba de un proceso de autocombustión lento y persistente, que puede durar incluso años (Rein y Huang, 2021). En marzo de 1987 se produjo otro incendio estando ya el Parque seco. Se sospechaba fuese provocado, pues comenzó a arder el mismo día y en el mismo sitio que el del año anterior. En el verano de 1994 se produjo otro incendio debido a que tras terminar un período seco las turbas entraron de nuevo en autocombustión (Cirujano, 1996). Al igual que en los incendios anteriores de los años 1986 y 1987, el nivel freático no estaba demasiado bajo, como a un metro de profundidad, por lo que estos incendios no fueron lo destructivos y graves que fue el incendio del año 2009 que se produjo en unas condiciones de mucha menos humedad del suelo. Empezó este último incendio

en el verano, el 25 de Julio de 2009, y un segundo incendio apareció el 27 de septiembre de 2009, continuando hasta diciembre de ese mismo año, en que las fuertes lluvias llenaron las Tablas de agua apagando los incendios (Moreno et al., 2009).

Como puede comprobarse viendo la Figura 17, tras los períodos secos se produjeron incendios en el Parque Nacional, y a continuación el llenado de las Tablas de Daimiel con el paso a los períodos húmedos. Sin embargo, cuando se producen estos períodos húmedos, en los que el agua es aportada fundamentalmente por el río Cigüela, es también por este río por donde la contaminación hace su aparición dañando el humedal. Así en el año 1989, tras la recuperación de las Tablas por las lluvias de 1987, se produjo un vertido que dañó los carofitos del fondo y que produjo la mortandad de peces. Lo mismo sucedió en junio de 1997, con los niveles del Parque en máximos, al igual que sucedió en 1989, unos vertidos industriales procedentes de Alcázar de San Juan entraron al Parque por el río Cigüela causando estragos en la vegetación subacuática, los carofitos murieron en su totalidad, quedando sustituidos por algas filamentosas, produciéndose posteriormente la muerte masiva de peces. Se llegaron a contabilizar más de 35.000 carpas. Este último vertido se debió a que un particular ordenó romper con una retroexcavadora la balsa que retenía los vertidos de Álcázar de San Juan, para evitar que estos inundasen su finca, lo cual produjo un desastre ecológico (Cirujano y Álvarez-Cobelas, 1997). Por tanto, es la acción de las sequías prolongadas, de la sobreexplotación que ha bajado los niveles del acuífero secando los ojos, y de las aguas contaminadas, lo que ha llevado a las Tablas de Daimiel a la situación casi agónica en la que se

encuentran. Reviven en los períodos húmedos, a veces para ser objeto de graves episodios de contaminación, y agonizan en los períodos secos en los que se producen además graves incendios de las turbas. En el año 2010, las Tablas volvieron a lucir todo su esplendor con las lluvias tan intensas que se dieron en diciembre de 2009, alcanzando una superficie máxima de inundación de unas 2020 hectáreas, y el acuífero también se recuperó aflorando el agua en manantiales cercanos a los Ojos del Guadiana. Así permanecieron durante unos años, hasta que la sequía y los veranos muy calurosos tras inviernos, otoños y primaveras secas, hicieron que en el período entre 2016 y 2018 volviesen a vaciarse (Bravo-Martín et al., 2019). En la actualidad tienen que ser alimentadas para mantener un nivel mínimo por los pozos que se construyeron en sus inmediaciones, de modo que se evite la autocombustión de las turbas. La situación vuelve a ser de nuevo extremadamente complicada, y es la falta de recursos hídricos la causante. Las Tablas de Daimiel fueron perdiendo agua almacenada desde la última vez que se llenaron en enero de 2010, pues los últimos años corresponden a un período seco que se prolonga hasta el presente año 2021.

A resultas de esto, la superficie encharcada de las Tablas era en noviembre de 2021 de tan solo 24 hectáreas, un escaso porcentaje de las casi 2.000 hectáreas de máximo encharcamiento. Se han puesto en marcha los pozos de sequía, con el propósito de incrementar la superficie inundada, y con la finalidad de facilitar y mejorar la situación del humedal y sus condiciones para la invernada de las aves

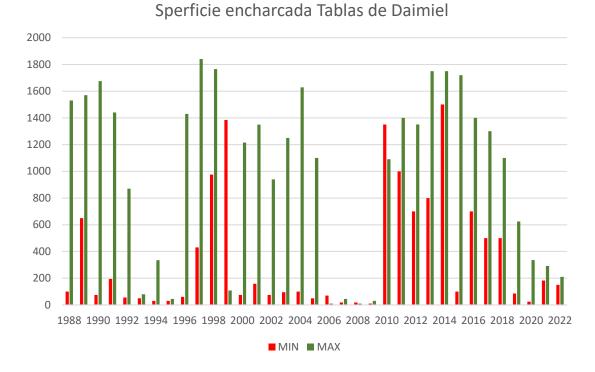


Figura 17. Superficie encharcada de las Tablas de Daimiel entre los años 1988 y 2022. Datos tomados de López de la Niteta et al., 2020 y del Parque Nacional.

Además, está previsto iniciar el 15 de agosto de 2022 un trasvase de 3 hm³ a través de la Tubería de la Llanura Manchega. Esta tesis está dedicada a diseñar una metodología para la toma de decisiones que permita resolver esta situación mediante la reasignación de recursos hídricos que garanticen la supervivencia del humedal (Figura 17). En los momentos en los que el Parque Nacional se queda sin agua, es necesario garantizar un contenido mínimo de humedad en el suelo para evitar el crecimiento excesivo de vegetación más resistente, como Phragmites australis o Typha dominguensis (Álvarez-Cobelas et al., 2008) las cuales admiten una menor inundación y calidad peor del agua e incluso mayor

salinidad; perdiéndose otras plantas características del humedal como el Cladium Mariscus o masiega (Cirujano et al., 2010, Ruano, 2019).

También es necesario garantizar el contenido mínimo de humedad en el suelo para que no se produzcan incendios por autocombustión de la turba (Figura 18), de acuerdo con el modelo desarrollado para las Tablas de Daimiel por Aguilera y Moreno (2019).

Además, de acuerdo con Bravo-Martín et al. (2019), la medida primordial para evitar la degradación del Parque Nacional, e incluso impedir su desaparición, es mantener una lámina de agua de buena calidad química, evitando la contaminación, para que sea posible garantizar el mantenimiento y desarrollo de la vegetación acuática sumergida y flotante, preservando el hábitat halófilo propio del humedal.

Se trata de restaurar el balance hídrico, pues la mayor amenaza para la supervivencia de las Tablas de Daimiel, que ha puesto en peligro su existencia en numerosas ocasiones, es la falta de aportes de aguas subterráneas por el uso insostenible que se hace del recurso hídrico para la agricultura (Bravo-Martin et al, 2019).

Las Tablas de Daimiel, último representante de las tablas fluviales manchegas, el mayor masegal y el enclave más importante para la cría del pato colorado en Europa Occidental, para sobrevivir, requiere irremediablemente el aporte de recursos hídricos en cantidad y calidad suficientes (Figura 19), para lo cual, previamente hay que resolver el complejo problema de toma de decisiones que supone la reasignación de dichos recursos, en un escenario de sobrexplotación, competencia por los recursos, estrés hídrico y cambio climático.

Un problema que además de la dificultad que supone evaluar la calidad del agua más apropiada para garantizar el buen estado del humedal, tiene implicaciones económicas, sociales y medioambientales.

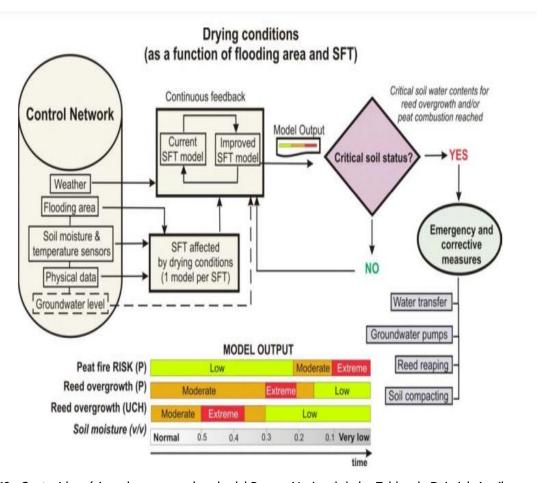


Figura 18. Contenido mínimo de agua en el suelo del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Aguilera y Moreno, 2019.



# Las Tablas de Daimiel agonizan con 50 hectáreas inundadas y casi secas

 La falta de precipitaciones y la extracción continuada de agua del antiguo Acuífero 23 ha aumentado el riesgo de secar este humedal



La falta de lluvias ha provocado que haya zonas del parque que estén complemente secas - EFE

Figura 19. Situación de las Tablas de Daimiel en el año 2022.

## 3.3. Presiones debidas a la agricultura y al cambio climático

## 3.3.1. Sobreexplotación del Acuífero de la Mancha Occidental.

Durante los años 70 llegaron los motores PIVA, capaces de extraer hasta 80.000 litros/hora. Con ello se produce en la Mancha una gran revolución agrícola, la transformación en regadío, para explotar el mar de agua inagotable que se hallaba en su subsuelo (Torres, 2015).

A partir de esas fechas la tecnología extractiva no dejó de mejorar y con ello también aumentaron las extracciones al acuífero en forma descontrolada. La mayor parte de la superficie regada en la cuenca alta del Guadiana proviene de los acuíferos (Ruíz Pulpón, 2007). En el año 1974 había una superficie de regadío estimada de 30.000 hectáreas en la cuenca del alto Guadiana, llegando a un máximo de 125.000 hectáreas regadas en el año 1987 (SGOP, 1985, SGOP, 1982), poco después de entrar en vigor la nueva ley de aguas de 1985, que hacen públicas las aguas subterráneas, y permite que se declare sobreexplotado el acuífero 23 el cinco de febrero de 1987.

Todo ello supone un punto de inflexión en los consumos y en las superficies regadas con agua del acuífero, las cuales se mantienen estables y no disminuirán hasta entrada la década de los 90 (Figura 20).

El antes llamado acuífero 23, cuya descarga genera las Tablas de Daimiel, tiene unos recursos hídricos renovables del orden de 315 hm³/año, siendo esta cifra un valor medio calculado considerando una larga serie histórica de años (López Sanz, 2000).



Figura 20. Evolución de demanda bruta anual, acuífero de la Mancha Occidental. Plan Hidrológico Nacional, 2001.

Tal como se observa en el gráfico de consumos de agua, del acuífero llegaron a extraerse del orden de 600 hm³ /año en los años 1987,1988 y 1989, duplicando las extracciones los recursos renovables del acuífero 23, lo cual se tradujo en unos fuertes descensos de los niveles piezométricos y en que los ojos del Guadiana dejaran de manar. Con ello desaparecieron las aportaciones de aguas subterráneas a las Tablas de Daimiel.

Los descensos del nivel piezométrico medio del acuífero a lo largo de los años han llevado a una disminución del nivel de reservas del acuífero y a una importante bajada del nivel freático (López Sanz, G., 2000).

Ambas cosas, descenso de nivel freático y disminución de las reservas del acuífero están lógicamente vinculadas, de modo más explícito en un acuífero libre.

## 3.3.2.- Impacto del cambio climático sobre los recursos hídricos de la cuenca alta del Guadiana

Junto con la sobreexplotación del acuífero, el cambio climático ha sido otro factor decisivo en la falta de recursos hídricos en las Tablas de Daimiel. Como es lógico este humedal está también sometido a los impactos provocados por el cambio climático. Los recursos hídricos disponibles se han reducido en la cuenca alta del Guadiana, y por tanto el humedal, además de a una disminución de aportaciones del acuífero debido al efecto de la sobreexplotación de recursos por una agricultura con prácticas insostenibles, se enfrenta también a unas menores aportaciones de aguas superficiales a través de los cauces, causada por los efectos del cambio climático.

Los primeros estudios sobre el impacto sobre los recursos hídricos que puede tener el cambio climático fueron los trabajos de La Organización Meteorológica Mundial (OMM). Esta organización fue fundada en el año 1950, siendo un organismo especializado de la ONU, que tiene su sede en Ginebra, Suiza. De hecho en el decimoctavo congreso de la OMM, celebrado en Ginebra el año 2019, se reconoce la gran transcendencia de la hidrología, que alcanza la máxima relevancia en dicho congreso, para integrarla con la climatología y la meteorología, dada su importancia para la consecución de los objetivos de la Agenda 2030, con la conciencia de que es necesaria una inmediata actuación para atender la problemática relativa a los recursos hídricos.

Al año siguiente del informe de la OMM, en el año 1988 se creó el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC), también llamado Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Dos organizaciones integradas en la ONU fundaron el IPCC, por una parte la OMM y por otra el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

El cometido del IPCC se dar una visión científica, totalmente objetiva del cambio climático y consecuencias que este tiene sobre el medio ambiente, la sociedad y la economía, así como los riesgos que del cambio climático se deriven. Anticiparse a estos cambios permite combatirlos mejor y dar soluciones que palien las consecuencias indeseables que producirán, tomando medidas a tiempo (Xing-Guo et al., 2017).

El IPCC comenzó a elaborar informes en 1990 para la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Estos informes se redactaban cada cinco años, considerando diferentes escenarios, en función del grado de eficacia que pueda suponerse para las acciones tomadas en aras a combatir el cambio climático. Se plantean diversos escenarios, tomando distintas alternativas para la subida de temperatura. El horizonte es a plazos largos, que se prolongan hasta el año 2.050, e incluso hasta el 2.100, para que transcurra un tiempo suficiente que ponga de manifiesto como se vería afectado el clima (Nigel, Detlef y Morna, 2011).

El último informe del IPCC es el sexto, que está previsto que esté listo en el otoño de 2022. En los informes del IPCC no se realiza investigación básica, sino que se incluye el conocimiento científico actualizado sobre el cambio climático, evaluando todo lo publicado.

En los informes del IPCC se recopilan y emplean modelos de cambio climático. Los más recientes, que han sido utilizados en España para evaluar la disponibilidad futura de recursos hídricos son los del quinto informe (IPCC, 2014).

Una vez que se dispone de un modelo climático global o general, es posible aplicarlo a una región, puesto que la escala de trabajo de los modelos globales es muy pequeña y es necesario contar con mayor detalle. Se utilizan las llamadas proyecciones climáticas, que son escenarios del modelo global proyectados para una región. De esta manera desde el modelo climático general se puede llegar a determinar unos valores de la precipitación para estaciones pluviométricas de interés. Con ello ya es fácil acometer la modelización hidrológica, utilizando los datos de los cambios de temperaturas, precipitaciones, evaporación, humedad del suelo y otros parámetros necesarios para determinar los recursos hídricos, utilizando para ello modelos hidrológicos (Nan, Bao-hui y Chun-kun, 2011).

La Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2020), utiliza el Modelo Climático General de los informes del IPCC, y a partir de ellos facilita proyecciones de temperaturas y precipitaciones en un gran número de estaciones pluviométricas y termométricas de España.

Estas proyecciones de la AEMET permitieron a la Oficina Española del Cambio Climático, en colaboración con el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX, 2017), la elaboración de un informe titulado "Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España". De las diversas proyecciones utilizadas se deducía que la evapotranspiración sufriría un incremento y que la escorrentía disminuiría. Para hacer esas

estimaciones hubo que definir un período de control o de referencia, que abarca desde el año 1961 al año 2000. Los datos de pluviometría registrados en este período se compararon con los de doce proyecciones climáticas evaluadas para los años que van desde el 2010 hasta el 2040. Los resultados obtenidos fueron qué la escorrentía podría disminuir del 3% al 9%, y que la evapotranspiración aumentaría de un 1% a un 7%. Estudios anteriores del CEDEX habían proporcionado resultados incluso mayores, que llegaban al 34% de disminución para la escorrentía (CEDEX, 2012).

Otros estudios más antiguos que los citados anteriormente concluían que podía haber disminuciones de los recursos hídricos entorno al 23% y evaporaciones mayores en un 33% (Ayala-Carcedo, 1996).

Concretando para la cuenca del Guadiana, los datos no eran más alentadores y así en el Libro Blanco del Agua se estimaba una posible disminución de recursos hídricos entre el 11% y el 24%, en el año 2030. (MIMAM, 2000). Kilsby et al., (2007) pronosticaron que se produciría un descenso del 20% en los recursos hídricos anuales de la cuenca del Guadiana en el último cuarto del siglo XXI.

De acuerdo con los pronósticos realizados por diversos autores y por diferentes organismos, se prevén fuertes disminuciones de recursos hídricos y notables incrementos en la evapotranspiración en la cuenca alta del Guadiana como resultado del cambio climático que se está produciendo. Estos efectos, debido a su magnitud, aunque previstos para horizontes más lejanos, para mediados y finales de este siglo, deben haberse hecho ya notar. Un lugar idóneo para comprobar si realmente se están produciendo cambios en las escorrentías y en las evaporaciones son los embalses. Estos reservorios se constituyen en un

laboratorio a escala natural que permite monitorizar y analizar lo sucedido desde los períodos tomados como de control o referencia hasta la actualidad. De esta forma será posible comprobar si los efectos del cambio climático se han adelantado o por el contrario son menores en la actualidad de lo que cabría esperar.

Las escorrentías son evaluadas a través de las aportaciones de los ríos que llegan a los embalses. Del mismo modo la evaporación es registrada diariamente en los embalses y con el dato de las aportaciones se confecciona el balance hídrico del embalse. Asimismo, se registran en los embalses también los datos diarios de pluviometría y temperatura. Los embalses son una masa de agua que permite comprobar las predicciones facilitadas por los modelos para determinar cuál es la variación de los recursos hídricos previsible como consecuencia del cambio climático (Qin et al., 2020).

Los embalses acumulan el agua de grandes áreas, pues la escorrentía de los ríos se conforma con las aportaciones de las subcuencas correspondientes. Por ello pueden considerarse como una muestra de un amplio territorio, válido para hacer comprobaciones de la evolución de los recursos hídricos a escala regional.

Además, como las predicciones se hicieron hace años, y el horizonte para el que se han hecho está más próximo en la actualidad que en el momento que se hicieron, es muy posible que los efectos del cambio climático se aprecien con claridad hoy en día.

Se han elegido cuatro embalses de la cuenca Alta del Guadiana, que representan una amplia superficie de este territorio, puesto que la subcuenca de aportación

de cada uno de ellos tiene una superficie media de más de 600 km<sup>2</sup>, lo cual totaliza una superficie de unos 3000 km<sup>2</sup>.

Se trata de comprobar los resultados que se obtienen con los modelos de cambio climático.

En este trabajo se ha estudiado la evolución de la aportación de cuatro embalses ubicados en subcuencas de la cuenca alta del Guadiana. Los modelos de cambio climático son complejos y permiten pronosticar los recursos hídricos disponibles en escenarios futuros, de acuerdo con una serie de hipótesis y condiciones que necesariamente suponen una simplificación de la realidad (IPCC, 2014, Shen et al., 2018). Esto hace que sea necesario comparar los resultados obtenidos en los modelos con la variación real de los recursos hídricos disponibles, lo que permite contrastar y verificar si los efectos previstos por los modelos son acordes con la realidad. Esto es sumamente importante para la planificación hidrológica, puesto que se trata de asignar recursos a diferentes demandas, y tanto la contabilidad de las demandas como la de los recursos disponibles han de ser los suficientemente precisas para permitir una razonable asignación de recursos (Aguilar-Alba y Moral-Ituarte, 2008). Dado que el cambio climático es un fenómeno a escala global, es lógico pensar que sus efectos pueden apreciarse en el área de la cuenca Alta del Guadiana, y más concretamente en las cuencas vertientes cuatro embalses seleccionados. Los embalses han а seleccionados, por su importancia, su distribución a lo largo de la cuenca Alta y por disponerse de series de datos suficientemente largas. Se ha elegido el embalse de la Vega del Jabalón, Torre de Abraham, Gasset y Peñarroya.

Los embalses de Gasset y el de la Vega del Jabalón son muy próximos a las Tablas de Daimiel, lo cual permite asimilar los efectos que se observen del cambio climático al humedal, tanto en lo que a aportaciones se refiere como a medidas de evaporación. Las Tablas de Daimiel además de a los efectos anteriores están sometidas a una pérdida de aportaciones de aguas procedentes del acuífero que se debe principalmente a la sobreexplotación de las aguas subterráneas por la agricultura. Sin embargo, la componente debida al cambio climático, en lo que a disminución de recursos hídricos se refiere, será similar a la registrada en los embalses cercanos, al menos en lo que a tendencias se refiere. Estas tendencias se verán agravadas, pues se trata de un encharcamiento, y no de un volumen de embalse que presenta mayores inercias térmicas y tiene un comportamiento termodinámico distinto, que favorece una menor evaporación y mayor preservación del agua embalsada.

De los cuatro embalses citados, se dispone de los datos de aportaciones, evaporaciones, consumos, que permiten determinar el balance hídrico diario de la masa de agua, lo que suministra una información sumamente precisa y prolija a la hora de evaluar la evolución a lo largo de los años del balance hídrico y de todas las variables que lo componen.

La cuestión que se plantea es comprobar si en estos embalses en particular se aprecian los efectos del cambio climático, y por consiguiente, dada la proximidad de las Tablas de Daimiel a dos de ellos, si este humedal está sufriendo también una merma de recursos hídricos debido al cambio climático.

De acuerdo con los modelos climáticos y los modelos hidrológicos aplicados posteriormente sobre los diferentes escenarios considerados en la cuenca

hidrográfica del Guadiana, se predice una apreciable disminución de recursos en horizontes que ya no son tan lejanos en el tiempo como cuando se hicieron los pronósticos. Aunque los valores predichos son valores medios, han de ser apreciables en las cuatro localizaciones elegidas, y deben poder observarse tendencias que tendrán que contrastarse con los resultados esperados según los modelos. Para comprobar si estás tendencias se aprecian en los embalses de la cuenca alta del Guadiana a veces ha sido necesario escalarlas, de modo que sean comparables entre sí, una vez que los datos son superpuestos. Se comparan series de datos de los embalses, escalándolas previamente, para poder superponer las tendencias observadas y cotejarlas en períodos de tiempo iguales.

El balance hídrico de los embalses se lleva a cabo utilizando diferentes variables hidrológicas, que son de interés para evaluar los recursos hídricos disponibles a lo largo de los años. La aportación de agua al embalse, junto con la evaporación son las variables más importantes, que determinan la disponibilidad de recursos hídricos.

La aportación a los embalses integra tanto la componente superficial procedente de los ríos arroyos y cuencas vertientes al embalse, como la componente subterránea, que puede tener un carácter ganador o perdedor si el agua se infiltra al acuífero.

Hay que destacar que los embalses permiten diferenciar el efecto de la sobreexplotación de las aguas subterráneas de los del cambio climático, puesto que concretamente en el embalse de Gasset el acuífero no tiene una

componente apreciable en el balance, al tratarse de un sustrato de rocas duras paleozóicas, de baja permeabilidad.

En el embalse de la Vega del Jabalón aunque el vaso está inmerso en un acuífero libre de materiales permeables miopliocenos, los efectos de aportación y pérdida por este concepto no son importantes, puesto que el acuífero no está sobreexplotado, y tampoco produce aportaciones naturales significativas como pasaba con las Tablas de Daimiel a través de su aportación por los Ojos del Guadiana.

El dato fundamental para evaluar la disponibilidad de los recursos hídricos a lo largo del tiempo es la aportación natural registrada en los embalses. Esta aportación natural se puede obtener como resultado de la aplicación del balance hídrico. El embalse se puede considerar como un gran depósito cuyo volumen depende el porcentaje de llenado.

Así para cada cota del embalse se dispone de una curva característica que proporciona la superficie inundada y el volumen de agua almacenado.

Las curvas características o de embalse, tal y como se aprecia en la Figura 21 proporcionan para cada cota en metros sobre el nivel del mar del nivel del agua el volumen almacenado en el embalse en hectómetros cúbicos, así como la superficie inundada en hectáreas.

Una vez que se dispone de estos datos, es posible realizar el balance hídrico, puesto que las variaciones de nivel del embalse equivalen a variaciones de volumen del embalse, y con ello, por diferencia, es posible determinar que

volumen de agua ha entrado salido en un momento dado. Este balance se calcula diariamente en cada embalse.

#### **TABLA DE VOLÚMENES Y ÁREAS**

#### EMBALSE DE GASSET

COTAS	VOLUMEN hm3	ÁREAS ha	1	COTAS	VOLUMEN	ÁREAS
					hm3	Ha
612,25	0,00	0,00		619,25	9,89	3,29
612,50	0,01	0,04		619,50	10,73	3,43
612,75	0,02	0,08		619,75	11,60	3,56
613,00	0,04	0,12		620,00	12,51	3,70
613,25	0,08	0,20		620,25	13,45	3,83
613,50	0,14	0,28		620,50	14,43	3,95
613,75	0,23	0,40		620,75	15,43	4,09
614,00	0,34	0,52		621,00	16,47	4,23
614,25	0,48	0,56		621,25	17,55	4,36
614,50	0,62	0,61		621,50	18,65	4,48
614,75	0,80	0,80		621,75	19,79	4,64
615,00	1,03	1,00		622,00	20,97	4,80
615,25	1,29	1,11		622,25	22,19	4,91
615,50	1,58	1,22		622,50	23,43	5,02
615,75	1,90	1,37		622,75	24,70	5,15
616,00	2,26	1,51		623,00	26,00	5,27
616,25	2,66	1,64		623,25	27,34	5,47
616,50	3,08	1,76		623,50	28,73	5,66
616,75	3,54	1,87		623,75	30,17	5,86
617,00	4,02	1,98		624,00	31,66	6,06
617,25	4,53	2,10		624,25	33,20	6,26
617,50	5,07	2,22		624,50	34,79	6,47
617,75	5,64	2,37		624,75	36,44	6,69
618,00	6,25	2,52		625,00	38,14	6,92
618,25	6,90	2,68		625,25	39,90	7,14
618,50	7,59	2,84		625,50	41,71	7,36
618,75	8,32	2,99		625,75	43,58	7,62
619,00	9,09	3,15		626,00	45,52	7,88

Figura 21. Curva de embalse o curva característica del embalse de Gasset.. Documento XYZT de la presa de Gasset.

Los términos que forman parte del balance hídrico son por una parte las variaciones de volumen del embalse, las aportaciones naturales, las pérdidas, entre las que se cuentan tanto aquellas por infiltración en el vaso del embalse

como las que se producen por la evaporación y los consumos a través de las tomas del embalse.

La ecuación del balance diario del embalse es por tanto la siguiente:

$$\Delta V = A - E - P - C + LL$$

 $\Delta V = Variación de Volumen del Embalse diario$ 

A = Aportación natural diaria

E = Evaporación diaria

P = Pérdidas diarias por infiltración

C = Consumos diarios por las tomas del embalse

*LL* = *Precipitación diaria registrada sobre el embalse* 

A partir de la ecuación del balance se pueden determinar las aportaciones naturales, puesto que la evaporación es medida, los consumos diarios son conocidos, al igual que la precipitación, y las pérdidas por infiltración suelen ser pequeñas en el caso de que la litología del vaso sean rocas impermeables, como sucede en Gasset.

Cuando el vaso está en rocas permeables como son las calizas, las aportaciones subterráneas y las pérdidas suelen estar equilibradas, y en caso de no estarlo, las pérdidas a lo largo del año suelen tener en promedio un valor similar, que no influye por tanto en la determinación de la evolución de las aportaciones naturales calculadas a los efectos de determinar tendencias.

Los diferentes términos conocidos de la ecuación del balance se determinan con la correspondiente instrumentación dispuesta en cada una de las presas. Los valores del nivel del embalse se obtienen por dos vías, a través de las medidas

visuales de la escala de un limnimetro, y de forma muy exacta con precisión centimétrica, mediante medidores de burbujeo.

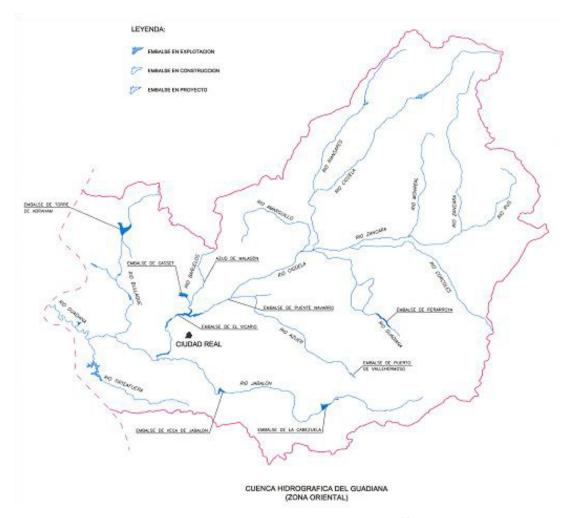


Figura 22. Cuenca Alta del Guadiana, Zona Oriental, embalses y red hidrográfica.

Además de la escala graduada y del medidor de nivel por captación neumática o de burbujeo, cada embalse cuenta con una estación meteorológica, dotada entre otros elementos con tanque evaporímetro y un pluviómetro. Estos dos

elementos son esenciales para medir las respectivas componentes del balance hídrico, la evaporación y la precipitación. Los tanques evaporímetros son de acero inoxidable y de clase A.

Estos evaporímetros tienen un micrómetro que permite la medida manual del volumen evaporado por la bajada de la lámina de agua. Asimismo, las medidas son enviadas de forma automática a la red SAIH, que es el sistema automático de información hidrológica.

Dado que se conocen los niveles de embalse, los consumos directos, la evaporación y las precipitaciones, es posible obtener los volúmenes de las aportaciones naturales por diferencia entre el incremento de volumen con los consumos y las pérdidas por evaporación. Los consumos son los que se miden mediante caudalímetros en las tomas y corresponden a las tomas de riego, abastecimiento, etc. Los consumos son distintos para cada embalse y dependiendo de los usos que sirva cada uno de ellos.

Hay embalses dedicados exclusivamente a abastecimientos, algunos dedicados a regadío exclusivamente y otros con ambos usos. Para medir estos consumos se utilizan caudalímetros totalizadores de ultrasonidos, que permiten tanto conocer el caudal instantáneo como el total de los volúmenes consumidos en un período de tiempo, que en el caso de los balances es diario.

Para calcular la evaporación se utiliza el valor del descenso de la lámina de agua en el tanque evaporímetro en milímetros. Multiplicando este descenso por la superficie del embalse se obtiene un volumen que es el que se ha perdido por evaporación.



Figura 23.. Escala limnimétrica para la medición del nivel de agua en un embalse. Presa Vega Jabalón y Vallehermoso.



Figura 24. Limnímetro de burbujeo, compresor y medidor de nivel de la presa de Gasset.



Figura 25. Tanque evaporímetro clase A con lecturas automatizadas enviadas al SAIH de la Confederación Hidrográfica del Guadiana. Presa de Peñarroya.

Sumando todas las aportaciones diarias del año se obtiene la aportación natural anual. Este proceso se ha realizado para los cuatro embalses seleccionados. Una vez se dispone de las aportaciones anuales y de las evaporaciones a lo largo de una serie de años de tamaño suficiente, es posible calcular las tendencias mediante el ajuste por regresión lineal. También se ha utilizado la prueba estadística no paramétrica de Mann-Kendal, que permite establecer el nivel de significancia de la tendencia y determinar si se está produciendo un descenso de las aportaciones como cabría esperar de las previsiones realizadas en los estudios sobre el impacto del cambio climático en los recursos hídricos.

El cambio climático también tiene como efecto el incremento de los valores extremos de lluvias y sequías, y por ello se han analizado también los máximos y mínimos relativos de las series de aportaciones naturales, de forma que se

pueda apreciar si a lo largo de los distintos períodos ha habido un incremento de estos episodios.



Figura 26. Detalle Estación Meteorológica Presa de Gasset. Pluviómetros y Evaporímetros de lectura automática conectados al SAIH de la Confederación Hidrográfica del Guadiana.

De los cuatro embalses seleccionados hay dos de ellos, Gasset y Peñarroya, de los que se cuenta con una serie larga de datos, que se remontan al año 1959, mientras que de los embalses de Torre de Abraham y Vega de Jabalón la serie de datos disponible es más reducida, debido a que la fecha en que se finalizó la construcción de estos embalses. La Vega del Jabalón fue construido en el año 1993.

Para poder comparar la evolución de las aportaciones naturales y de las evaporaciones registradas en los embalses es necesario comparar con un período de control que sea similar al tomado en los modelos, de forma que la referencia sea lo más parecida posible. Esto solo es posible en aquellos embalses en los que se dispone de una serie de datos suficientemente larga, que son aquellos que se construyeron antes. El embalse de Peñarroya se terminó su construcción en el año 1959, mientras que el de Gasset es el más antiguo de todos y data del año 1910. Por ello como período de control se han tomado tres décadas, que van de los años sesenta a los años noventa, de modo que ambos embalses sean tratados de la misma manera. No obstante, para Gasset se ha tomado como intervalo de control la serie de años que va desde 1959 a 1990, mientras que para Peñarroya la serie de años del período de control comienza en el año 1960, dado que fue construido en 1959, como se ha comentado anteriormente. En el período de control tomado para los embalses con serie larga, Gasset y Peñarroya, se ha calculado la aportación natural anual media y la evaporación media para todo el período. El período de contraste ha sido el que va desde el año 1990 hasta el año 2020, en el que se llevó a cabo el estudio. Se calcula también la aportación natural media y la evaporación media para el periodo de contraste.

De este modo se pueden comparar las aportaciones naturales medias y las evaporaciones medias de estos dos períodos, y así comprobar si ha habido una disminución de las aportaciones naturales y un incremento de las evaporaciones. Como el periodo de control tomado es similar a los tomados para los estudios mediante modelos, es posible comparar los resultados que se obtienen en ellos

con los que se obtienen en este estudio, y de esa forma ver si el porcentaje de crecimiento o disminución de las aportaciones naturales y las evaporaciones está dentro de los pronosticados, si bien las previsiones de los modelos son para mediados y finales del siglo XXI y los resultados aquí obtenidos son para el horizonte temporal coincidente con el primer cuarto de siglo.

En la Figura 27 están representados los embalses de titularidad estatal ubicados en la cuenca alta del Guadiana, coloreando en color rojo el rótulo de los cuatro embalses seleccionados en este estudio.

Dos de los embalses seleccionados están próximos a las Tablas de Daimiel, siendo el más cercano el embalse de Gasset, que se encuentra tan solo a unos 10 kilómetros de distancia del humedal. Los otros dos embalses están alejados de las Tablas, pero uno de ellos, el de Peñarroya, está situado en el río Guadiana y podemos decir que forma parte de las Lagunas de Ruidera, otro importante humedal de la cuenca alta del Guadiana, que pertenece al igual que las Tablas a la reserva de la biosfera Mancha Húmeda.

En la figura 28 se representa la evolución de las aportaciones naturales en la serie histórica de valores en los embalses de Gasset y Peñarroya, que tienen una serie lo suficientemente larga como para que se aprecien con claridad las tendencias.

En ambos casos se observa que la línea de tendencia es decreciente. Además de ver la línea de tendencia, el siguiente paso ha sido comparar la aportación media del período de control 1959-60 y 1990 con las aportaciones medias en el período de 1990 a 2020.

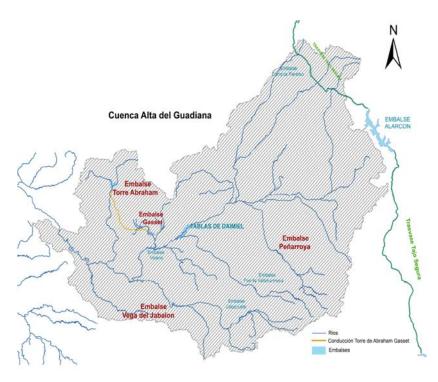


Figura 27. Situación de los embalses de la cuenca alta del Guadiana.

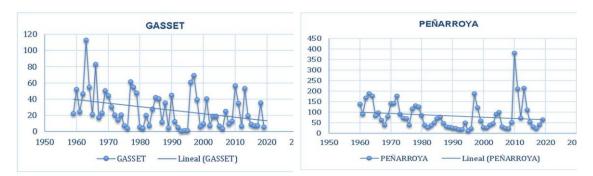


Figura 28. Serie histórica aportaciones naturales en hm3 embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019).

Para Gasset la comparación indica que la aportación media ha descendido un 24,34%, mientras que en Peñarroya la aportación natural media descendió menos, un 15,4%.

Estos valores se encuentran en la horquilla prevista en el Libro Blanco del Agua que pronosticaba que la aportación se reduciría entre un 11% y un 24% para el año 2030, diez años después del 2020, lo que supondría un adelanto muy significativo de los efectos del cambio climático y una mayor reducción de la prevista de las aportaciones.

Es decir, en el año 2020 teníamos lo que era esperable para el año 2030. Kilsby et al. (2007) predijeron disminuciones del 20% en los recursos hídricos de la cuenca del Guadiana, también para un horizonte temporal mucho más lejano, en el último cuarto de este siglo.

El CEDEX en su último estudio de 2017 daba previsiones mucho más modestas para el horizonte de 2040, con disminuciones de la escorrentía de tan solo un 3% al 9%, lo cual es superado ampliamente por los datos obtenidos de los embalses de Peñarroya y Gasset en el 2020. Más acordes estarían los resultados obtenidos con los modelos y previsiones anteriores del CEDEX, que hablaban de descensos escorrentía del 34%.

Por último, las previsiones pronosticadas por Ayala-Carcedo (1996) se estimaban en una disminución de los recursos hídricos del 23%, que son similares a las reducciones de las aportaciones naturales registradas en el embalse de Gasset.

Otro elemento importante a la hora de rastrear los efectos del cambio climático es la distribución de eventos extremos. Para ello se puede analizar la evolución a lo largo de los años de las aportaciones máximas y mínimas en los embalses de Gasset y de Peñarroya, de los que se dispone de serie larga.

En la Figura 29 se aprecia una discrepancia entre ambos embalses. Peñarroya se comporta del modo esperable en el caso de estar produciéndose alteraciones debidas al cambio climático, pues los máximos aumentan a lo largo del tiempo y los mínimos disminuyen, lo que quiere decir que se producen episodios extremos, tanto de sequía como de avenidas cada vez más acusados.

Sin embargo, en Gasset los máximos no han aumentado, aunque si que han disminuido notablemente las aportaciones mínimas, lo que puede deberse a un efecto predominante debido a una fuerte disminución de las aportaciones naturales medias anuales, que ha enmascarado el efecto de incremento de máximas aportaciones, aunque pueda ser mayor la variabilidad. Una disminución generalizada de las aportaciones, mucho mayor en Gasset (24,34%), que en Peñarroya (15,4%)

Esto puede justificar la discrepancia observada entre ambos embalses en cuanto a lo que a máximos y mínimos se refiere. En las evaporaciones registradas en los embalses de Gasset y Peñarroya, se observa que las series de datos disponibles son lo suficiente largas como para poner de manifiesto la tendencia ascendente en ambos embalses. El cambio climático tiene como efecto un incremento de las temperaturas medias y entre otras cosas un aumento de la evaporación de las masas de agua, que queda reflejado de forma patente en la evolución de los volúmenes de agua anual evaporados en los embalses.

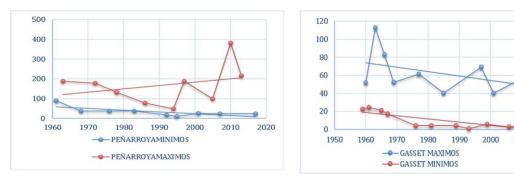


Figura 29. Serie histórica de aportaciones naturales en hm3 máximas y mínimas en los embalses de Peñarroya (1960-2019) y Gasset (1959-2019).

Esto produce una alteración de los balances hídricos que se traduce finalmente en una menor disponibilidad de recursos hídricos. También podría haberse comprobado con los volúmenes medios anuales almacenados en cada embalse, no obstante sería redundante, puesto que la ecuación del balance hace que estos sean resultado de la evaporación y de las aportaciones, las cuales no se ven afectadas por la variabilidad que pudiese presentar el aumento de las demandas de agua y con ello el incremento de los consumos, siendo este el motivo por el que no se ha elegido la variable de volumen de agua almacenado en el embalse como parámetro para constatar el cambio climático, puesto que se ve afectada también por la variabilidad de los consumos de agua, muy grande desde los años sesenta hasta la actualidad. Lo que si que es evidente es que cuanto mayor es la evaporación, las pérdidas son mayores, y por tanto los recursos hídricos disponibles se ven reducidos.

Tanto en el embalse de Gasset como en el embalse de Peñarroya la tendencia es muy clara, y es ascendente. Esta tendencia no es tan marcada en los últimos

años, apreciándose una estabilización de sus valores respecto a la tendencia registrada durante la década de los 80 y 90 (Figura 30).

Utilizado la técnica de los períodos de control para comprobar si se ha producido un aumento de la evaporación debida al cambio climático, y tomando el mismo período de control que se tomó para las aportaciones, desde los años 1959-60, hasta 1990 y el período de contraste desde el año 1990 a 2020, se obtiene que el embalse de Gasset ha sufrido un incremento de la evaporación de un 10,37%, mientras que en Peñarroya el aumento ha sido mucho más marcado, llegando a la cifra del 32,63%.

Este último valor es muy próximo a las previsiones de Ayala-Carcedo (1996), que pronosticó un incremento de la evaporación en los embalses y humedales del 33%, y sin embargo, está muy por encima de las previsiones del estudio del CEDEX del año 2017 que estimaban del 1% al 7% el incremento de la evapotranspiración.

Si se representa conjuntamente la evaporación junto con las precipitaciones en los embalses de Gasset y Peñarroya, durante los años comprendidos en el período 1990-2020, se observa que las líneas de tendencia en Gasset, tanto para las precipitaciones como para las evaporaciones son prácticamente horizontales, mientras que en Peñarroya se observa una ligera disminución de la evaporación con lluvias estabilizadas (Figura 31).

Las líneas de tendencia dan una idea clara de cuál ha sido la evolución a lo largo de los años de las dos variables hidrológicas, aportación natural y evaporación, elegidas para comprobar los efectos del cambio climático.

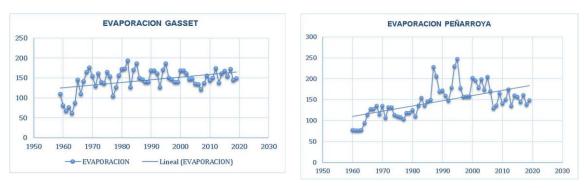


Figura 30. Serie histórica de evaporaciones en los embalses de Gasset y Peñarroya.

Sin embargo, es necesario contrastar y validar dichas tendencias para confirmar mediante un contraste estadístico que efectivamente se ha producido un aumento de las evaporaciones y una disminución de las aportaciones naturales, obteniendo además el grado de significancia de estas variaciones.

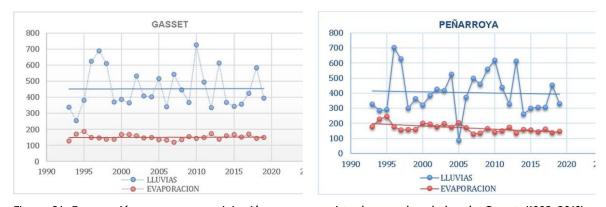


Figura 31. Evaporación en mm y precipitación en mm registradas en el embalse de Gasset (1993-2019) y Peñarroya (1993-2019). Datos de evaporímetro y pluviómetro de presa.

En las series de datos de carácter ambiental e hidrológico ha sido ampliamente utilizado para evaluar la tendencia un test no paramétrico, denominado test de Mann-Kendall, que es una metodología recomendada por la Organización Meteorológica Mundial (OMM). Si no se utilizan estos métodos estadísticos no

es posible detectar tendencias nítidas en las series de datos, gráficamente es muy difícil hacerlo y solo se aprecian en ellos de forma patente los ciclos secos y húmedos o de mayores o menor evaporación (Alves y Nóbrega, 2017).

El test de Mann-Kendall se resume en la obtención de un estadístico S de Mann-Kendall, que responde a la ecuación:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^{n} sign(x_j - x_k)$$

Las variables  $x_i x_k$  son los valores de la serie y n es el tamaño de la muestra. S es la suma de todos los posibles valores, con j mayor que k y son  $\frac{n(n-1)}{2}$  valores posibles, es decir  $x_2$ - $x_1$ ,  $x_3$ - $x_1$ .....,  $x_n$ - $x_{n-1}$ .

El signo de la diferencia de cada par de valores está definido también por otra ecuación, se trata de un indicador:

$$sign(x_i - x_k) = \langle 1 \, si(x_i - x_k) > 0 \, | \, 0 \, si(x_i - x_k) = 0 \, | \, -1 \, si(x_i - x_k) < 0 \rangle \, j > k$$

De este modo, si S es mayor que cero, la tendencia es creciente, y cuando es negativo la tendencia es decreciente.

Para tamaños grandes de la muestra, mayores a 40 años, el estadístico S tiene una distribución que es una normal de media cero y varianza a determinar.

El siguiente paso para la aplicación del método de Mann-Kendall es el cálculo de la Varianza del estadístico S definido anteriormente, teniendo en cuenta los valores de la serie temporal, pero también aquellos valores que se repiten, quedando la expresión de la varianza como sigue:

$$Var(S) = \frac{1}{18} \left[ n(n-1)(2n+5) - \sum_{q=1}^{g} t_q(t_q - 1)(2t_q + 5) \right]$$

En la fórmula anterior n es el tamaño muestral de la fórmula, g el número de valores distintos que se repiten y  $t_q$  es el número de veces que se repite cada valor en la serie.

Por último, se calcula el estadístico estandarizado  $Z_{MK}$  de Mann-Kendall:

$$S > 0 \rightarrow Z_{MK} = \frac{S-1}{\sqrt{V(S)}}$$
$$S = 0 \rightarrow Z_{MK} = 0$$
$$S < 0 \rightarrow Z_{MK} = \frac{S+1}{\sqrt{V(S)}}$$

Se rechaza la hipótesis de que no hay tendencia si el valor absoluto del estadístico estandarizado de Kendall supera un percentil determinado de la distribución normal.

Para comprobar las tendencias de las series largas de los embalses de Gasset y Peñarroya se ha aplicado el test estadístico de Mann-Kendall a la serie de datos de aportaciones naturales y de evaporaciones.

Los resultados confirman las tendencias observadas en el gráfico, y en la comprobación mediante períodos de control.

Se recogen los resultados en las Tablas 5 y 6 donde se observa que la tendencia de las aportaciones naturales es a disminuir, mientras que la tendencia de la evaporación es a aumentar, todo ello con unos altos niveles de significancia.

	Tendencia	Estadístico S	Normalizada	Significancia
			Z	
Embalse Gasset	Decreciente	-420	-2.67	0,0037
Embalse	Decreciente	-417	-2,72	0,0033
Peñarroya				

Tabla 5. Resultados de la prueba estadística de Mann-Kendall aplicada a la serie de datos de aportaciones naturales de los embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019).

	Tendencia	Estadístico S	Normalizada	Significancia
			Z	
Embalse Gasset	Creciente	334	2,136	0,9836
Embalse	Creciente	811	5,31	0,9999
Peñarroya				

Tabla 6. Resultados de la prueba estadística de Mann-Kendall aplicada a la serie de datos de evaporación de los embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019).

Para calcular el estadístico S, así como la varianza de dicho estadístico se ha utilizado el software libre R, que es un paquete integrado que dispone de gráficos además de la posibilidad del análisis de datos. Este software está disponible en la página web http://www.r-project.org. Una vez conocido el estadístico S el cálculo del estadístico estandarizado Z es inmediato, así como el de los niveles de significancia. La presa de Torre de Abraham se construyó en 1974 y la de Vega del Jabalón en el año 1993.

Estas son las otras dos presas cuya serie de aportaciones y evaporaciones ha sido estudiada. Debido a que son de construcción más reciente que la presa de Gasset y Peñarroya, su serie de datos es mucho más corta, y por ello no es posible extraer conclusiones directas a partir de su análisis.

No obstante, en la Figura 32 se observa como las aportaciones en la presa de Torre de Abraham desde el año 1974 hasta el año 2020 tienen una tendencia descendente, mientras que las evaporaciones, al contrario de lo que cabe esperar por el cambio climático tienen una tendencia también descendente, al igual que viene sucediendo en el resto de los embalses durante las últimas décadas.

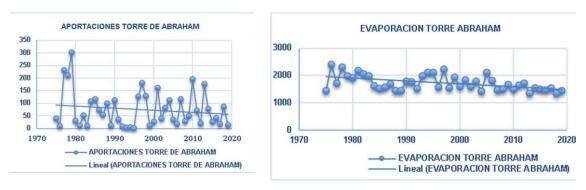


Figura 32. Serie histórica de aportaciones naturales en hm3 y evaporación en mm.

Para el embalse de la Vega del Jabalón, la serie es muy corta y solo hay datos que corresponden al período de contraste, a partir del año 1993, y ninguno al período de control.

Por ello no se pueden sacar conclusiones con los datos disponibles, pero si se puede comprobar si existe alguna correlación con los datos de otro embalse de serie más larga.

Al superponer la serie de Vega del Jabalón escalada sobre la serie de la Presa de Peñarroya se obtiene una muy notable coincidencia, lo que hace muy plausible que los efectos del cambio climático sean similares para ambos embalses. Esto se podrá confirmar a lo largo de los próximos años cuando la serie de datos del embalse de la Vega del Jabalón sea más larga.

El coeficiente que se ha utilizado para escalar la serie de datos ha sido la relación entre las medias de las aportaciones naturales anuales Figura 33.

La conclusión que se obtiene del estudio de los cuatro embalses es que el cambio climático se está manifestando de forma clara con una reducción de las aportaciones naturales y un incremento en las evaporaciones.

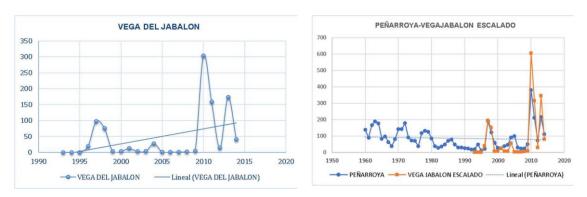


Figura 33. Serie histórica de aportaciones naturales en hm3 en el embalse de la Vega del Jabalón (1993-2015) y comparación de la aportación escalada con la aportación de Peñarroya (1960-2015).

Ello se traduce en una disminución de los recursos hídricos disponibles, que es significativamente mayor que la predicha por los modelos, ya que las disminuciones de aportaciones observadas y los incrementos de evaporaciones se encuentran en el rango de las que indican dichos modelos para un horizonte temporal más lejano, finales de siglo XXI, mientras que los efectos observados se

están dando en el año 2020, anticipándose varias décadas, lo que tendrá un notable efecto sobre la planificación hidrológica de la cuenca alta del Guadiana, y confirma la necesidad de contar con una reasignación de recursos hídricos, pues el cambio climático está teniendo y tendrá un efecto muy desfavorable sobre la situación hidrológica de las Tablas de Daimiel, al reducirse aún más en toda la cuenca alta las aportaciones naturales y los recursos hídricos disponibles en los años venideros.

## 3.4.- Los Planes y Actuaciones de la Administración para la recuperación de las Tablas de Daimiel

A lo largo de las últimas décadas, la Administración ha tratado de combatir la degradación de las Tablas de Daimiel, para lo que además de las figuras de protección y la declaración de Parque Nacional del humedal, ha elaborado numerosos planes, y llevado a cabo muchas actuaciones que aunque posiblemente han evitado la desaparición de este espacio natural, no han sido exitosas en el sentido de que no se ha producido una restauración de las Tablas de Daimiel, encontrándose en la actualidad en un estado crítico debido a la falta total de recursos hídricos.

En palabras de Gregorio López Sanz (1998), "....las Tablas de Daimiel son un espacio natural permanentemente en la UVI". Esa situación, en muchos casos desesperada, e incluso terminal, ha hecho que el Estado tuviera que intervenir con diversas actuaciones y planes, debido al gravísimo deterioro en que quedan las Tablas Daimiel al secarse los Ojos del Guadiana en al año 1983, que propiciaron el vaciado del humedal y su incendio en el año 1987.

A continuación, se pasa revista de todas las actuaciones llevadas a cabo en el Parque Nacional para tratar de evitar su total degradación e incluso su desaparición.

#### 3.4.1. Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de Daimiel.

La primera actuación para salvar a las Tablas del desastre fue la construcción en 1985 de la presa de Puente Navarro, que se hizo en las inmediaciones del molino del mismo nombre. Esta presa se constituyó en el cierre hídrico del humedal, evitando que el agua saliera por circulación natural, permitiendo el control de los niveles máximos y mínimos de la lámina de agua.

Se pretendía también, haciendo que los niveles subiesen, recuperar el suroeste de las Tablas de Daimiel, paraje denominado Las Cañas, que había sido desecado y puesto en cultivo en los años 70. La construcción de la presa de Puente Navarro la llevó a cabo el MOPU a través de la Dirección General de Obras Hidráulicas, en base al paquete de medidas encaminadas al restablecimiento de los niveles hídricos, en cumplimiento de los objetivos marcados por el Patronato del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.

Amparadas estas actuaciones en la Ley 25/1980 de 3 de mayo, sobre reclasificación del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Se pretendía con estos trabajos restaurar la zona suroeste del Parque, que fue desecada durante los años 70.

En 1986 se desmantelaron los canales de drenaje y se restituyeron a sus cauces naturales, de modo que se incrementó la superficie inundada, evitando a su vez que el agua se acumulase en los citados canales. También se tomaron algunas

medidas provisionales para evitar o disminuir la contaminación que llegaba al Parque por los cursos de agua. Para ello se hicieron tapones de tierra en Alcázar de San Juan y en el río Amarguillo, de modo que la contaminación no pudiese llegar al río Cigüela. En Villarrubia de los Ojos se optó por un filtro verde. Igualmente, con posterioridad se instalaron filtros verdes en Arenas de San Juan, Villarta de San Juan, Las Mesas y Manzanares.

Lo siguiente fue el Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de Daimiel, que fue aprobado en 1986, una vez se hubo terminado el estudio de viabilidad encargado por Consejo de ministros el 10 de octubre de 1984 a los Ministerios de Obras Públicas y Urbanismo y al de Agricultura Pesca y Alimentación (Castaño, 2008).

Uno de los objetivos del Plan de Regeneración Hídrica era determinar el volumen necesario a aportar a las Tablas de Daimiel para mantener el humedal, estudiando las soluciones técnicas, evaluándolas desde el punto de vista social, económico y ecológico (Carrasco, 2014).

El estudio lo realizó la empresa EPTISA y se presentó en el año 1986. Se evaluaron 30 alternativas, para aportar desde una fuente externa el agua necesaria, que se consideró que eran 18 hm³ adicionales a los aportes naturales.

Se trataba de asegurar la supervivencia del humedal en tanto que se lograse recuperar los niveles del acuífero sobreexplotado. Las Tablas cuando se llenaron en 2010 contaban en total con 15 hm³ (García-Fernández et al., 2013).

Ciertamente, casi treinta años después, los niveles del acuífero no se han recuperado por el problema social que supone la reducción del regadío y la

reconversión económica de la zona, que permita encontrar actividades alternativas a la agricultura. Por ello el aporte externo de agua a las Tablas, aun siendo una medida coyuntural, se prolongará a lo largo de varias décadas, puesto que se trata en última instancia de recuperar el acuífero, que es posible que sea un proceso que lleve varias generaciones acometer.

Una comisión intergubernamental analizó las alternativas planteadas en el estudio de EPTISA, muy pocas se llevaron a cabo, se seleccionó una serie de actuaciones que constituyeron el Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de Daimiel. Con ello se pretendía aplicar una serie de medidas a lo largo del tiempo con medidas a plazo inmediato, a corto plazo, a medio plazo y a largo plazo, que permitan la conservación del Parque Nacional y su total recuperación. Las medidas más importantes seleccionadas por la Comisión fueron una serie de medidas que se exponen a continuación (Sánchez y Carrasco 1998, PGTD, 2017).

Como medida inmediata se procedió a la perforación de 20 pozos próximos a los cauces del río Cigüela y Guadiana, los cuales en su mayoría actualmente son inoperativos, habiéndose sustituido por otros nuevos en diferentes ubicaciones construidos en las obras de emergencia del año 2009. El objetivo de estas obras era evitar la combustión de las turbas y apagar el incendio (Tabla 7). Estas dos baterías de pozos pretendían reproducir la mezcla de salinidades de las aguas procedentes del acuífero y del Cigüela, más salinas.

Construcción en 1987 como medida inmediata también, de la presa central, dispositivo hidráulico del Morenillo (Rebollo et al., 2012). Este dispositivo hidráulico fue un encargo a la Dirección General de Obras Hidráulicas producto de un acuerdo de la comisión delegada del Gobierno para Asuntos Económicos

de fecha 2 de febrero de 1973, con la finalidad de garantizar a lo largo del año los niveles de agua necesarios en el Parque. Se trata, este dispositivo, de un dique semipermeable de 2 km de longitud, que divide al humedal en dos mitades, la parte de aguas arriba denominada paraje Las Tablas y aguas abajo, hasta Puente Navarro, es el paraje de las Cañas. Consta de tres desagües de fondo regulados por compuertas tajaderas y tiene dos aliviaderos laterales, por los que rebosa cuando alcanza su máximo nivel. Se pretende mantener una lámina de agua en la zona de Las Tablas (área NE del Parque Nacional) al final de la época húmeda (REGATA 2009). Aunque el dispositivo ha permitido mantener los niveles aguas arriba de dicha presa, ha contribuido a la mayor artificialización del humedal. En 2009 estuvo en riesgo de romperse por verter por la parte central, dado su mal estado y los asientos sufridos por estar cimentado sobre turbas (Rebollo et al. 2012).

m³	
Volumen bombeo	Año
959638	1989
700000	1990
1825000	1991
5825000	1992
9070090	1993
6463000	1994
6463000	1995
2306000	1996

Tabla 7. Volumen bombeado por los Pozos de Emergencia del Parque Nacional de la Tablas de Daimiel.

La medida a corto plazo fue la derivación de caudales desde al Trasvase Tajo-Segura. Se aprobó mediante la «Ley 13/1987, de 17 de julio, de Derivación de

Volúmenes de Agua de la Cuenca Alta del Tajo, a través del Acueducto Tajo Segura, con carácter experimental, con destino al Parque Natural de Las Tablas de Daimiel». Con esta ley se autorizaba con carácter experimental derivar un máximo de 60 hm³ en tres años, pero sin que ningún año se superasen los 30 hm³. Comenzó el trasvase en el año 1988, habiéndose trasvasado durante los tres años autorizados por la Ley 41,2 hm³ hasta el año 1990 (Tabla 8). El trasvase a las Tablas se llevó a cabo aprovechando la proximidad del arroyo Valdejudios a dicha infraestructura, de modo que las aguas lleguen al río Cigüela y a las Tablas de Daimiel, tras un recorrido de 154 km.

Los trasvases se produjeron entre los años 1988 y 2009 (Tabla 8), este fue el último año que se ha hecho un trasvase (Figura 34). Se hará un trasvase de 3 hm³ el 15 de agosto del año 2022. Los volúmenes trasvasados oscilaron entre 6,5 hm³ a 30 hm³. (Lopez Sanz, 1998)

Como medida a medio plazo se proponía la construcción de una presa en el río Bullaque, para desde ella trasvasar agua a las Tablas de Daimiel. el proyecto llegó a redactarse por la Confederación Hidrográfica del Guadiana, la presa se denominaba del Cañal. Esta infraestructura no se realizó pues existía una fuerte oposición social al proyecto. (López Sanz, 1998). Medidas a medio y largo plazo ha sido, entre otras, la declaración del acuífero 23 el 4 de febrero de 1987 como provisionalmente sobreexplotado, circunstancia que permitió establecer regímenes de explotación para limitar las extracciones, así como un régimen de autorizaciones para captaciones de menos de siete mil metros cúbicos año, y la restricción del otorgamiento de concesiones, de reperforaciones y profundización de sondeos.

	Enviado	Recibido
1988	12,09	9,07
1989	13,33	10
1990	15,79	11,84
1991	17,77	12,08
1992	6,5	2,6
1993		
1994	15	1,5
1995		
1996	30	15
1997		
1998		
1999		
2000	16	8,8
2001	20	15
2002	20	8
2003	25	14,3
2004	15	15
2005		
2006		
2007	10	1,5
2008		
2009	20	0,75

Tabla 8. Volúmenes derivados a las Tablas de Daimiel desde el Trasvase Tajo Segura.

También se establecieron otras medidas de ayudas para la reducción de consumos de agua por regadío, pero eso será objeto de otro plan subvencionado por Europa que es el plan de humedales o programa de compensación de rentas (Castaño, 2008).

Finalmente, el Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de Daimiel, contemplaba como medida a largo plazo recuperar los niveles del acuífero 23. Esa sería la única forma de dar una solución definitiva al problema de las Tablas de Daimiel, terminar con la sobreexplotación del acuífero.

## 3.4.2 Plan de Compensación de Rentas

La aplicación de los regímenes anuales de explotación a los regantes de los acuíferos 23 y 24 suponía limitaciones en los cultivos de regadío permitidos, que ocasionaban la pérdida de beneficios a las explotaciones agrícolas. Las pérdidas anuales por la disminución del regadío para recuperar dichos acuíferos alcanzaban un importe de 7,7 mil millones de pesetas, de la época (Rossel y Viladomiu, 1997). Para solventar esta cuestión, que tenía un impacto social directo, y también en la economía de la zona, se diseñó el, llamado coloquialmente Plan de Humedales, y cuya correcta denominación es Plan de Compensación de Rentas Agrarias en las Unidades Hidrogeológicas 04.04, Mancha Occidental y 04.06, Campo de Montiel.

Los Regímenes de Explotación anuales de los acuíferos limitan las dotaciones a extraer en función del tamaño de las explotaciones y de los cultivos. Así, por ejemplo, en el Acuífero 23, para el año 2004, la máxima dotación de riego autorizada era de 1000 m³/ha para la viña, y 1955 m³/ha para el resto de los cultivos. También se prohibía la apertura de nuevos pozos en los acuíferos.

Estos Regímenes de Explotación tuvieron un mayor impacto en los grandes y medianos propietarios, que vieron fuertemente reducidos sus ingresos (Romero y Martínez, 1997). Por ello, los regímenes de extracción fueron rechazados por los agricultores de la zona, y sobre todo por los tenedores de grandes explotaciones, como era el caso del acuífero del Campo de Montiel (Rosell y Viladomiou, 1997). De hecho, se produjo una situación de "insumisión hídrica" (Rosell, 2001) y los regímenes de explotación no fueron obedecidos, pues era una medida socialmente muy difícil de aceptar, y lo que es peor, aún más difícil de controlar, hecho que reconoció la propia Confederación Hidrográfica del Guadiana, alegando falta de medios humanos y técnicos para llevar a cabo el debido y necesario control de las extracciones (MOPTMA-CHG, 1995).

En 1992 se publica el Reglamento Europeo (CEE) N° 2078 / 92 del Consejo de 30 de junio, sobre métodos de producción agraria compatibles con las exigencias de la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural. En este reglamento se contempla un régimen de ayudas que permitan la retirada de la producción a largo plazo de las tierras de labor, con fines relacionados con el medio ambiente y con la protección de los recursos naturales.

El objetivo del Reglamento es establecer un régimen de compensaciones a los agricultores para resarcir las pérdidas derivadas de la disminución de la producción o bien del incremento de los costes causados por las medidas para la mejora del medio ambiente.

De esta forma se creó un régimen de ayudas cofinanciadas por la Sección de Garantía del Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agrícola (FEOGA). Los

Estados miembros estaban habilitados para establecer el régimen de ayudas conforme a sus necesidades específicas a través de programas plurianuales de acuerdo con los objetivos que figuran en el artículo 1 del Reglamento. Como consecuencia, en marzo de 1993 fue aprobado por la Comisión Europea el primer programa zonal presentado en la Unión Europea, el Programa de Compensación de Rentas por reducción del regadío en La Mancha Occidental y Campo de Montiel (PCR), también conocido como «Plan de Humedales». Los programas debían cubrir una zona homogénea en cuanto a espacios naturales y medio ambiente se refiere. Incluyen los programas las ayudas, que figuraban en el artículo 2 del Reglamento. (CEE) N° 2078 / 92.

Los períodos de aplicación del plan fueron por cinco años. El primer período fue de 1993 a 1997 y el segundo de 1998 al año 2002. En ambos períodos el agricultor podría elegir entre tres opciones de reducción de consumo de agua, disminuir el consumo sobre una dotación media estimada de 4278 m3/ha/año en un 50%, en un 70% o en un 100%. Se exigía además el compromiso de disminuir las dosis de aplicación de fitosanitarios y fertilizantes. El tercer período fue del año 2003 al año 2007 y en este solo se permitían reducciones del 50% y del 70%, y no se imponían limitaciones en cuanto al uso de fertilizantes o fitosanitarios, pesar de lo cual tuvo menos aceptación que los dos anteriores (Sanjuan, 2013, Ortega et al., 2003).

Los niveles del acuífero se recuperaron apreciablemente, del orden de diez metros, pasado el período de sequía que culminó en 1995. Esto hizo que se pensase que la política de subsidios había sido exitosa y que por ello se había

recuperado tan notablemente el acuífero (Menéndez, 2001). Sin embargo, fue más bien el efecto de las lluvias el que provocó esta recuperación.

Las críticas al "Plan de Humedales" han sido muy numerosas, la más importante fue que se pagaba por cumplir la ley, por cumplir las limitaciones que imponía el Régimen de Extracciones del Acuífero, y que los que tenían explotaciones ilegales no eran controlados, y además el Plan no tuvo efecto alguno sobre ellos, y por tanto tampoco sobre el ahorro de agua de estos aprovechamientos ((López-Sanz 1998). Solo aquellos que se acogían al Plan estaban obligados a instalar caudalímetros, siendo a los únicos a los que se le controlaba su consumo. Para otros autores, el Plan de Compensación de Rentas hizo socialmente aceptable la reducción de consumos impuesta por los regímenes de explotación, y de alguna forma las legitimó (Rosell, 2001).

Se estima que el ahorro de agua en el período 93-96 fue de 1.000 hm³, pero no se cumplieron los objetivos de recuperación del acuífero, se trataba de ahorrar unos 240 hm³/año, para dejar el consumo en 300 hm³/año, y lograr recuperar el equilibrio del acuífero, igualando las extracciones con las aportaciones medias anuales (Iglesias, 2002). Después de invertir más de 200 millones de euros en pagos durante los dos primeros períodos, el acuífero continuó descendiendo a un ritmo de 1 metro por año (Martínez-Santos et al., 2008).

## 3.4.3. La Tubería de la Llanura Manchega. Trasvase desde el ATS

En el año 1995 se produjo una gran sequía que puso en riesgo el abastecimiento a las poblaciones en la Mancha. Por ejemplo, el embalse de Gasset, que abastece a Ciudad Real capital y otras poblaciones vecinas, se secó completamente ese año. Se dio en llamar a esta sequía con el nombre de meta

sequía, significando que se trataba de una situación excepcional de carencia de recursos hídricos, a la que se llegó como consecuencia de una secuencia de años secos anormalmente larga, con precipitaciones muy escasas.

Como el ciclo de sequía era tan largo, en 1993 ya fue necesario construir una conducción urgentemente para llevar agua al embalse de Gasset desde el embalse de la Torre de Abraham, que tiene mucha más capacidad que el primero. La situación era ya muy mala desde el punto de vista de abastecimiento, y por ello el Ministerio de Obras Públicas Transportes y Medio Ambiente (MOPTMA), comenzó el recrecimiento de la presa de la Torre de Abraham, para mejorar la garantía de suministro en un futuro, a la vista de la situación presente que sirvió como lección de la necesidad de incrementar la regulación y con ello la disponibilidad interanual de recursos hídricos.

Estas obras no solucionaron la situación, y en febrero de 1995, entre la presa de Gasset y la Torre de Abraham solo se contaba con 7,45 hm<sup>3</sup>. Esto hizo necesario, de nuevo con carácter de urgencia llevar a cabo el llamado Plan de Meta sequía, que consistía en movilizar recursos de aguas subterráneas, para lo que se perforaron los pozos del paraje Bolote y otros en la hoya del Mortero, haciendo una conducción de 25 kilómetros, para llevar el agua desde los pozos a la potabilizadora de Ciudad Real.

Se concluyó también que, a pesar del incremento de volumen de agua regulada por el recrecimiento de la presa de la Torre de Abraham, esta situación se podría repetir de nuevo en un futuro en períodos de sequía similares a los del año 1995. De hecho, en la actualidad estamos en un período seco extremadamente duro que ha dado lugar a movilizar recursos del trasvase Tajo-Segura.

El panorama era muy sombrío en aquel verano del año 1995, las Tablas de Daimiel ardiendo, completamente secas, al igual que el embalse de Gasset, y Ciudad Real capital con restricciones como muchos pueblos de la Llanura Manchega. Se tuvo que recurrir a localizar zonas para perforar baterías de pozos con que abastecer a las poblaciones, con agua que en muchos casos no cumplía los cánones para su uso en abastecimiento, al ser por ejemplo muy mineralizada, pero la situación era de emergencia. Así por ejemplo, para abastecer Ciudad Real se perforaron pozos en el paraje de Casas de Bolote, cercano a las Tablas de Daimiel y en las chimeneas de los volcanes del paraje de la Hoya del Mortero. La Confederación Hidrográfica del Guadiana, viendo la mala situación hídrica puso en marcha un plan de actuaciones, que elevó el 11 de marzo de 1995 al MOPTMA a través del Consejo del Agua. Con este plan se pretendía solucionar la situación de falta de recurso para el abastecimiento a las poblaciones y las dificultades para hacer trasvases a las Tablas de Daimiel por el río Cigüela, pues las pérdidas llegaban a ser tan altas en épocas de sequía que hacían prácticamente inviable esta solución en los momentos en que más se precisaba. Ante esta terrible situación el MOPTMA presentó en 1995 una memoria resumen del Proyecto de conducción de agua desde el acueducto Tajo-Segura para incorporar recursos a la Llanura Manchega. Con este proyecto se pretendía dar respuesta a los graves problemas del abastecimiento a las poblaciones y las dificultades de realizar trasvases a las Tablas de Daimiel a través del cauce del río Cigüela, debido a las grandes pérdidas por evaporación e infiltración, mayores

en época de sequía y en verano. También se pretendían cubrir las necesidades

de otros humedales de la zona. Eran necesarios más recursos ante la falta de recursos propios, tanto por problemas de calidad como de cantidad.

En cualquier caso, como en el Plan Hidrológico de la Confederación Hidrográfica del Guadiana estaban contempladas las conducciones de abastecimiento necesarias para la cuenca Alta del Guadiana, se comenzó en octubre del año 1994 con un estudio complementario, previo a la elaboración del proyecto, que se titulaba "Estudio Sobre la Situación Hídrica Actual en la Llanura Manchega, Y Planificación de Infraestructura General Hidráulica de Transporte de Recursos".

Ese estudio realiza una detallada descripción de las necesidades hídricas de la Llanura Manchega y aporta justificación a la necesidad de aportar agua a las Tablas de Daimiel, aspecto muy importante para esta tesis doctoral, que desarrolla las herramientas necesarias para la toma de decisiones estratégicas en la recuperación hídrica del humedal. Por ese motivo se va a resumir a continuación el contenido de dicho estudio, que además fue el preludio del proyecto y de las obras de la Tubería de abastecimiento a la Llanura Manchega.

# 3.4.3.1. Resumen de las Conclusiones del Estudio sobre la Situación Hídrica de la Llanura Manchega

En este estudio se analiza detalladamente la situación hídrica de la Llanura Manchega, tanto presente como futura. Trata de dar una visión general, considerando todas las demandas, así como las obras necesarias para su satisfacción, incluyendo además de las de abastecimiento, las de los humedales y entre ellos las de las Tablas de Daimiel. Se establece un orden de prioridad de satisfacción de las demandas y se evalúa la cantidad de recursos externos que es necesario aportar. Se trata de que las obras que se proyecten para la traída de

recursos desde el trasvase Tajo-Segura, sean a lo largo del tiempo, y de acuerdo con esas prioridades, también compatibles con las futuras.

Como consecuencia de este estudio, se convalidó por el Congreso de los Diputados mediante resolución del 12/09/1995 el Real Decreto Ley 8/1995, mediante el que se autoriza la derivación de recursos hidráulicos del Acueducto Tajo-Segura para abastecimiento a la cuenca alta del Guadiana, y para suministro al Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, declarando de interés general las obras de infraestructura necesarias, que habrán de someterse al correspondiente procedimiento de evaluación del impacto ambiental.

El Decreto autoriza la derivación de un volumen medio de 50 hm³ al año con destino al abastecimiento de la cuenca Alta, incluidas las Tablas de Daimiel, tal y como se incluían en la Ley 13/1987, de 17 de julio, y en los Reales Decretos-leyes 6/1990, de 28 de diciembre, y 5/1993, de 16 de abril, que limitaban en tres años a 60 hm³ derivable a las Tablas, sin que se pudiesen superar los 30 hm³/año. Todo ello computado, en lo que al volumen medio de 50 hm³ se refiere, en un período de diez años. Por tanto, se pasa de un trasvase experimental a uno con derechos consolidados.

En el estudio sobre la situación de la Llanura Manchega se estima que se extraen del acuífero 23 del orden de 35 hm³ con destino al abastecimiento a las poblaciones. También comenta que hay graves problemas de calidad pues las aguas subterráneas han sufrido la contaminación difusa de la agricultura, superando los valores tolerados de nitratos en muchos casos, 50 mg/l. También son aguas muy cargadas de sulfatos cálcico y magnésico por la propia litología del acuífero. Es además preocupante la contaminación de fitosanitarios que

llegan al agua subterránea. En definitiva, no es una solución a largo plazo para el abastecimiento a las poblaciones dadas su calidad y posible contaminación, todo ello agravado por la sobreexplotación del acuífero. Las poblaciones que se abastecen de aguas subterráneas están comprendidas en la franja central del acuífero 23.

Ejemplos son las localidades de Alcázar de San Juan, Campo de Criptana, Daimiel, Socuéllamos, Manzanares, Membrilla, Villarta de San Juan, Puertolápice, etc, la lista es interminable.

	RECURSOS RENOVABLES hm³/año	PORCENTAJE %
Zona 1		
Sierra de Altomira	20	5,4
Mancha de Toledo	24	6,4
Llanura Manchega	320	86,1
Campo de Montiel (*)	5	1,3
TOTAL 1	369	99,2
Zona 2		
Subálveo del Jabalón	3	0,8
TOTAL 2	3	0,8
TOTAL 1 Y 2	372	100,0

Tabla 9. Recursos renovables de las masas de agua subterránea. Proyecto de abastecimiento a la Llanura Manchega.

Embalse	Capacidad hm³
Peñarroya	50,32
Gasset	38,87
Vicario	32,86
Vallehermoso	6,92
Cabezuela	42,83
Vega del Jabalón	33,54

Tabla 10. Máxima capacidad de los embalses de la cuenca alta del Guadiana.

EMBALSES EN LA CUENCA ALTA DEL GUADIANA			
NOMBRE	RÍO	APORTACIÓN REGULADA hm³/año	
Peñarroya	Guadiana Alto	38,0	
Gasset	Becea	19,5	
Vicario	Guadiana		
Vallehermoso	Azuer	8,9	
Total Zona 1		66,4	
La Cabezuela	Jabalón	20,4	
Vega del Jabalón	Jabalón	19,9	
Total Zona 2		40,3	
TOTAL 1 y 2		106,7	

Tabla 11. Aportación Regulada por los embalses de la cuenca alta del Guadiana. Proyecto de la conducción principal, 1994.

CUADRO Nº 2
RESUMEN DE DEMANDAS PREFERENTES

USO		DEMANDA hm³/año
1ª Fase		
ABASTECIMIENTO URBANO		
Sector Prioritario 1°	259.790 hab.	28,1
Sector Prioritario 2º	126.970 hab.	11,4
Puertollano	64.328 hab.	6,8
	451.088 hab.	* 46,3
ECOLÓGICO		
Aportación a Tablas de Daimiel		
TOTAL 1ª FASE		20,0
		66,3
2ª Fase		50,5
ABASTECIMIENTO		
INDUSTRIA+GANADERÍA LOCAL		
Sector Prioritario 1°		12,3
Sector Prioritario 2°		3,3
Puertollano		1,2
		* 16,8
ECOLÓGICO		
Aportación Lagunas-Alcázar de S.Juan		6,0
INDUSTRIAL PUERTOLLANO		
Industria Petroquímica		26,0
Central Térmica		4,0
TOTAL 2ª FASE		52,8
TOTAL 12 Y 22 FASES		119,1

Tabla 12. Demandas de agua en la cuenca alta del Guadiana. Proyecto de la conducción principal, 1994.

Consideraba este estudio que a medio plazo no deberían utilizarse aguas subterráneas (Tabla 9) para abastecimiento, mientras que los recursos superficiales de la cuenca Alta, calculados mediante la estimación de los recursos regulados por los embalses eran de 106,7 hm3 (Tabla 11), que a largo plazo se

vería muy reducidos porque salvo los embalses de Gasset y Torre de Abraham, el resto tienen aguas muy sulfatadas.

Por lo tanto, la oferta de agua para abastecimiento, con estas consideraciones se ve muy reducida.

La demanda total según el estudio ascendía a la escalofriante cifra de 825 hm³, mientras que la disponibilidad de recursos, en el mejor de los casos, es de tan solo 478,7 hm³, de los que 372 hm³ son subterráneos y tan solo 106,7 hm³ son superficiales (Tabla 11). Lo anterior hace que el déficit total sea de 323,1 hm³ al año, descontados las aportaciones de cuencas externas y los 20 hm³ autorizados del trasvase Tajo-Segura. En cuanto a la demanda computan las demandas de abastecimiento a las poblaciones, industria, las de los humedales, considerando el Parque Natural de las Lagunas de Ruidera, las Tablas de Daimiel, así como otros humedales de la zona. También se tienen en cuenta los volúmenes anuales necesarios para las zonas regables y los caudales ecológicos de los ríos (Tabla 12).

Entiende este estudio que los recursos han de ser necesariamente externos a la cuenca del Guadiana, y que no pueden traerse de la margen derecha del Guadalquivir ni de la cuenca media y alta del río Tajo, debido a problemas de falta de recurso en el primer caso y de calidad en el segundo.

Se planteaba además un plan para abordar este déficit para lo cual, en primer lugar, se priorizan las demandas tal y como sigue:

1. Abastecimiento a poblaciones sector 1º, urgente debido a la escasez y calidad del recurso. 37,5 hm3/año.

- 2. Aportación al Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, 20 hm³ año.
- 3. Abastecimiento a poblaciones del sector 2º, necesidades a medio plazo, 26,0 hm³/año.
- 4. Parque Natural de las Lagunas de Ruidera, 6 hm³/año.
- 5. Lagunas de interés medioambiental de Pedro Muñoz-Las Mesas y Alcázar de San Juan-Villacañas. 12 hm3/año.
- 6. Embalses de la Cuenca Alta del Guadiana para el vertido ecológico en ríos. 2 hm³/año
- 7. Complejo industrial de Puertollano. 30 hm³/año.
- 8. Riegos oficiales deficitarios, dependientes embalses de Peñarroya y Gasset-Vicario. 47,2 hm³/año.
- 9. Riegos de la Cuenca del Jabalón. 14,7 hm³/año
- 10. Abastecimientos complementarios a poblaciones del sector 3º integradas en la Mancomunidad del Algodor. 9,3 hm³ /año.
- 11. Abastecimientos complementarios a poblaciones exterior a la cuenca. 5,1 hm³/año.
- 12. Sustitución de riegos actuales sobre el acuífero. 18,2 hm³/año.
- 13. Sustitución de riegos superficiales con toma directa en el río Cigüela. 30 hm³/año.

Este estudio resultaba realmente ambicioso y planteaba la construcción escalonada de infraestructuras hidráulicas por fases, para ir cubriendo los

objetivos planteados a lo largo del tiempo. Se trataba de trasvasar 220 hm3 /año al Alto Guadiana con la finalidad de:

- Dar garantía de abastecimiento a 500.000 habitantes.
- . Regenerar hídricamente la Mancha Húmeda (Tablas de Daimiel, Lagunas de Ruidera y los complejos lagunares de Pedro Muñoz-Las Mesas y de Alcázar de San Juan) y asegurar los caudales ecológicos en los ríos.
- Aportar recursos a las zonas regables de Peñarroya Gasset y Vicario) y también a los riegos del Cigüela y Jabalón.
- Conseguir reducir la demanda de riego de los acuíferos a sus recursos renovables de forma que se haga una explotación racional de estos acuíferos.
- Conseguir en el largo plazo que los acuíferos recuperen el volumen perdido, por ejemplo, en el acuífero 23 se cifraba el déficit en más de 4.000 hm³, sobre un total de unos 12.000.

# 3.4.3.2. Situación actual de las Infraestructuras para incorporación de recursos a la Llanura Manchega

Actualmente, tras más de un lustro desde que terminó su construcción, las infraestructuras de la Llanura Manchega no están en explotación, pues no se ha logrado que se una el número de poblaciones necesarias para su funcionamiento.

Las infraestructuras previstas aún no se han construido en su totalidad, si bien hay gran parte de ellas terminadas, pendientes de entrar en explotación por las causas anteriormente citadas.

En la Figura 35 se puede observar el conjunto de infraestructuras proyectadas, de las que figuran en color naranja y verde las ejecutadas.

Primero se construyó la conducción principal, que correspondía al "Proyecto 07/05 de Construcción de Conducción de Agua desde el Acueducto Tajo-Segura para Incorporación de Recursos a la Llanura Manchega", por un importe de 127.412.891 euros. Este primer proyecto, constituye la columna vertebral o el tronco de todo el entramado de tuberías, ya que de él saldrán ramales para abastecer diversas zonas de la Llanura Manchega. Se trataba de llevar agua bruta del Trasvase Tajo-Segura hasta los distintos embalses y potabilizadoras de la cuenca Alta del Guadiana, así como a las Tablas de Daimiel. Para ello se planteó construir un depósito superior de regulación de 5,8 hm3 de capacidad, una conducción principal de 121,17 km de longitud, que como se ha dicho antes sería el tronco del que partirán las ramificaciones a construir posteriormente, y un ramal secundario al embalse de Gasset de 53,13 kilómetros de longitud en fundición dúctil y de diámetro 800 mm, para abastecer Ciudad Real y otras poblaciones cercanas.

Las obras, adjudicadas a Obrascón, Huarte y Lain S.A. (OHL S.A.) comenzaron el 4 de abril de 2006. En mayo de 2007, se aprueba el proyecto de "Estación de Tratamiento de Agua Potable en cabecera de la Red de Abastecimiento a la Llanura Manchega". Esto cambia todo el planteamiento del proyecto inicial, cuyas obras se había empezado un año antes. Se trata de traer agua potable ya tratada y no agua bruta. Por tanto, ya no se puede entregar esa agua a los embalses ni tampoco se puede suministrar agua a las Tablas de Daimiel. Esto supone además una falta de previsión que obliga a redactar un proyecto

modificado, y que en teoría implica perder la posibilidad de recuperar los humedales manchegos y de realizar apoyo a zonas regables, o sustituir recursos extraídos de los acuíferos para su recuperación. Entra además en total contradicción con el "Estudio sobre la Situación Hídrica actual en la Llanura Manchega, Planificación de Infraestructura General Hidráulica de Transporte de Recursos", realizado en el año 1994. Denota cuando menos una total falta de Planificación, y supone una marcha atrás puesto que una inversión de más de 127 millones de euros no va a poder usada para llevar agua a las Tablas de Daimiel, a pesar de que el Real Decreto Ley 8/1995, autoriza la derivación de recursos hidráulicos del Acueducto Tajo-Segura para abastecimiento a la cuenca alta del Guadiana, y para suministro al Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, declarando de interés general las obras de infraestructura necesarias. De hecho, se hicieron derivaciones de agua posteriormente, y lo que es más disparatado aún, en el año 2009, con las obras cercanas a su terminación se utilizaron tramos de dicha tubería en construcción para llevar agua a las Tablas de Daimiel, y además se construyeron tramos mediante obras de emergencia de modo que el agua llegase hasta el humedal. Lo que resulta aún más paradójico es que las obras de la Tubería Manchega en su evaluación de impacto ambiental se declaran expresamente que no podrán ser utilizadas para otro uso distinto del abastecimiento, dado que el promotor rectificó sus objetivos. A pesar de ello se trasvasarán este año 2022 3 hectómetros cúbicos.

En la "Resolución de 21 de julio de 2000, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se formula declaración de impacto ambiental sobre el proyecto de conducción de agua desde el acueducto Tajo-Segura para

incorporación de recursos a la llanura manchega (Cuenca-Toledo-Ciudad Real). Tramo conducción principal y ramal de Gasset, de la Confederación Hidrográfica del Guadiana. Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas", se indica en uno de sus párrafos lo siguiente: "......como consecuencia de la problemática surgida del resultado de las consultas realizadas con la memoria resumen en relación con la regeneración hídrica de la "Mancha Húmeda", el promotor rectificó los objetivos y el trazado del proyecto, que en la actualidad tiene como única finalidad el abastecimiento de agua a veintiocho núcleos urbanos de la llanura manchega, con un total de 253.359 habitantes, eliminando de esta actuación la regeneración hídrica de las Tablas de Daimiel y demás lagunas, inicialmente proyectada".

Hoy en día, las obras de la Llanura Manchega, con la conducción principal y el ramal nororiental terminados desde hace años, no han sido puestas en servicio por la dificultad de conseguir el interés de los Ayuntamientos. De modo que tenemos unas infraestructuras sin utilizar, pues no es posible empezar a derivar agua para el abastecimiento, y por otra parte tampoco se puede utilizar este agua para abastecer las Tablas de Daimiel (Figura 41), puesto que, ante la problemática derivada del resultado de las consultas medioambientales en cuanto a la regeneración hídrica de la Mancha Húmeda, el promotor renuncia a ese objetivo. De esta forma una inversión de más de un centenar de millones de euros se encuentra en estos momentos sin uso, y sin que nadie quiera hacerse cargo de ella, y lo que es aún peor, con el futuro uso medioambiental hipotecado por la resolución de impacto ambiental de las obras, que obviamente habrá de ser completada. Las alegaciones formuladas se resumen

en el Anexo IV de la Resolución de Impacto ambiental eran cuatro, correspondientes a asociaciones ecologistas, que insisten en que no pueden utilizarse aguas del trasvase con fines de regeneración hídrica de las lagunas de la Mancha húmeda y del acuífero, pues existe riesgo de alterar la composición de las aguas, y por consiguiente de los ecosistemas singulares de las Tablas de Daimiel y del resto de las lagunas endorreicas salinas de la zona.

Esta dificultad es subsanable, puesto que de hecho los trasvases se han hecho (un total de 16 trasvases, el último en 2010 (Tabla 13), y están autorizados por el Real Decreto Ley 8/1995, mediante el que se autoriza la derivación de recursos hidráulicos del Acueducto Tajo-Segura para abastecimiento a la cuenca alta del Guadiana, y para suministro al Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, declarando de interés general las obras de infraestructura necesarias.

Además, se trata de una objeción de carácter técnico, que de hecho se aborda también en esta tesis, mediante el uso de funciones lineales rating para la evaluación de calidad de las aguas propuestas para la regeneración de las Tablas de Daimiel, e incluso se desarrolla un índice que permite seleccionar las fuentes de recursos externos más adecuadas.

Sin embargo, a pesar de ello, el promotor renunció a su objetivo, posiblemente por otros motivos como fue la construcción de la planta potabilizadora de cabecera.

Todo lo anterior es un indicador de la confusión que se genera por una toma de decisiones con un discurso a veces errático, y que es desde luego un argumento a favor de la necesidad de que la toma de decisiones sea consecuente con las necesidades y objetivos planteados, que son también acordes con la

planificación hidráulica, de modo que sea posible la regeneración hídrica del humedal, mediante la reasignación de recursos.

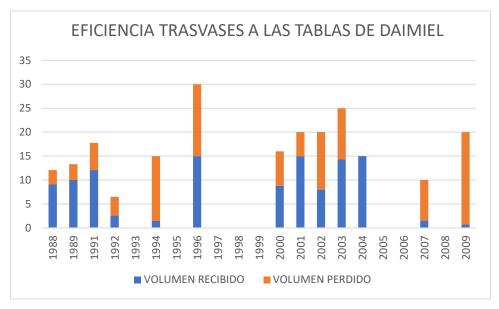


Figura 34. Volúmenes perdidos y volúmenes entrantes en el humedal.

Con este cambio de uso, al utilizarse la infraestructura solo con agua potabilizada, se tuvo que elaborar un proyecto modificado, cambiándose la tipología de la tubería que en principio estaba proyectada en hormigón con camisa de chapa, pero finalmente se optó por hacerla de fundición. También estaba contemplado un ramal secundario hasta el embalse de Gasset, el cual no se ejecutó, puesto que la solución inicial de transportar agua bruta se sustituyó por la de transportar agua potabilizada, con lo que no tenía sentido llevar una tubería hasta un embalse y volverla a potabilizar luego.

Con la nueva concepción, la Modificación Nº 1 del "Proyecto de Conducción de Agua desde el Acueducto Tajo-Segura para incorporación de Recursos a la Llanura Manchega, se redefine el diseño para finalmente construir todo

mediante tubería en fundición dúctil, 31 km con tubería de 1800 mm, 54 km con tubería de 1600 mm y 35 km de tubería de 1400 mm de diámetro, lo que suma un total de 121,17 km de tubería cuyo diámetro se va reduciendo de forma telescópica, conforme se acerca al lugar de destino, pues se necesita menor capacidad en los tramos intermedios, ya que se va derivando agua a los diferentes ramales. Este nuevo diseño tiene también en cuenta que, de los 450.000 habitantes contemplados en el proyecto inicial, se incrementan hasta unos 750.000 habitantes tras revisar los datos de crecimiento de la población y el abastecimiento a los núcleos próximos al acueducto Tajo-Seguro que suponen 60.000 habitantes más.

Ello supone aumentar los caudales de la primera parte de la conducción hasta 2,5 m<sup>3</sup>/s. En la segunda queda prácticamente igual 1,9 m<sup>3</sup>/s y en el tramo final se reducen hasta 1,1 m<sup>3</sup>/s.

El coste total de las obras con esta nueva modificación se incrementa respecto al proyecto inicial en 25 millones de euros adicionales, pasando el presupuesto de 127 millones de euros a 152 millones de euros.

Se proyectó inicialmente también un ramal secundario de 53, 13 km que llegaría hasta Gasset en diámetro 800 mm, que en el modificado se reduce en longitud, quedándose en 36,5 kilómetros, prolongándose 9 km con tubería de fundición de 350 mm para el futuro ramal común de abastecimiento a Malagón y Fernán Caballero.

Tanto la conexión a Ciudad Real como a los dos municipios mencionados se dejan para el futuro proyecto de los ramales. El proyecto del ramal principal de

las obras de abastecimiento a la Llanura Manchega se ejecutó por completo, terminándose las obras en el año 2010.

Las siguientes fases de construcción del abastecimiento a la Llanura Manchega se descompuso en esos tres proyectos:

- Ramales de la Zona Nororiental de la Llanura Manchega (Cuenca, Albacete, Ciudad Real y Toledo)
- Ramales de la Zona Centro de la Llanura Manchega
- Ramales de la Zona Sudoccidental de la Llanura Manchega

Desde la conducción principal estos ramales distribuyen el agua a las distintas poblaciones de la Llanura Manchega.

El conjunto se compone de un total de 39 Ramales agrupados en los citados tres proyectos, que suman una longitud total de 425 kilómetros de tubería de diferentes diámetros.

En Naranja figura la Conducción Principal, que es el tronco de la obra de abastecimiento a la Llanura Manchega, de la que salen los tres Ramales de distribución comentados. El Ramal Nororiental aparece en color amarillo, el Ramal Central en color azul y el Ramal Sudoccidental está dibujado en color azul claro (Figura 35).

El Ramal Nororiental abastece a las poblaciones de Horcajo de Santiago, Pozorrubio, Villamayor de Santiago, Los Hinojosos, Mota del Cuervo, Los Llanos, El Pedernoso, Belmonete, Las Pedroñeras, San Clemente, Pedro Muñóz, Las Mesas, El Provencio, Minaya, Villarrobledo y Socuéllamos.

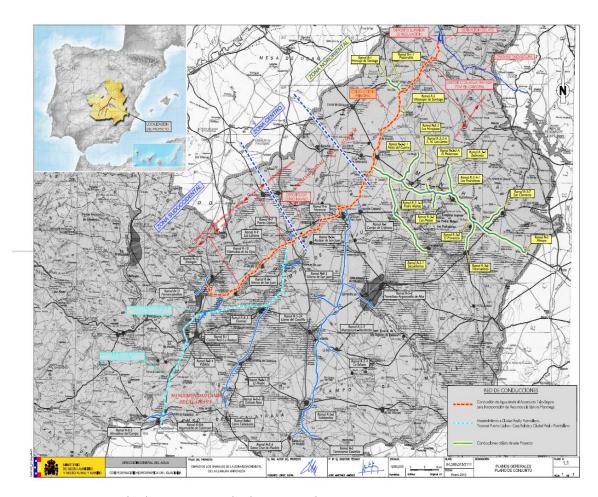


Figura 35. Proyectos de abastecimiento a la Llanura Manchega.

El Ramal de la Zona Centro abastece a las localidades de Herencia, Campo de Criptana, Alcázar de San Juan, Villarta de San Juan, Tomelloso, Argamasilla de Alba, Llanos del Caudillo, Manzanares, Membrilla, La Solana, Valdepeñas, Santa Cruz de Mudela, Torenueva, y Castellar.

El Ramal Sudoccidental abastece las poblaciones del Campo de Calatrava, mediante su conexión con los depósitos de El Mojón, Collado Raso y Cerro Cabezuelo, así como las poblaciones de Daimiel, Ciudad Real, Poblete y Puertollano.

De las obras planteadas en la actualidad solo se han ejecutado la Conducción Principal por importe de 152 millones de euros y el Ramal Nororiental, por un importe de 84,6 millones de euros. La Conducción principal se terminó en 2010, y el Ramal Nororiental se comienzan el 30 de Septiembre de 2011 finalizándose su ejecución el 30 de Octubre de 2017.

Los proyectos de Ramales de distribución no tuvieron que someterse a evaluación de impacto ambiental pues según Resolución de 13 de febrero de 2008, la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático adoptó la decisión de no someter a evaluación de impacto ambiental el proyecto de Ramales de distribución a partir de la conducción de agua que, desde el acueducto Tajo-Segura, incorpora recursos a la Llanura Manchega. Es cuando menos curioso que no tuviese que pasar evaluación ambiental dicho proyecto, cuando en la descripción del proyecto de Ramales de distribución se dice que el objetivo principal de las obras es garantizar el abastecimiento de agua para consumo doméstico en condiciones adecuadas en calidad y cantidad, para una población de 500.000 habitantes, correspondiente a 50 núcleos de población en las provincias de Albacete, Ciudad Real, Cuenca y Toledo.

Añade después que el objetivo secundario de las obras, será "......regenerar hídricamente la denominada Mancha Húmeda (en la que las Tablas de Daimiel constituyen el elemento más representativo) y lograr a largo plazo la recuperación de los principales acuíferos. Este objetivo se logrará al sustituir los recursos subterráneos empleados actualmente en abastecimiento de poblaciones por recursos procedentes del Acueducto Tajo-Segura".



Figura 36.. Ramales sometidos a información pública, BOE núm 58, 7 de Marzo.

En la actualidad queda por terminar los Ramales de la Zona Centro y los de la Zona Suroccidental, estando pendiente de ser puestas en uso la Conducción Principal y los Ramales de la Zona Nororiental (Figura 36), motivo por el cual no se sigue construyendo hasta que no se resuelvan las dificultades derivadas de la

puesta en marcha de lo que hay actualmente construido, ratificándose con ello la viabilidad del proyecto para el abastecimiento a poblaciones que en principio se han mostrado reticentes a unirse al nuevo sistema eludiendo los costes que ello supone, aunque con ello no puedan garantizar un agua adecuada en calidad ni la cantidad suficiente en escenarios de seguía.

## 3.4.4. El Plan Especial del Alto Guadiana

El Plan Especial del Alto Guadiana (PEAG) se sometió evaluación ambiental estratégica en cumplimiento de la Ley 9/2006, dando lugar a la resolución de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental de 28 de agosto de 2006. El PEAG se publicó finalmente por Real Decreto 13/2008 de 11 de enero. El objetivo fundamental del Plan es conseguir el buen estado de las masas de agua subterránea y de las masas de agua superficial del Alto Guadiana. Se daba cumplimiento así a la disposición transitoria IV de la Ley 10/2001, del Plan Hidrológico Nacional, modificada por la ley 11/2005 de 22 de junio, que establecía la elaboración de un Plan Especial para la cuenca alta del Guadiana.

El área que abarcaba el PEAG comprendía toda la cuenca alta del Guadiana, entendiendo por tal la que se encuentra aguas arriba de la confluencia del río Jabalón con el Guadiana, la cual tiene una extensión de 18.900 km², albergando casi doscientos municipios, 169 de mayor entidad. Hay seis Unidades Hidrogeológicas en la cuenca alta del Guadiana: Sierra de Altomira, Lillo Quintanar, Consuegra Villacañas, Mancha Occidental, Ciudad Real y Campo de Montiel. La Unidad Hidrogeológica de la Mancha Occidental fue dividida en tres Masas de Agua: Mancha Occidental I, Mancha Occidental II y Rus Valdelobos. Se

añade una nueva Masa de Agua al Noreste de la Sierra de Altomira, que es la Obispalía.

A pesar del desarrollo puesta en práctica del Programa de Compensación de Rentas, solo se consiguió una recuperación del acuífero por la disminución de extracciones durante su aplicación. Además, se sufrió un período extremadamente seco que se inició en el año 2000 y se prolongó hasta al año 2009. Todo esto motivó la elaboración del Plan Especial del Alto Guadiana. Con este Plan se pretendía la permanente mejora ambiental, y no solo coyuntural como supuso el Plan de Compensación de Rentas, que además tenía un carácter temporal y solo aplicado a determinados cultivos (Requena, 2011). Trata también el PEAG de lograr la sostenibilidad ambiental y económica de la actividad agrícola, que es la causante de la sobreexplotación del acuífero, pero a su vez es la que ha elevado considerablemente las rentas de la zona.

Los usos más importantes en la cuenca alta del Guadiana eran en el momento de la aprobación del PEAG, el abastecimiento a poblaciones, fundamentalmente desde los acuíferos, el uso agrícola, que era el de mayor consumo con diferencia, se regaban, en su mayoría desde los acuíferos, del orden de 225.000 ha lo que suponía extracciones del orden de los 350 hm3. Finalmente existía un uso industrial, dedicado sobre todo a industria alimentaria (Requena 2011).

El PEAG tiene sus antecedentes en el Plan Hidrológico Nacional, aprobado por la Ley 10/2001 de 5 de Julio. En el Plan Hidrológico se ordenaba la formación de un Plan Especial del Alto Guadiana, para "...mantener un uso sostenible de los acuíferos de la cuenca Alta del Guadiana". Previamente a la aprobación del PEAG en 2008, se firmó en febrero de 2007 un Protocolo de colaboración entre la

Administración General del Estado y la Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, para la colaboración de ambas administraciones en la elaboración de las medidas de dicho Plan, asistiéndose e informándose de modo continuo. Se establece también en este Protocolo la creación de un Consorcio formado por la Administración Central y la Junta de Comunidades de Castilla la Mancha, de modo equitativo, que tendrá por cometido la coordinación, así como el control de las medidas contempladas en el PEAG. Podría también el Consorcio realizar gestiones en relación con los Programas de dicho Plan de acuerdo con los Estatutos que finalmente se redactasen. Se trata de un órgano de cooperación. Por parte de la Administración Central intervendría al Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, así como la Confederación Hidrográfica del Guadiana. Por parte de la Junta de Comunidades de Castilla la Mancha intervendrían las Administraciones relacionadas con la Agricultura, la Ordenación del Territorio, el Medio Ambiente, Industria, Montes, Vías, Espacios Naturales Protegidos, etc.

El PEAG se articuló entorno a una serie de programas y subprogramas (RD. 13/2008, de 11 de enero). Entre los programas de medidas generales están, los de medidas de reordenación de derechos de uso de aguas y los de medidas sobre modificaciones en el régimen de explotación de los pozos. Dentro de los programas de medidas de acompañamiento está el programa hidrológico, que incluye numerosos subprogramas, enfocados fundamentalmente al control de las extracciones, así como al control de vertidos y reutilización de aguas residuales. Los otros programas incluidos en las medidas de acompañamiento son el programa de apoyo a las comunidades de usuarios, el programa

ambiental, el programa de información y sensibilización ambiental, el programa de abastecimiento y depuración de aguas, el programa de desarrollo socioeconómico, el programa de modernización y desarrollo agrario y el programa de seguimiento (Ruíz-Pulpón, 2009): Los programas y subprogramas del Plan Especial del Alto Guadiana se resumen a continuación.

#### • Medidas Generales

- Medidas de reordenación de los Derechos de uso de Aguas
- Medidas sobre modificaciones en el régimen de explotación de los pozos

## Medidas de Acompañamiento

- o Programa Hidrológico
- o Programa de apoyo a las Comunidades de Usuarios
- o Programa Ambiental
- o Programa de Información y Sensibilización Ambiental
- o Programa de Abastecimiento y Depuración de Aguas
- o Programa de Desarrollo Socioeconómico
- o Programa de Modernización y Desarrollo Agrario
- o Programa de Seguimiento

El PEAG no llegó a aplicarse y su implantación fue muy limitada por la falta de presupuesto, quedando inactivo incluso durante su período de vigencia. En cualquier caso, se aplicaron medidas interesantes como fue la transformación de

derechos privados en concesiones públicas, al amparo de las modificaciones llevadas a cabo en la Ley de Aguas. También se hicieron ofertas públicas para la compra de derechos de aguas a través de los Centros de Intercambio de Derechos. De estas compras el 70% se destinaba a reducir los derechos de agua existentes y el 30% de los derechos adquiridos se destinaba a reestructurar el sector otorgando estos derechos para cumplir a una función social, asignándolos a agricultores que cumpliesen ciertos requisitos. También se llevó a cabo el control de las extracciones mediante el uso de la teledetección y la instalación y lectura de caudalímetros. Todo lo anterior fue muy costoso desde el punto de vista económico. Así, por ejemplo, el Centro de Intercambio de la cuenca hidrográfica del Guadiana, el cual fue autorizado por el Consejo de ministros de 15 de octubre de 2004, a fecha de junio del año 2010 había gastado más de 65 millones de euros, habiéndose adquirido una superficie de unas 6.800 hectáreas y recuperado 29 hectómetros cúbicos de derechos de agua (Requena, 2011). En consecuencia, tampoco se logra resolver con este plan la sobreexplotación de los recursos hídricos en la cuenca alta del Guadiana, ni la problemática de los humedales fue solucionada, encontrándose a la fecha de hoy las Tablas de Daimiel prácticamente secas, en una situación crítica y con una superficie encharcada muy reducida.

#### 3.4.5. Plan REGATA-

El Plan de Recuperación Gradual de las Tablas de Daimiel, llamado Plan Regata se redactó en el año 2009 en el marco de un convenio entre la Confederación Hidrográfica del Guadiana y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) (REGATA, 2009).

Según la introducción del Plan REGATA, "..... las Tablas eran un ecosistema mixto de llanura de inundación, asociada a surgencias de aguas subterráneas y modificada ligeramente por la actividad humana (molinos y construcción de trochas entre la vegetación emergente". Donde obviamente, los azudes de los molinos beneficiaban al humedal, porque aumentaban la superficie inundada y el volumen de agua retenido, Se trataba de una relación simbiótica entre el ser humano y el humedal. Las Tablas de Daimiel eran el humedal con mayor cobertura de masiega en toda Europa (Álvarez Cobelas et al., 2001).

En el documento del Plan Regata se explica cómo se produjo la degradación de las Tablas de Daimiel a lo largo de los años, a pesar de las medidas tomadas hasta la fecha. Así, Saéz Royuela (1977) alertaba de la importancia que tenía garantizar los niveles hídricos y la calidad del agua del Parque evitando la eutrofización.

Por tanto, comienza el documento del Plan su análisis de la situación del Parque Nacional con el cálculo del volumen máximo de agua que puede almacenar el humedal. Para ello se utilizó un modelo digital del terreno realizado por la empresa Stereocarto el año 2006. El volumen máximo según este modelo es de 16 hm³, con una superficie de inundación máxima de 1.587 ha. Con estos datos será posible hacer mejores estimaciones acerca de las necesidades hídricas de las Tablas de Daimiel y también calcular de un modo más preciso las pérdidas tanto por evaporación como por infiltración.

Continúa el informe del Plan Regata exponiendo la degradación ambiental sufrida por las Tablas de Daimiel. Está estructurado este apartado en dos subapartados. El primero está dedicado al problema de la cantidad de agua y el

segundo al de la calidad del agua. Finalmente, el Plan expone las soluciones propuestas y las valora económicamente.

Como puede deducirse del documento del Plan los problemas que aquejan a las Tablas de Daimiel están sobre todo relacionados con la disminución de los aportes de agua, especialmente aquellas provenientes del acuífero, y con la calidad de la que entra al humedal. Por lo tanto, la recuperación del Parque Nacional pasa por la regeneración hídrica de este espacio natural, es decir por la recuperación del balance hídrico, totalmente descabalado en la actualidad debido a la sobreexplotación del acuífero. También es esencial el control de los vertidos, en su mayoría procedente de las depuradoras de aguas residuales, así como el cuidado de la calidad del resto de las aguas recibidas por el humedal.

Se citan como los impactos más notables que han provocado la degradación de las Tablas de Daimiel; la desecación, el encauzamiento de ríos y el incremento de las extracciones de agua subterránea. Todos estos impactos perjudican el balance hídrico. Añade además como impacto sobre la calidad de las aguas los vertidos de aguas residuales urbanas, industriales, así como las actividades agrícolas y ganaderas. Todo ello se manifiesta, por ejemplo, en los aportes de nutrientes, en concreto el fósforo y el nitrógeno (Figura 37), que alcanzan sus mayores valores en los años comprendidos entre 1982 y 1990. Las localidades con mayores vertidos a las Tablas son Alcázar de San Juan, Consuegra, Daimiel, Fuente el Fresno, Villarta y Villarrubia de los Ojos.

Dedica a continuación el plan un apartado a explicar el problema de la cantidad de agua y el balance hídrico de las Tablas. Explica que el humedal gana agua por

la lluvia directa, por los caudales de entrada naturales o artificiales, por la escorrentía difusa y por las descargas de los acuíferos.

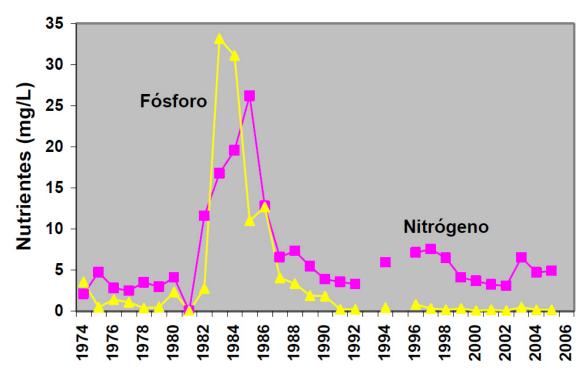


Figura 37. Evolución del fosforo y nitrógenos totales desde 1974 a 2006. Plan Regata.

Las pérdidas de agua se producen por infiltración, por evaporación de la lámina de agua, por transpiración de la vegetación emergente y por circulación superficial del agua saliendo del humedal. Con todo ello se puede calcular el balance hídrico de las Tablas de Daimiel, el cual ha ido pasando a ser muy deficitario con la sobreexplotación del acuífero. Las hectáreas inundadas en el parque eran del orden de 1800 ha en primavera bajando a la tercera parte, unas 600 ha en verano.

En general los caudales aportados por los cauces han ido disminuyendo por el efecto del cambio climático y los del acuífero han desaparecido como consecuencia de la sobreexplotación del acuífero.

La media de aportaciones superficiales anuales era del orden de 40 hm³ y la de aguas subterráneas era también del orden de otros 40 hm³/año.

Esta cifra superaba ampliamente el mínimo estimado en el Plan Regata para la supervivencia de las Tablas, que se estimaba en unos 31 hm³/año. El Plan Hidrológico del Guadiana vigente en el período 2016-2021, estima la aportación necesaria en 38,25 hm³/año, que es una cifra muy similar a la que proporciona el Plan Regata. El Plan Hidrológico, sin embargo, da una distribución mensual de los aportes como se observa en la Tabla 13, mientras que el Plan Regata se limita a decir que la distribución de los aportes se efectuará de tal manera que haya un volumen de 16 hm³ en primavera, es decir la máxima inundación, y que al menos se garantice un mínimo de 4 hm³ durante todo el verano y el principio del otoño. El Plan Hidrológico de la Demarcación del Guadiana es más preciso, indicando las aportaciones medias mensuales necesarias.

La disminución del agua aportada a las Tablas ha tenido como consecuencia la modificación del hábitat según comenta el Plan Regata. En primer lugar, se pierde la existencia de dos ambientes con distinta salinidad, al haberse secado los ojos del Guadiana.

Otro problema que acarrea la falta de recursos hídricos es la desaparición de extensas zonas de praderas de carofitos que se ven disminuidas y reducidas a pequeñas áreas donde se mantiene el nivel del agua procedente de bombeos.

Aportación	Año
Media	
Necesaria	
en h³	
OCT	1,92
NOV	1,06
DIC	2,24
ENE	4,87
FEB	4,55
MAR	5,12
ABR	3,29
MAY	3,04
JUN	3,13
JUL	3,89
AGO	3,19
SEP	1,94
TOTAL	38,25

Tabla 13. Aportaciones necesarias a las Tablas de Daimiel según el mes del año. Elaboración propia con datos del Plan Hidrológico de la CHG, 2015.

Sin embargo, al concentrarse allí la fauna, se comen las praderas muy rápidamente.

La falta de agua en el humedal hace que no se mantenga el nivel mínimo de humedad edáfica que permita que la masiega encuentre sus condiciones mínimas para su crecimiento nada más que en pequeñas zonas. Se ha producido una enorme disminución del área cubierta de masegares. Se ha visto sustituida la masiega por grandes heliófilos, como por ejemplo el carrizo, más adaptados a una menor humedad del suelo. Y lo que es más grave, si la falta de humedad se prolonga durante una serie de años, aparecen colonizando especies terrestres, y el humedal desaparece. Por último, el número de aves atraídas por el humedal, como es lógico por otra parte, disminuye al hacerlo la superficie inundada en primavera. Existe correlación entre el número de parejas de anátidas en el parque y la superficie inundada en primavera.

La masiega se ha sustituido por carrizo y enea, debido a que la masiega necesita que en primavera esté inundada la zona. Lo que es peor, muchos tarayes aparecieron en la zona, árboles propios de suelos salinos y húmedos, que indican una evolución de las Tablas de Daimiel a convertirse en un tarayal nitrificado, característico de los humedales desecados con mucha materia orgánica. En cuanto a las especies animales sucede lo mismo, la falta de humedad ha propiciado la disminución de las especies acuáticas lo que ha tenido un fuerte impacto negativo sobre la biodiversidad del humedal.

Todo lo anterior se ha visto además agravado por los episodios de contaminación puntual que han arrasado con grandes superficies de praderas de carofitos, y han producido mortandad masiva de peces y otra ictiofauna. La contaminación difusa procedente en su mayor parte de la actividad agrícola también ha empeorado la situación agravando los efectos de la falta de recursos

hídricos en las Tablas de Daimiel. Según el Plan Regata la calidad se ve afectada por tres causas fundamentales, 1.-La calidad del agua de entrada al humedal, 2. La calidad de los sedimentos almacenados y 3.-La construcción de la Presa de Puente Navarro en 1985, sin un desagüe de fondo operativo, lo que convierte a las Tablas en un sistema cerrado. Este último aspecto se solucionará próximamente por un proyecto que acometerá la Confederación Hidrográfica en breve para dotar de un desagüe de fondo a la Presa de Puente Navarro, con lo que el único problema para la circulación de las aguas en un régimen más parecido al natural será la falta de recursos hidráulicos aportados a las Tablas de Daimiel.

Los parámetros que se consideran críticos en cuanto al control de la contaminación de las aguas entrantes al humedal son en primer lugar los sólidos en suspensión, procedentes de la fuerte erosión en el río Cigüela, el cual ha perdido el bosque de galería. Estos sólidos en suspensión pueden llegar a colmatar vaso del humedal en el plazo de 100 años, con aportaciones de sólidos que podrían alcanzar hasta 25 toneladas en un año. En segundo lugar, el aumento de materia orgánica y de nutrientes como fósforo y nitratos son los otros factores que se consideran esenciales a limitar en las aguas de entrada.

Todos estos parámetros junto con otros más que afectan a la calidad de las aguas han sido considerados en esta tesis para elaborar el índice de calidad utilizado para la selección de las fuentes de agua más apropiadas. También se han tenido en cuenta los rangos recomendados para estos parámetros recogidos en el documento del Plan, que recomiendan los científicos del CSIC Álvarez Cobelas y Cirujano (1996). Como parámetros fisicoquímico fundamental

el Plan toma el fósforo, directamente relacionado con el indicador de calidad ambiental elegido que es la presencia de las praderas de carofitos. Con ello se limitan las concentraciones de fósforo en al agua a valores comprendidos entre 0,059 y 0,400 mg de fósforo por litro.

Dichos valores son mucho más restrictivos que los exigidos para la calidad de las aguas en zonas sensibles (Real Decreto 509/1996), y que les serían de aplicación a los vertidos a los cauces que llegan a las Tablas de Daimiel. Establece el Plan Regata valores límites de fósforo de 0,7 mg/l, cifra a partir de la cual hay un daño claro a los carofitos.

A la vista de las anteriores consideraciones el Plan Regata recomienda una serie de medidas para poner solución a la problemática en las dos dimensiones, falta de recurso hidráulico y calidad de las aguas.

Para la mejora de la calidad de las aguas ha de asegurarse que las aguas entrantes en el Parque cumplan unos mínimos estándares de calidad y por otra parte ha de mejorarse la situación provocada por la acumulación de contaminantes, producto de episodios concretos y también de la entrada continuada que ha tenido lugar durante años producto de la contaminación difusa proveniente de la agricultura y de la mala depuración de los efluentes que van a parar a las Tablas de Daimiel a través de los cauces. Considera el Plan Regata que el aspecto esencial es controlar la calidad del agua que entra al humedal, pues de no ser así sería inútil plantear cualquier actuación. De hecho, en esta tesis este es el primer aspecto que se ha estudiado elaborando un índice que permita clasificar y discriminar las aguas que son aptas para la restauración del humedal, para determinar cuáles son las más adecuadas.

Las actuaciones que propone el Plan para la calidad están valoradas en más de 28 millones de euros, y consisten una parte en mejorar la calidad de las aguas entrantes y otra parte en paliar los efectos que se han producido por esta causa sobre la fauna, flora y sedimentos del Parque Nacional. Entre las primeras se plantea la construcción de un humedal a la entrada de las Tablas de Daimiel y mejorar la capacidad de depuración de Villarrubia y Alcázar de San Juan. En cuanto a la mejora de los efectos producidos plantea el Plan la construcción de un desagüe de fondo para la presa de Puente Navarro, la retirada selectiva de sedimentos, actuar sobre la vegetación, plantando masiega y eliminando otra vegetación no apropiada y perjudicial, pues produce más sedimentos. Propone también eliminar carpas y cangrejo americano, ya que son especies que perjudican la calidad del agua. Además de todo lo anterior plantea otras medidas para la mejora de la calidad, que no valora económicamente, como son el establecimiento de un plan de vertidos y llevar a cabo actuaciones para la recuperación del bosque de ribera y su vegetación asociada en el dominio público hidráulico, en los ríos tributarios a las Tablas de Daimiel, de modo que se reduzca el aporte de sedimentos que amenazan con la colmatación del humedal y perjudican la turbidez del agua, teniendo además de un efecto desfavorable sobre la calidad y graves repercusiones en el buen estado de las praderas de carofitos, que necesitan aguas transparentes para permitir el paso de la luz solar. En lo que al paquete de medidas para la mejora de la cantidad de recursos hídricos aportados al Parque Nacional, el Plan no hace una estimación del coste económico que ello supondría, entre otras cosas porque muchas de las infraestructuras necesarias para acometer las actuaciones propuestas ya están

construidas o parcialmente construidas, como es el caso de las obras para el abastecimiento a la Llanura Manchega, de las que están terminadas, como se ha expuesto anteriormente, el Eje Principal y el Ramal Nororiental, estando pendiente al día de hoy la construcción de los Ramales Centro y Sur.

Entiende el Plan que sería necesario aportar 48 hm³ al humedal para reproducir la situación que se daba en 1956, año que toma como de referencia para establecer el balance hídrico imperturbado del humedal.

Sin embargo, según el mismo Plan, siendo realistas podrían ser bastantes 31 hm<sup>3</sup> para inundar 1000 ha en primavera y 10 ha a finales del verano. Para obtener esta cantidad anual, que califica de "calderilla hídrica", propone varias fuentes, todas las cuales se han considerado en esta tesis doctoral.

# 3.5.-Fuentes de recursos hídricos propuestas para la restauración de las Tablas de Daimiel en los Planes de Regeneración Hídrica y Regata

Desde el colapso hídrico de las Tablas de Daimiel, cuando los Ojos del Guadiana dejaron de manar, se han propuesto alternativas para obtener recursos hídricos desde diferentes fuentes, que puedan ser aportados al humedal.

Los dos documentos más relevantes en cuanto a propuestas de fuentes de agua son sin duda el Plan de Regeneración Hídrica del año 1986 y el Plan de Recuperación Gradual de las Tablas de Daimiel, o Plan Regata del año 2009. A continuación, se hace exposición de las fuentes de agua que se propusieron en cada uno de ellos.

ALTERNATIVAS DEL ESTUDIO DE VIABILIDAD DE UN PLAN DE		
REGENERACIÓN HÍDRICA EN EL PARQUE NACIONAL TABLAS DE DAIMIEL		
ORIGEN DE LAS APORTACIONES	número de alternativas	
Ríos Cigüela Záncara y Riansares	7	
Río Azuer	2	
Río Jabalón	4	
Río Bañuelos y Guadiana hasta el	4	
Vicario		
Río Bullaque	2	
Río Tajo	4	
Río Júcar	2	
Aguas Subterráneas	5	
TOTAL ALTERNATIVAS ESTUDIADAS	30	

Tabla 14. Número de alternativas consideradas en el Estudio de Viabilidad de un Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de Daimiel, según el origen del agua.

# 3.5.1.- Las Fuentes de Agua en el Plan de Regeneración Hídrica

En 1986, por encargo del Consejo de ministros de 10 de octubre de 1984, los servicios de los ministerios de Agricultura, Alimentación y Pesca, junto con Obras Públicas y Urbanismo, elaboraron un pliego de bases del que fue adjudicataria la empresa Eptisa, que redactó el Estudio de Viabilidad de un Plan de Regeneración Hídrica en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real).

El objetivo de este estudio era analizar y valorar las distintas soluciones técnicas a los problemas hídricos existentes en el Parque Nacional, considerando sus implicaciones tanto desde el punto de vista ecológico, económico y social, así como sus consecuencias. Es en este estudio, por tanto, donde se proponen las fuentes de agua a considerar en el Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de Daimiel.

El Estudio de Regeneración Hídrica considera 30 alternativas. Además de estas alternativas se consideraron otras actuaciones tendentes a recuperar el funcionamiento del sistema de recursos superficiales y subterráneos.

Las alternativas se estudiaron agrupadas según los ríos de procedencia, tal como figuran en la Tabla 14, donde aparece también el número de alternativas para cada categoría.

## 3.5.1.1.-Alternativas desde los ríos Cigüela, Záncara y Riansares

El origen del agua de este paquete de alternativas serían el embalse de Bedija (32 hm³), situado en el río Riansares, el embalse de la Garita (101 hm³) en el río Cigüela y el embalse de Torrebuceit (16 hm³) en el Záncara, todos ellos en la provincia de Cuenca. Estos embalses no se han llegado a construir, no obstante, estaba planeada su construcción.

Desde esos embalses se estudiaron dos alternativas para cada uno, la de tubería y la consistente en el acondicionamiento del cauce. La ventaja de utilizar el cauce como canal de conducción era que se incrementaba la salinidad de las aguas, haciéndolas más parecidas a las aportaciones naturales del Cigüela, y también, que el coste se reduciría a la mitad. Las ventajas de la tubería es evitar la posible

contaminación por aguas vertidas al cauce, o que sean producto de la mala depuración de efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Además, si se envía por tubería se evita también el riesgo de detracción del agua por tomas ilegales en los cauces.

El inconveniente según el Estudio de Viabilidad es que estas soluciones no ayudarían a paliar el déficit de la cuenca Alta del Guadiana cifrado en 190 hm³, ya que el agua procede de esta misma zona, con lo que el déficit sería trasladado a otros usuarios.

De los tres embalses propuestos únicamente el de la Garita podría suministrar la demanda anual necesaria a las Tablas de Daimiel de 18 hm³, los otros dos darían 14 hm³. La construcción de estos embalses estaba contemplada en la Ley 21/1971 sobre el aprovechamiento conjunto Tajo-Segura, estando previsto en el Plan Hidrológico de la cuenca hidrográfica del Guadiana su construcción.

Planteaba el Estudio de Eptisa que la salinidad del agua del río Azuer era del orden de 1400 micro siemens por centímetro, mientras que la del agua aportada por el Cigüela era del orden de 2.700 micro siemens por centímetro. Por contrapartida, el agua era pura sin que estuviese previsto que pudiese sufrir contaminación orgánica en un futuro. Estas cuestiones no eran abordadas con sistemática en este estudio, ni con una metodología apropiada, en cuanto a las comparaciones entre las características fisicoquímicas del agua, si bien ya se intuía que era necesario hacer una comparación entre la calidad del agua del humedal con la de las fuentes de agua propuestas para su restauración. Esta comparativa se hacía de un modo cualitativo, mediante consideraciones como las anteriormente citadas.

La otra alternativa, que hace la séptima, era enviar el agua por el cauce del río Azuer, aunque con esta solución debido a las pérdidas por infiltración del cauce, no sería posible satisfacer la demanda del Parque Nacional, de 18 hm³ año.

#### 3.5.1.2.-Alternativas desde el río Azuer

La aportación del río Azuer a las Tablas de Daimiel es de tan solo 14,5 hm³ año. Sin embargo, en la cabecera del río los recursos anuales son de 49,6 hm<sup>3</sup> año. Ello es debido a que el cauce del río Azuer es muy permeable y la mayoría del agua se infiltra al acuífero. En el momento de hacer el Estudio de Viabilidad estaba en construcción el embalse del Puerto de Vallehermoso, con una capacidad de 6,9 hm<sup>3</sup>. Es muy baja su capacidad y ya se anticipaba que solo regulaba el 20% de la aportación, por lo que podría recrecerse. Existe un antiguo proyecto firmado por el Ingeniero de la Confederación D. Rosalío Alonso, que proyectó un embalse con una capacidad de aproximadamente 50 hm³. Dicho embalse no se ejecutó por falta de planificación, ya que el actual se construyó por la situación de seguía que padecían los pueblos de la zona como el de la Solana. Se planteó como obra de emergencia. Fue por decirlo así un parche y en principio, incluso se hablaba de que solo tuviese del orden de 1 hm³ de capacidad, aprovechando la oferta de terrenos que hacía un particular de la zona. Finalmente se optó por 6,9 hm³, ya que dado la premura no se quería expropiar terrenos, ni afectar a una central hidroeléctrica que se encontraba en cola del embalse. Lamentablemente este embalse es fruto de la improvisación y de la falta de planificación. En cualquier caso, la aportación que puede captarse desde el embalse permitía considerarlo como opción a tener en cuenta en la regeneración o restauración hídrica de las Tablas de Daimiel. La primera

alternativa que consideraba el Estudio de Eptisa era una tubería de fundición de entre 900 y 1000 mm de diámetro, con una longitud de unos 60 km, que fuese desde el embalse hasta las Tablas de Daimiel. El estudio de Eptisa concluia que con tan solo una capacidad de embalse de 15,5 hm³ sería suficiente para satisfacer una demanda anual de 18 hm³ del Parque, sin tener que hacer un embalse del tamaño propuesto en el proyecto de D. Rosalío, si bien en este proyecto se destinaban los volúmenes al regadío.

#### 3.5.1.3.-Alternativas desde el río Jabalón

El Estudio consideró esta fuente, porque, aunque el río Jabalón desemboca en el Guadiana, a unos 50 km aguas abajo de las Tablas de Daimiel, su cota es mayor que la del Parque Nacional, lo que lo hace un posible candidato para suministrar aguas al humedal manchego. La captación de aguas del río Jabalón se realizaría desde el embalse de la Cabezuela o desde el embalse de la Vega del Jabalón.

Se consideraban tres alternativas desde la presa de la Cabezuela (41 hm³) y una desde la presa de la Vega del Jabalón (33 hm³). Desde la Cabezuela se plantea en primer lugar un trasvase al río Azuer, con un bombeo de 540 Kw y una tubería de 27 kilómetros de longitud y diámetros de 1000, 800 y 600, para luego discurrir 60 kilómetros por el río Azuer. La segunda opción desde la Cabezuela es igual que la anterior, pero con un bombeo de 225 Kw y una tubería de 29 km, en vez de 27 km. La tercera opción desde la Cabezuela es construir una tubería directa a las Tablas de Daimiel de diámetros 1100, 1000, 900 y 700 mm de 70 km de longitud, funcionando por gravedad.

La cuarta alternativa es partiendo del embalse de la Vega del Jabalón construir una tubería de 1400 y 800 mm de 54 km, funcionando en gravedad.

Vuelve a plantear el Estudio los problemas de salinidad, que este caso disminuye hasta una media interanual de 1050 micro siemens, que es mucho menor que la del Parque Nacional. También está en contra en este caso el hecho de que es previsible un aumento de la contaminación orgánica por vertidos de aguas residuales procedentes de las estaciones depuradoras de agua, pues se trata de una subcuenca endorreica, efecto que es más acusado en el embalse de la Vega del Jabalón.

Finalmente, es muy complicado dar desde la Vega del Jabalón agua a las Tablas de Daimiel, puesto que la demanda de abastecimiento al Campo de Calatrava desde este embalse lo hace complicado, así como la previsión de una nueva zona regable de este embalse de 2.000 hectáreas.

También sucedía lo mismo con el embalse de la Cabezuela si se llevaba a cabo la puesta en riego planeada de 2.000 nuevas hectáreas. Actualmente la invasión del embalse de la Cabezuela por almeja asiática hace inviable estas alternativas, pues el embalse de Vega del Jabalón también puede resultar afectado al encontrarse aguas abajo del anterior.

## 3.5.1.4.-Alternativas desde los ríos Bañuelos y Guadiana

Tras hacer un análisis de disponibilidad de recursos el Estudio de Viabilidad de Eptisa planteó dos opciones para la aportación de aguas a las Tablas de Daimiel, una con aguas procedentes de la cuenca norte del río Bañuelos, y otra con aguas procedentes del embalse del Vicario (31 hm³).

En la primera opción desde el río Bañuelos se planteaba la construcción de un nuevo embalse en este río, en el paraje denominado las Morras (10 hm³), aguas

arriba de la toma de derivación del río Bañuelos al embalse de Gasset. Estas aguas se conducirían por tubería hasta Cañada Lobosa, arroyo que desemboca en las Tablas de Daimiel por la margen derecha.

La segunda alternativa es un bombeo desde el embalse del Vicario hasta las Tablas de Daimiel.

El problema que plantea esta alternativa es que la presa de Puente Navarro apenas aporta volúmenes al embalse del Vicario, pues al haberse reducido los niveles freáticos del acuífero de la Mancha Occidental, no aflora en los Ojos del Guadiana y por lo tanto no hay excedentes procedentes de las Tablas de Daimiel que pudiesen rebombearse al Parque Nacional.

Plantean en estas opciones las cuestiones de calidad, mientras que el agua procedente del Bañuelos tiene calidades muy buenas, es válida para abastecimiento, con conductividades de unos 350 micro siemens por centímetro, las del Vicario pueden presentar salinidades muy altas, que pueden llegar a 3200 micro siemens por centímetro, así como niveles de oxígeno disuelto en el agua menores que los del río Bañuelos, pero comprendidos entre 6 y 9 mg/l, que serían aceptables para la vida acuática.

#### 3.5.1.5.-Alternativas desde el río Bullaque

La cuenca del río Bullaque es según el Plan Hidrológico del Guadiana una cuenca excedentaria. Se consideran dos embalses, el existente de Torre de Abraham (183 hm³), y el propuesto en el Cañal (35 hm³).

La primera alternativa desde la Torre de Abraham consistiría en una tubería de unos 65 km de longitud y 1350 mm de diámetro. Esta tubería funcionaría por

gravedad, a presión, no siendo necesario bombear, desembocando en el arroyo de Cañada Lobosa en el entorno de las Tablas de Daimiel.

En la opción desde la presa de El Cañal, el agua se transportaría por una tubería de 55 km de longitud y 1000 mm de diámetro que cruzaría la Sierra de la Cruz mediante un bombeo. Concluyen en el estudio que hay recursos de sobra para proporcionar 18 hm³ al año a las Tablas de Daimiel, tanto desde el embalse de la Torre de Abraham como desde el embalse del Cañal.

Comenta el estudio el problema que puede suponer la baja salinidad de las aguas procedentes del Bullaque y del Bañuelos, lo cual propone que se puede solucionar llevando el agua antes al embalse del Vicario, para luego una vez mezcladas con las de este embalse bombearlas a las Tablas de Daimiel, ya con una mayor salinidad por esta mezcla. Consideraba el Estudio de Viabilidad que el llevar aguas del Bullaque a las Tablas de Daimiel además ayudaría a disminuir el déficit de la cuenca Alta, causado por la sobreexplotación del acuífero de la Mancha Occidental, ya que por la infiltración de las aguas procedentes del río Bullaque en el humedal, produciría una recarga del acuífero y también los caudales circulantes por Puente Navarro supondrían la mejora de las aportaciones al embalse del Vicario.

# 3.5.1.6.-Alternativas desde el río Tajo

Se consideraban en el Estudio de Viabilidad cuatro alternativas de trasvase desde el río Tajo. Las dos primeras opciones son las que corresponden a un trasvase desde el embalse de Bolarque (33 hm³) a través del trasvase Tajo-Segura hasta el río Riansares.

Se utilizarían las instalaciones de conducción y elevación del Tramo I del trasvase Tajo-Segura y seguiría por el canal del Tramo II, hasta el acueducto del Riansares que lleva el agua hasta el río Riansares y de ahí al rio Cigüela hasta las Tablas de Daimiel. Sería necesario acondicionar los cauces para que sea eficiente el paso de agua por los ríos hasta el humedal.

Las otras dos opciones serían captar el agua del Tajo en Aranjuez tras su confluencia con el Jarama, impulsando el agua mediante un bombeo hasta el río Riansares en la proximidad de Corral de Almaguer, para al igual que en el caso anterior circular por el Riansares y Cigüela hasta el Parque Nacional.

De los estudios previos del Plan Hidrológico del Tajo se dedujo que había recursos suficientes del Tajo para satisfacer la demanda de las Tablas de Daimiel.

La salinidad de Bolarque es de 1.260 micro siemens por centímetro, mientas que el Cigüela en Villarrubia tenía del orden de 2.700 micro siemens por centímetro. Las aguas derivadas en Aranjuez también tienen conductividades similares de 1.250 micro siemens por centímetro, pero pueden presentar un problema de contaminación biológica con valores de oxígeno disuelto muy bajos de 1,7 g/l o incluso cero en algunos casos.

Se estimaba que esta situación mejoraría con la entrada en vigor del Plan Integral de Saneamiento de Madrid. Por eso se contemplaba como una solución a medio o largo plazo.

#### 3.5.1.7.-Alternativas desde el río Júcar

Solo se consideran dos alternativas en el Estudio de Viabilidad. Se trata de bombear agua desde el embalse de Alarcón y desde ahí por tubería hasta el río

Córcoles, pasando luego al río Rus, al Zancara y finalmente al Cigüela, cauce por el que se incorpora a las Tablas de Daimiel.

La segunda opción estudiada es considerando todo el transporte por tubería en vez de a través de los cauces, no teniendo por tanto que acondicionarlos.

La salinidad de esta agua es baja del orden de 800 micro siemens por centímetro y con valores de oxígeno disuelto buenos del orden de 9,6 mg/l.

En el Estudio de Viabilidad se comprobó la disponibilidad de recursos suficiente para satisfacer la demanda de las Tablas de Daimiel, utilizando los estudios previos del Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar.

## 3.5.1.8.-Alternativas con aguas subterráneas

En el Estudio de Viabilidad se explicaba que los niveles freáticos del acuífero de la Mancha Occidental habían descendido tanto que provocó que los Ojos del Guadiana dejasen de manar y el acuífero pasase de ser un rebosadero a ser un sumidero. Para resolver esta situación se consideraron 5 alternativas para el aprovechamiento de las aguas subterráneas de la zona.

Tras efectuar modelados hidrogeológicos se plantearon cinco alternativas etiquetadas como A,B,C,D y E.

La alternativa A consistiría en 12 sondeos de 110 metros de profundidad en la zona de explotaciones agracias situadas al sur del Parque.

Se estimaba que podrían extraerse 19 hm³ de esta área de bombeo. En la opción B se consideran también 12 sondeos, de la misma profundidad, 110 metros, en el borde sur del Parque. También estimaba el Estudio de Viabilidad que podrían extraerse 19 hm³ al año.

La opción C consistía en 9 sondeos de 100 metros de profundidad en la zona donde están situados los pozos de abastecimiento a Ciudad Real, pudiéndose en teoría obtener con estas captaciones 18 hm³ al año, suficientes para satisfacer las demandas del humedal manchego.

La opción D eran 14 sondeos de 100 metros de profundidad en la zona norte de las Tablas de Daimiel. Estimaban que con esta alternativa podrían extraerse 17,7 hm³ al año.

La opción E se planteaba como 7 sondeos en la margen derecha de las Tablas de Daimiel de 100 metros de profundidad y 6 sondeos en la margen izquierda de 110 metros de profundidad. Se estimaba que con esta alternativa se podían extraer 18 hm<sup>3</sup> al año.

#### 3.5.1.9.-Otras propuestas de actuación para paliar el déficit hídrico

En el Estudio se planteaban otras soluciones que son la reducción de las extracciones del acuífero de la Mancha Occidental, además de eliminar las extracciones ilegales en los ríos Cigüela y Záncara.

En estas otras alternativas se plantean soluciones que no consisten en aportar agua al humedal.

Se trata de atacar la raíz del problema hídrico que aqueja a las Tablas de Daimiel, que es la sobreexplotación del acuífero de la Mancha Occidental con la consiguiente disminución de los niveles freáticos.

Se propone para ello evitar el aumento de extracciones, para lo que en primer lugar sería necesario evitar la perforación de nuevos pozos e incluso la reperforación de los existentes.

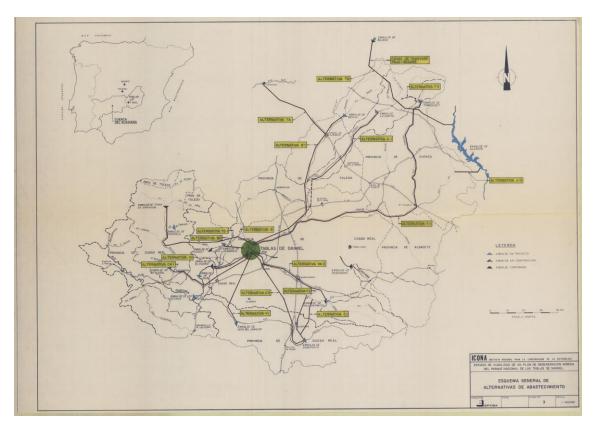


Figura 38. Alternativas consideradas en el Estudio de Viabilidad de un Plan de Regeneración Hídrica en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.

También plantea reducir las superficies de regadío, así como aumentar la eficiencia de los regadíos disminuyendo las dotaciones y consumos de agua para la misma superficie, mediante medidas de modernización de los regadíos. Considera también la posibilidad de recargar el acuífero, para lo que habrían de construirse las necesarias instalaciones de recarga para tal fin. Finalmente se establece en el Estudio de Viabilidad que es muy importante acabar con las extracciones ilegales en el río Cigüela, Concretamente estas derivaciones ilegales se producen a la altura de las Lagunas de Villafranca y Quero. Por último, indica

como medida de acompañamiento de las demás limpiar un tramo de 15 kilómetros en el acceso al Parque Nacional del río Cigüela, hasta el puente de la carretera de Villafranca a Quero.

#### 3.5.2.- Las Fuentes de Agua en el Plan Regata

La primera fuente propuesta es aportar agua del trasvase Tajo Segura a través del río Cigüela, la cual es descartada por las grandes pérdidas que se producen en el largo recorrido de unos 154 kilómetros por el río, siendo especialmente ineficiente este modo de trasvase en verano, cuando hay altas evaporaciones e infiltraciones. Por tanto, en el Plan se propone el trasvase a través de la tubería principal de la Llanura Manchega con caudales mínimos de 1,5 m³/s para que pueda entrar en el humedal e inundarlo completamente. Se prevé también que en un futuro la carga contaminante de estas aguas aumentará, como así ha sido hasta ahora.

También será mayor la dificultad surgida de atender otras demandas de riego que pudiesen surgir o las propias del abastecimiento del Campo de Calatrava.

La siguiente fuente propuesta es la reutilización de las aguas residuales procedentes de poblaciones de la cuenca Alta del Guadiana. Estima el Plan que los 169 municipios comprendidos en esta área proporcionan 46 hm³/año. Considera no obstante que se podrían utilizar los efluentes más cercanos y de las poblaciones con mayor número de habitantes, como serían Alcázar de San Juan, Consuegra, Daimiel, Madridejos, Tomelloso, Villarrubia de los Ojos y Manzanares. Entre estas seis localidades se tienen 14,6 hm³/año de aguas residuales. También se considera la posibilidad de hacer llegar estas aguas a las Tablas de Daimiel mediante tubería.

La tercera fuente considerada, son tres de los embalses de la cuenca Alta del Guadiana. Son los más próximos al Parque Nacional. Plantea como opciones el embalse del Vicario, el de Gasset y el de Torre de Abraham.

El primer embalse, el del Vicario se encuentra unos 10 kilómetros aguas abajo de las Tablas, en el mismo río Guadiana, mientras que Gasset se encuentra también muy próximo, a unos 10 kilómetros aguas arriba.

El embalse de la Torre de Abraham está a unos 50 kilómetros del Parque, pero actualmente existe una tubería que conecta este embalse con el de Gasset. Se considera que el embalse más adecuado por su mayor capacidad y recursos disponibles sería el de la Torre de Abraham.

Hace el Plan Regata estimaciones de volumen utilizable a partir de los volúmenes embalsados a finales de septiembre para los tres embalses, tal como se ve en la Figura 39, el embalse de la Torre de Abraham es el que dispone de mayores excedentes, aunque menores en los años de seguía.

Hay que tener en cuenta que no se consideraron en los usos detraer agua del regadío. Se estima en el Plan Regata que pueden derivarse 10 hm3 de los excedentes de los embalses.

La siguiente fuente propuesta en el Plan Regata son los sondeos cercanos al Parque, de los cuales estima que pueden extraerse 3 hm3 con destino a las Tablas de Daimiel.

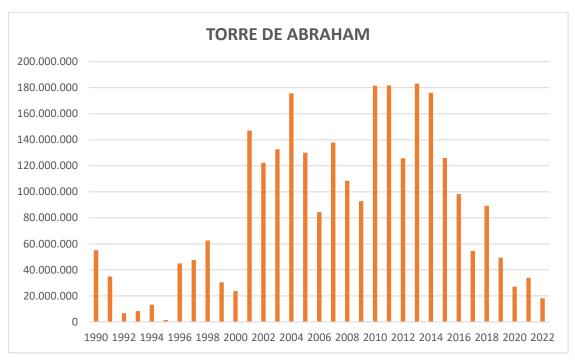


Figura 39. Volúmenes embalsados en el Embalse de la Torre de Abraham. Datos de la Confederación Hidrográfica del Guadiana.

El Plan Regata considera que serían necesarias todas las fuentes de agua, de modo que 10 hm³ procederían de los embalses, otros 10 hm³ de aguas residuales muy depuradas, y 20 hm³ procederían del trasvase Tajo Segura, que se harían llegar a través de la tubería de la Llanura Manchega autorizado por Real Decreto-Ley 8/1995. Se entiende que estas cifras son en promedio. También dispone un pequeño plan de como alternar las diversas fuentes, utilizando las aguas residuales las pérdidas por transpiración evaporación e infiltración, puesto que su caudal es más o menos constante durante todo el año. El resto de las necesidades para alcanzar la superficie inundada recomendada durante las distintas estaciones del año se cubriría con los trasvases a través de la tubería de la Llanura Manchega y con las derivaciones desde los embalses.

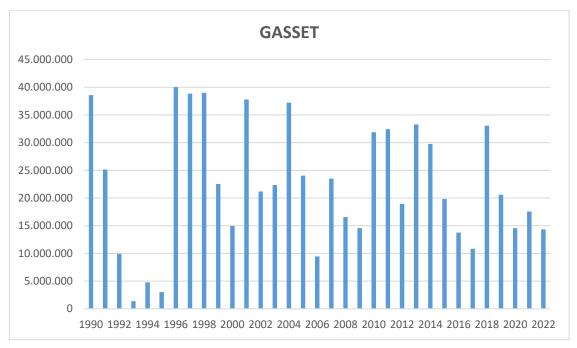


Figura 40. Volúmenes embalsados en el Embalse de Gasset. Datos de la Confederación Hidrográfica del Guadiana.

En resumen, aunque los planteamientos tanto de calidad como de cantidad del agua a aportar al Parque Nacional son apropiados, en esta tesis doctoral se trata de ampliar la perspectiva, considerando un conjunto de indicadores fisicoquímicos más amplio, confeccionando además un índice que permita seleccionar los más apropiados para el humedal. En cuanto a la cantidad, el Plan Regata solo toma en consideración la reasignación de recursos hídricos, reduciendo otros usos para satisfacer la demanda ecológica de agua de las Tablas de Daimiel de modo que se cubran los requerimientos medioambientales mínimos del humedal.

CAPÍTULO 4. METODOLOGÍA DE APOYO A LA DECISIÓN P	
DE RECURSOS HÍDRICOS EN LA RECUPERACIÓN DE HUME	

### 4. METODOLOGÍA DE APOYO A LA DECISIÓN PARA LA ASIGNACIÓN DE RE-CURSOS HÍDRICOS EN LA RECUPERACIÓN DE HUMEDALES.

Existen diversos métodos de decisión multicriterio, que se pueden clasificar según el número de alternativas. Si el conjunto es finito, es un método multicriterio discreto, y si es infinito, es un método continuo (Vitoriano, 2007). En la regeneración hídrica de humedales, las alternativas son las posibles fuentes de agua propuestas, y por lo tanto el método a aplicar será un método de decisión multicriterio discreto.

Siguiendo a Belton y Stewart (2002), los métodos multicriterio discretos pueden clasificarse en tres tipos de modelos. Los de agregación completa o modelos de valor, los de los niveles de referencia o metas y los de outranking.

Los modelos de valor se basan en asignar un valor a cada alternativa. Este valor numérico representativo del valor, indica para cada criterio cual es la alternativa preferible. Asimismo, determina en que grado es preferible una u otra. En un modelo de Metas se establecen unos niveles considerados como los más adecuados para la satisfacción de todos los criterios en cada una de las alternativas. Es necesario, además, poder medir, para conocer que alternativa es la más cercana a todos y cada uno de dichos niveles. Por último, la categoría de modelos de ranking se construye realizando comparaciones por pares de las alternativas en consideración. Dichas comparaciones han de hacerse desde el punto de vista de un criterio determinado. Se harán las comparaciones de todas las alternativas considerando todos los criterios.

Dentro de los métodos de valor se encuentran también el Analytic Hierachy Process, AHP (Bhushan, N. y Kanwal, R., 2009) y el Analytic Network Process, ANP (Saaty, 1996).

En esta investigación se ha empleado un método de decisión estructurado, que combina criterios tanto tangibles como intangibles, de forma que las decisiones se alcancen por consenso. Se ha diseñado un método de decisión mixto que combina el Proceso de Jerarquía Analítica (AHP) (Saaty TL, 1980) con el método Delphi y el uso de curvas de rating elaboradas para cada indicador. [Canto-Perello et al., 2021].

Delphi es necesario en una fase previa para la selección de los indicadores. Para ello se consulta a diferentes expertos. Además de la definición de los indicadores, llevarán a cabo la evaluación de la importancia relativa de los diferentes criterios, que son utilizados en la selección de alternativas, así como en la fase siguiente del método de decisión, a través del proceso de Jerarquía Analítica, AHP. Con ello se obtienen los pesos de ponderación, que se emplean en la fase final de agregación, previa a la obtención de resultados. Los expertos comparan los criterios dos a dos, y esa información se utiliza en las siguientes fases en el modo descrito anteriormente.

Finalmente, el método AHP se completa con la aplicación de unas curvas de rating, las cuales han sido específicamente diseñadas para el caso concreto que nos ocupa. Estas curvas de rating o de evaluación, como quiera llamárseles, proporcionan para cada valor del parámetro que se introduzca un valor numérico comprendido entre cero y uno, que establece una preferencia, de modo que los valores próximos a uno son los óptimos y los próximos a cero son

los más inadecuados, es decir los peores. A continuación, se desarrolla más detalladamente el proceso de decisión descrito anteriormente, siguiendo cada una de sus fases.

#### 4.1. Método Delphi

El método Delphi permite obtener información de los expertos, alcanzando un consenso. Para ello se han realizar varias consultas a través de cuestionarios.

El proceso es iterativo, de modo que cada encuesta recoge los resultados de la anterior, que los expertos conocen antes de continuar.

Se trata de un proceso retroalimentado, con anonimato de los participantes (Somerville, 2008). De este modo, el proceso se repite hasta que se alcanza un cierto nivel de consenso (Gracht, 2010).

Es un método de estructuración de un proceso de comunicación grupal que es efectivo a la hora de permitir a un grupo de individuos, como un todo, tratar un problema complejo. (Linstone y Turoff, 1975)

Tras la selección de un panel de expertos el método Delphi puede utilizarse para priorizar criterios y establecer pesos, que es lo que se ha hecho en esta tesis.

El método Delphi tiene como fundamento tres premisas (Suarez-Bustamante, 2012):

Se mantiene el anonimato de los expertos que componen el panel, de modo que ningún experto sabe quiénes son los otros expertos que participan en el proceso. Es un método repetitivo, en el que sucesivamente, de forma iterativa se pasan los cuestionarios a los expertos para que puedan modificar sus respuestas

a la vista de las de los otros expertos. Por eso el anonimato es importante, para que solo sea el contenido de la respuesta el que importe y no quien lo dice.

Finalmente, la contestación del panel de expertos se elabora de forma estadística, considerando además de las contestaciones donde hay mayor coincidencia, todas las demás. Se indica también la frecuencia de las contestaciones y cuál ha sido el grado de acuerdo obtenido.

En esta tesis el método Delphi ha resultado especialmente aconsejable puesto que el panel de expertos estuvo constituido por personas residentes en diferentes lugares, siendo además necesario mantener el anonimato para garantizar la independencia de las opiniones (Cabero e Infante, 2014).

El número de expertos ha sido de 10, ya que no es aconsejable un número demasiado elevado, por la propia operatividad del método. Asimismo, ha de haber un número mínimo de expertos que está establecido en siete expertos, aconsejándose un grupo homogéneo cuyo número esté comprendido entre diez y quince (Delbecq et al, 1975). Los resultados recogen de forma resumida y sintetizan las opiniones del panel de expertos (Webler, Levine, Rakel, y Renn, 1991).

La base de la metodología Delphi surge del reconocimiento de la superioridad del juicio de grupo sobre el juicio individual. Los juicios emitidos a nivel individual han demostrado ser ineficientes en la obtención de resultados, especialmente cuando se trata de resolver problemas complejos en condiciones de incertidumbre y con escasa información disponible.

Se pueden distinguir cuatro fases a la hora de llevar a cabo el método de Delphi, dichos pasos que son los siguientes (Reguant-Álvarez et al, 2016):

Fase 1.- La primera fase es definir claramente cuál es el objetivo de la consulta. En el caso que nos ocupa se trata de obtener la importancia relativa de los indicadores a la hora de evaluar las diferentes alternativas.

Fase 2.- En esta fase se hace la selección de los expertos. Además de la idoneidad de los expertos, estos han de elegirse de manera que tengan disponibilidad y voluntad de cooperar en el proceso. Han de tener una buena capacidad de comunicación, y es importante explicarles bien el desarrollo de todo el procedimiento antes de empezar con las encuestas, de modo que estén correctamente informados.

Fase 3.-En esta fase se llevan a cabo las rondas de consultas. Es la fase donde se obtiene la información de los expertos. La herramienta fundamental que se utiliza en esta fase son los cuestionarios. Estos cuestionarios han de ser cuidadosamente elaborados y las preguntas han de ser claras y utilizar el lenguaje técnico apropiado. Se hacen varias rondas de cuestionarios, con la finalidad de obtener el mayor consenso posible, y de esa forma obtener la respuesta del grupo, que se supone que es superior a la de cada uno de los integrantes.

Fase 4.-La cuarta y última fase es la de obtención de los resultados. Esta fase comienza una vez que se ha logrado el consenso requerido. El consenso se puede evaluar mediante la evolución del rango intercuartílico que disminuirá al ir realizándose las sucesivas rondas de cuestionarios. Habrá consenso si  $\frac{Q3-Q1}{O2}$  está

por debajo de un valor prefijado. Además, el cociente entre la desviación típica de los resultados y su media ha de ser aceptable también Landeta (1999).

#### 4.2. Método del Procedimiento de Análisis Jerárquico (AHP)

El método AHP se ha aplicado para determinar la importancia relativa de cada uno de los parámetros fisicoquímicos, utilizados como indicadores para evaluar las alternativas estudiadas. Con ello se obtienen unos pesos que permiten llevar a cabo de forma sistemática y estructurada un procedimiento que permite priorizar los recursos de agua a utilizar en la regeneración hídrica de los humedales.

AHP presenta una serie de ventajas que lo hacen destacar sobre otros métodos multicriterio discretos,

Una ventaja es, siguiendo a Uzoka (2008), la de que se trata de un método estructurado que permite ser replicado y documentarse. En segundo lugar, puede incorporar juicios subjetivos, combinando aspectos cualitativos y cuantitativos. Finalmente, es un método adecuado para tomar decisiones grupales siendo posible medir el grado de consistencia de las comparaciones.

El Proceso de Análisis Jerárquico (AHP), permite resolver problemas muy complejos sin una estructura definida, y cuya solución no es definida simplemente por la aplicación de leyes físicas o técnicas (Keeney, 1992). Según Thomas Saaty (1998), "'se trata de desmenuzar un problema y luego unir todas las soluciones de los subproblemas en una conclusión".

Hay problemas donde intervienen factores muy diversos, como los económicos sociales o medioambientales que configuran una realidad muy compleja. En

muchos casos hay que considerar una combinación de factores tangibles e intangibles, que han de ser tenidos en cuenta de forma conjunta.

Los problemas reales suelen ser del tipo expuesto anteriormente en los que interviene un gran número de factores que además tienen una naturaleza muy diferente. Para afrontar estos problemas es necesario identificar los elementos principales que intervienen, así como estructurar todos los elementos del sistema.

#### 4.2.1.- Explicación del Método

AHP es un método de Análisis Multicriterio que permite estructurar de forma jerárquica los elementos y factores que intervienen en el problema, siendo posible además valorar las variables intangibles del problema, que se contemplan en los procedimientos matemáticos del método (Ayağ y Özdemir, 2006, Saaty 2012).

En muchos casos se cuenta con un grupo de expertos que son los que hacen juicios con los que se pueden hacer las comparaciones por parejas necesarias en todo el proceso. Los criterios son elegidos por los expertos, pudiendo considerar tanto elementos intangibles como tangibles, como por ejemplo el medio ambiente o factores sociales estéticos, culturales o económicos (Canto-Perello et al, 2018).

El método AHP fue desarrollado por el profesor Thomas L. Saaty (1926-2017) en la década de los 70, habiéndose utilizado por los EEUU para tomar decisiones en la guerra fría, durante la crisis de los misiles de Cuba (Saaty (1980). El AHP es simple en su aplicación y no necesita una gran especialización, adaptándose a

las decisiones tanto en grupo como individuales de acuerdo con los criterios considerados. Además, se tiende a la obtención del consenso de expertos (Lee, 1970; Syamsuddin, 2010, Hopfe, 2013).

Según Saaty (1994), han de utilizarse jerarquías, redes y escalas de razón. De este modo se pueden analizar las diferentes alternativas frente a los objetivos establecidos. Con este proceso es posible resolver problemas multicriterio utilizando escalas de razón que se establecen en un modelo jerárquico. Los rasgos fundamentales del método se pueden resumir como sique:

1) En primer lugar se elabora un modelo Jerárquico utilizando redes, de forma que se incorporan todos los elementos a considerar en la toma de decisiones. Esencialmente estos elementos son las metas u objetivos, los criterios y las alternativas. La estructura jerárquica consiste en establecer diferentes niveles, siendo el objetivo el nivel superior, que no es otra cosa que lo que se quiere lograr. En un nivel inferior se encuentran los criterios, que son los elementos que sirven para evaluar las alternativas, las cuales ocupan el nivel más bajo. Los criterios han de compararse entre sí para establecer cuales contribuyen en mayor medida en la consecución de la meta. De este modo, las comparaciones entre criterios se hacen a la luz de la meta a conseguir. De forma análoga se hace con las alternativas, que se comparan dos a dos, estableciendo así prioridades con cada criterio.

Toda la estructura jerárquica descrita se representa en un árbol, donde los nodos están organizados en niveles. La estructura puede ser incluso más compleja, con un mayor número de niveles, como por ejemplo cuando se consideran subcriterios.

- 2) Las comparaciones pareadas permiten considerar factores intangibles junto con los tangibles, quedando recogidas en una matriz de comparación que es recíproca. Las comparaciones pareadas se llevan a cabo mediante una escala que se fundamenta en estudios psicológicos. Las comparaciones por pares aplicadas a tangibles e intangibles son usadas para crear escalas de razón, ó ratios, que miden que grado de intensidad tiene el criterio o propiedad que se estima sobre esos tangibles o intangibles.
- 3) En la matriz de comparaciones en cada fila y columna se representa el grado de preferencia del elemento del índice de la fila con el índice de la columna. Quedan así recogidas todas las comparaciones, siendo la diagonal la unidad, pues es la comparación consigo mismo.
- 4) Los juicios y valoraciones se hacen mediante la escala de Saaty (1,3,5,7,9), que se observa en la Figura 41. Con ello se facilita la labor de expresar los juicios y las preferencias. No hay valores negativos en esta escala. Se pueden así comparar dos a dos criterios, alternativas, en cada uno de los niveles. La escala de Saaty solo considera valores impares. Los valores pares expresan las puntuaciones intermedias. Pueden incluso utilizarse números con decimales para lograr una mejor aproximación (Moreno, 2001), como se observa en (Tabla 15 (Saaty, 2012).
- 5) Se utilizan escalas de razón para establecer prioridades. Estas escalas permiten aplicar pesos, y también la agregación mediante la suma. Las escalas de razón son una serie de números mayores que cero que han de mantener constantes sus relaciones cuando se multiplican por un número cualquiera positivo (Saaty, 1998). En esta última fase se obtiene para los elementos de cada nivel jerárquico la prioridad, utilizando la escala correspondiente a dicho nivel.

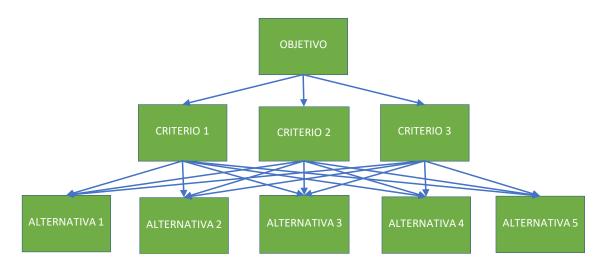


Figura 41. Estructura Jerárquica, Objetivo, Criterios, Alternativas y niveles de Jerarquía.

#### 4.2.2. Base matemática del Procedimiento de AHP

Para asignar valores a utilizar en el método AHP es posible utilizar la medición relativa descrita anteriormente, en la que se establecen preferencias mediante la comparación por pares. Hay otras dos formas además posibles de asignar valores que son la medición absoluta y el uso de bechmarks. Las mediciones absolutas consisten en hacer una comparación con un standard de los elementos a evaluar, criterios o alternativas. Si en vez de comparar por pares los elementos, estos se comparan con unos elementos que marcan un nivel de referencia, se dice que se ha utilizado una medición benchmark. Estos benchmarks contemplan una serie de valores que abarcan una gama que va desde los mejores valores a los peores.

En esta tesis se ha realizado una medición relativa para la asignación de los valores a utilizar en el método AHP, llevando a cabo comparaciones por pares.

Por ejemplo, en nuestro caso los criterios se comparan entre sí considerando la meta establecida, pero no se comparan alternativas puesto que se usan funciones de evaluación. Sin embargo, en aquellos casos en que se comparan las alternativas entre sí, esto se hace de acuerdo con todos y cada uno de los criterios elegidos.

1	Igual Importancia	Contribuyen de igual forma al objetivo				
2	Débil					
3	Moderada Importancia	Los juicios ligeramente a favor de una				
		actividad				
4	Más que moderada					
	importancia					
5	Importancia fuerte	A favor de una actividad sobre otra				
6	Importancia más que fuerte					
7	Importancia muy fuerte	Una actividad fuertemente favorecida				
		sobre otra				
8	Importancia muy muy muy					
	fuerte					
9	Extrema importancia	Incuestionable predominio de una				
		actividad sobre otra				

Tabla 15 Escala fundamental. Saaty (1994)..

La escala que construyó Saaty (2006) utiliza los principios de la teoría de medida de Lebesgue, Los juicios se expresan mediante la escala numérica mencionada anteriormente Tabla 15. Para determinar la dominancia, entre dos elementos es mejor recurrir al cociente de los dos números, y no solo a la escala numérica. Eso es aún más adecuado en el caso de que haya elementos intangibles.

La escala fundamental permite reflejar las distintas opiniones de las personas que realizan las comparaciones. En vez de utilizar dos números  $n_i$  y  $n_j$  para calcular el cociente,  $\frac{n_i}{n_j}$  se utiliza solo un número comprendido entre 1 y 9, para representar dicho cociente. Es un valor absoluto que aproxima el cociente.

La asignación de este cociente, así como la creación de la propia escala fundamental se basa en los trabajos de Heinrich Weber (1795-1878) y de Gustavo Theodor Fechner (1801-87). Weber enunció la ley que lleva su nombre, que establece que los cambios en las comparaciones son apreciados por los sujetos cuando el estímulo mayor supone un incremento porcentual constante respecto al menor.

Las cinco intensidades corresponderían a los números impares (1,3,5,7,9), mientras qué si se le añaden las intermedias, completaríamos nueve, de modo que quedaría justificada la escala de números absolutos del uno al nueve (1,2,3,4,5,6,7,8,9). En la Tabla 15 se relaciona dicha escala.

La escala de Saaty, por tanto, se basa en las leyes que establecieron Weber y Fechner, obteniéndose una función logarítmica de respuesta psicofísica, que corresponde a la relación que hay entre los estímulos físicos y la forma en que

estos son percibidos, más concretamente, los incrementos de un estímulo en progresión geométrica son percibidos en progresión aritmética. (Moreno, 2001).

Cuando se hacen comparaciones por pares no se debe exceder un número de elementos en un mismo esquema. Si un experto compara un número de más de 7 elementos aproximadamente, aparece inconsistencia. George Miller estableció en 1950 que una persona no puede comparar más de 7+2 entes para no incurrir en inconsistencia. El número siete se obtiene del cociente entre el tiempo de duración de la memoria a corto plazo (750 milisegundos) dividido por el tiempo de integración de los elementos (100 milisegundos). Este cociente es 7,5 que se puede aproximar a 7.

Completadas todas las decisiones pareadas, estas se recogen en una matriz cuadrada donde quedan ordenadas todas las comparaciones entre criterios o alternativas. Si denominamos a la matriz de las comparaciones pareadas con la letra A, si suponemos que se están comparando alternativas,  $A_{ij}$  es la expresión numérica de la preferencia de la alternativa i frente a la alternativa j. Obviamente como ya se vio anteriormente, cuando i=j la preferencia es 1, por lo que esta matriz tiene unos en la diagonal. Otra propiedad que tiene esta matriz es que  $A_{ij} = \frac{1}{A_{ij}}$ . Es decir, los juicios recíprocos tienen valores inversos.

Una vez que se han formado las matrices de comparación individuales estás han de ser agregadas en una única matriz. Se pueden utilizar varios métodos para agregar los juicios del panel de expertos. En esta tesis se ha utilizado la Agregación de Juicios Individuales (AIJ), utilizando el método de la media geométrica (Dong et al., 2010). Considerando el panel de expertos como un

nuevo individuo utilizando AIJ requiere la satisfacción de la condición de reciprocidad en la elicitación (Curiel-Esparza et al., 2014).

El proceso de agregación produce una matriz simétrica recíproca de n por n,  $P = (P_{ij})$ , donde  $P_{ii} = 1$ , ya que cada elemento de la diagonal compara al indicador consigo mismo, y  $P_{ij} = \frac{1}{P_{ij}}$ , estando situados en posiciones simétricas respecto a la diagonal. Si el indicador fisicoquímico i tiene una puntuación comprendida entre 1 y 9 en la escala de Saaty, asignada cuando se compara con el indicador j. Por el contrario, el indicador j tiene el valor recíproco en su comparación con el indicador i. Forman y Peniwati (1998) han demostrado que la media geométrica es el único método que preserva la estructura simétrica recíproca de las matrices de elicitación, y satisface la condición de unanimidad . Si todos los panelistas prefieren el indicador i al indicador j, entonces el panel de expertos debe dar como resultado que prefiere el indicador i al indicador j. Por eso se ha aplicado el método de la media geométrica para la agregación de las prioridades individuales de los indicadores de los n panelistas  $P_{ij}(k)$ . Para construir la matriz colaborativa de elicitación se utiliza la formulación que se indica:

$$P_{ij} = \prod_{k=1}^{n} P_{ij}^{\frac{1}{n}}$$

Una vez que se ha construido la matriz de elicitación por superposición de las diversas matrices de comparaciones pareadas correspondientes a los juicios individuales de los diferentes expertos.

Llamando  $W_1 \dots W_n$  a las ponderaciones de cada una de las alternativas consideradas, se puede construir a partir de esos valores la matriz de

comparaciones pareadas mediante los cocientes entre las diferentes ponderaciones. De este modo en la fila uno en el numerador estará la ponderación de la alternativa 1,  $W_1$ , y en el denominador aparecerá  $W_j$ , donde j corresponde a la alternativa j que está representada por la columna j. Por tanto, la matriz de comparaciones pareadas queda como sigue:

$$A = \begin{pmatrix} \frac{W_1}{W_1} & \cdots & \frac{W_1}{W_n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{W_n}{W_1} & \cdots & \frac{W_n}{W_n} \end{pmatrix}$$

Si se quiere obtener los valores de las ponderaciones a partir de la matriz de comparaciones pareadas, donde estas se expresan como cocientes, se puede plantear la siguiente ecuación matricial:

$$AW = \lambda W$$

Este es un sistema que es equivalente al sistema homogéneo

$$(A - \lambda I) = W$$

Donde I es la identidad y  $\lambda$  son los autovalores. Para que exista una solución distinta de la trivial (W={0}), el determinante de la matriz ( $A - \lambda I$ ) ha de ser cero.

$$|A - \lambda I| = 0$$

La suma de los autovalores igual a la suma de los elementos de la traza, puesto que se trata de un invariante. Además, en el caso de esta matriz de comparaciones pareadas, todas las filas son proporcionales a una de ellas. Por

ejemplo, veamos que sucede con la primera y la segunda fila. La primera fila es  $\frac{w_1}{w_1}, \frac{w_1}{w_2}, \frac{w_1}{w_3}, \dots, \frac{w_1}{w_n}$  mientras que la segunda fila es  $\frac{w_2}{w_1}, \frac{w_2}{w_2}, \frac{w_2}{w_3}, \dots, \frac{w_2}{w_n}$ . Es inmediato observar que si multiplicamos la fila 1 por  $\frac{w_2}{w_1}$  se obtiene la fila 2. Así, en general, si multiplicamos la fila i por  $\frac{w_j}{w_i'}$  obtenemos la fila j. De este modo se demuestra que solo hay una fila linealmente independiente, por lo que solo hay un autovalor distinto de cero. Como además la suma de todos los autovalores es n, esto quiere decir que el único autovalor es n.

Las cosas serían muy sencillas si los juicios fuesen totalmente consistentes, pero al tratarse de juicios la consistencia solo se puede alcanzar de una manera aproximada. Si los juicios fuesen totalmente consistentes el autovalor de la matriz de comparaciones por pares sería n. Al no ser posible esta consistencia total, el autovalor estará cercano a n pero no será exactamente n. Por ello una forma de medir la consistencia de los juicios es ver cuan cercano es el autovalor de la matriz de juicios a n.

La matriz de comparaciones pareadas puede tener más de un autovalor, y el mayor de los autovalores será siempre menor que n, ya que la suma de la traza ha de seguir siendo n, y si aparecen nuevos autovalores esto ha de detraerse de n, ya que se trata solo de una aproximación al caso ideal.

Por tanto, una expresión adecuada para medir la desviación respecto al caso ideal, y con ello la consistencia de los juicios recogidos en la matriz de comparaciones es:

$$CI = \frac{\lambda \max - n}{n - 1}$$

C.I. es el valor resultante del cociente indicado que refleja la proximidad del autovalor máximo de la matriz a n. C.I. se denomina índice de consistencia.

Este índice de consistencia se puede calcular para matrices recíprocas aleatorias obteniendo su valor promedio para cada orden n de las matrices, que además han de tener sus recíprocos forzados.

Se denomina este índice como índice de consistencia aleatoria, R.I. Su valor depende el orden de la matriz. Se obtiene una tabla hasta orden 10, que se reproduce a continuación (Saaty, 2012):

N rango de la matríz	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Índice Aleatorio de Consistenca	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

Tabla 16. Relación entre el índice aleatoria de consistencia C.I. con el rango de la matríz. Saaty 1994.

El cociente entre C.I. con el promedio de R.I. es la relación de consistencia C.R. Dicha relación ha de mantenerse en un valor inferior a 0.10 para ser aceptable y asegurar la consistencia de la matriz A de cuantificación de juicios. En esta situación se puede dar como válido el vector de pesos, que se obtiene.

Aquellas matrices que tienen un orden pequeño, la ratio de consistencia ha de ser menor aún. Por ejemplo, en las matrices de orden igual a o inferior a 3, la ratio de consistencia CR ha de ser inferior a C.R.< 0,05. Para n=4 los C.R. tiene que ser inferior a 0,09 (Vargas, 1982).

Son factores importantes para que los juicios sean consistentes que los elementos que se comparan sean homogéneos. Y que no haya un número

excesivo de elementos a comparar. También el interés y cuidado que ponga el experto cuando emite su juicio van a contribuir a una mayor consistencia.

#### 4.3. - Método de medida absoluta, AHP Rating.

Los estudios de psicología cognitiva muestran que hay dos tipos de comparaciones posibles, las relativas y las absolutas.

Mientras las comparaciones relativas consisten en la comparación entre pares de alternativas, la comparación absoluta consiste en comparar cada alternativa con un standard (Saaty, 1990), que ha sido fijado por la experiencia y/o el entrenamiento sobre el tema considerado.

Se utiliza un valor de intensidad para cada criterio, que puede ser cuantitativa o cualitativa (Saaty, 2005). Esta comparación absoluta permite evaluar un número ilimitado de alternativas ya que no son necesarias las comparaciones pareadas de ese nivel sustituyéndose por intensidades (Saaty, 2006).

Para llevar a cabo lo anterior ha de introducirse un nivel jerárquico adicional que es el correspondiente a los valores de las intensidades (Bodin y Gass, 2003). Las intensidades se han calculado para cada alternativa mediante el uso de unas funciones lineales de evaluación, lo cual supone un número continuo de intensidades y no discreto como se representa en la Figura 42, de tal modo que para cada valor de los distintos parámetros fisicoquímicos proporciona un valor comprendido entre cero y uno.

El diagrama jerárquico del AHP para Comparaciones Absolutas (AHP-A) es el de la Figura 42, (Compagno et al., 2013), que requiere al menos cuatro niveles. Se trata de medir los elementos de cada criterio basándose en una escala de

intensidades, que en algunos casos puede ser por ejemplo una escala de grados conceptuales, como son excelente, muy bueno, bueno, medio, regular y malo (Ribeiro et al., 2016). En el ejemplo de la figura solo habría tres niveles de intensidad.

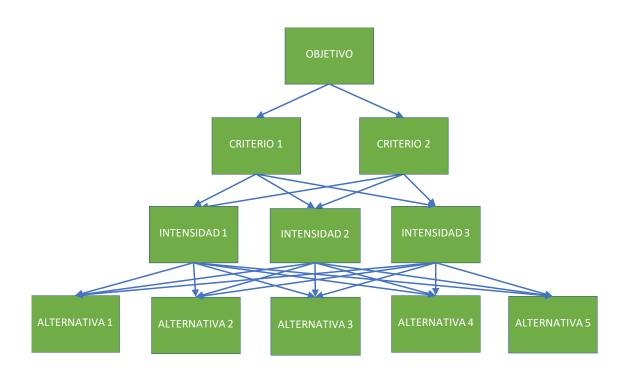


Figura 42. Estructura Jerárquica de AHP, para comparaciones absolutas.

Siguiendo a Saaty (2006), se han de crear niveles de intensidad o grados de variación del atributo en un criterio. Por lo tanto, la valoración de alternativas es similar a utilizar un dispositivo físico como por ejemplo una regla de medir. De esta forma se pueden evaluar un número indeterminado de alternativas. Las puntuaciones de cada alternativa se obtienen mediante el producto de las

intensidades correspondientes a cada criterio, multiplicadas por el peso de los diferentes criterios.

Las funciones lineales de evaluación son equivalentes a una función de intensidad continua, en vez de categorías discretas. Las propiedades que se evalúan en cada alternativa son los distintos parámetros fisicoquímicos seleccionados. Para cada uno de ellos hay una curva lineal de evaluación que proporciona un valor entre cero y uno. Este valor se obtiene para cada parámetro fisicoquímico, para a continuación agregarlos de acuerdo con los pesos obtenidos por las comparaciones relativas de dichos parámetros, obteniéndose así una puntuación para cada una de las alternativas que permiten su priorización. La ventaja de este tipo de método AHP es que permite en cualquier momento incorporar nuevas alternativas, que podrán ser puntuadas, asignándoles un orden de prioridad en el conjunto total estudiado.

CAPÍTULO 5. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

#### 5 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

# 5.-APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DEL PAROUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL.

#### 5.1.-Antecedentes

En el último siglo se ha producido una alarmante disminución del número de humedales en todo el mundo (Davidson, 2014). Desgraciadamente más del 50% de la superficie de humedales del mundo desaparecieron en el siglo XX (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por todo ello, proteger y restaurar humedales es urgente además de ser de gran transcendencia para la conservación de la naturaleza.

Los humedales son unos ecosistemas de una enorme importancia para el planeta. Entre otros muchos factores hay que destacar que su merma supone una enorme pérdida para la biodiversidad. La restauración y conservación de las zonas húmedas es vital porque además muchos humedales son sumideros de gases de efecto invernadero, especialmente aquellos que albergan turberas, con un destacado papel en la lucha contra el cambio climático (Brown, 2020). El agua es un factor crítico para la supervivencia del humedal y de todo su ecosistema. Especialmente en el caso de las turberas, en las que ha de garantizarse un grado mínimo de humedad, pues de no ser así se puede producir un fenómeno de autocombustión, con efectos devastadores (Turetsky et al., 2014). Por ello, en muchas ocasiones, debido a demandas de agua cada vez mayores ocasionadas por el crecimiento de la población, así como por la aparición de nuevas industrias y prácticas agrícolas no sostenibles, es frecuente que se produzcan fenómenos de sobreexplotación de los recursos hídricos, que se traducen en que

#### 5 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

las necesidades mínimas medioambientales no sean satisfechas, siendo necesario aportar agua desde otras fuentes externas, reasignando los recursos hídricos de una forma sostenible, y dando prioridad a la satisfacción de las demandas de agua necesarias para la conservación de los ecosistemas y del medio ambiente (Cui et al., 2018).

El PNTD lleva padeciendo durante décadas una situación de falta de recursos hídricos que ha tenido consecuencias dramáticas, llegando incluso a producirse el incendio de las turbas en varias ocasiones. La supervivencia de este espacio natural pasa por la recuperación del acuífero de la Mancha Occidental, cuya sobreexplotación ha sido la causante de que los niveles freáticos hayan descendido haciendo que los Ojos del Guadiana dejasen de manar en la década de los ochenta. Con ello se ha perdido la aportación continua de agua procedente del acuífero que sostenía la alimentación de carácter permanente. La otra aportación natural de agua al PNTD es la procedente del río Cigüela, que tiene un carácter estacional y una facies hidro química muy diferente a la de las aguas procedentes del acuífero. Son aguas superficiales, muy salinas, debido a los terrenos por los que circulan. Al unirse a las aguas del acuífero, en la gran llanura de inundación de las Tablas de Daimiel, dan origen a este humedal de características únicas.

Cuando la resiliencia del humedal respecto a la falta de agua es superada, su restauración pasa por suministrar recursos hídricos desde fuentes externas (Tooth, 2018; Zhang et al., 2016). Normalmente el agua para la restauración del humedal procede de embalses cercanos, acuíferos, plantas de tratamiento de

### 5 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

aguas residuales, e incluso de trasvases procedentes de otras cuencas hidrográficas (Xu et al., 2017). Cualquier opción que se elija debe satisfacer las necesidades medioambientales del humedal (Jia and Luo, 2009).

Los parámetros fisicoquímicos están entre los factores más importantes para la selección de las fuentes de agua (Wang et al., 2017). Hay un gran número de parámetros fisicoquímicos que pueden tenerse en cuenta en la evaluación de los recursos hídricos (Patil et al., 2012; Sagar et al., 2015).

Se han de utilizar un conjunto de criterios que coincidirán en este caso con los parámetros fisicoquímicos, y el rango de valores que se fijarán en cada uno de ellos, de modo que permitirán evaluar la mayor o menor idoneidad del agua para su utilización en la restauración del humedal. Estos intervalos se determinan en base a los valores de referencia del humedal, que corresponden al mejor estado ecológico de la masa de agua. Estos valores de referencia se pueden determinar por varios métodos, como son modelos, los datos históricos, o la elección de masas de agua de referencia. El proceso de valoración de las fuentes de agua consistirá en la comparación del valor de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de agua de dichas fuentes con los valores de los parámetros fisicoquímicos en el estado de referencia del humedal.

Los parámetros fisicoquímicos elegidos, a utilizar en la evaluación de las fuentes de agua, suponen en muchas ocasiones metas contradictorias que para ser conciliadas implican resolver un problema de toma de decisiones y elicitación realmente complejo. Las decisiones han de ser tomadas basándose en un proceso sistemático, que comprenda todos los aspectos a considerar en el

### 5 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DEL PAROUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

problema y que garantice transparencia y un grado adecuado de consenso. Todo lo anterior es aún más difícil en el PNTD pues es un escenario de stress hídrico, circunstancia frecuente en el área mediterránea, debido a su escasa e irregular pluviometría.

Lo anterior se ve agravado debido a que las demandas de agua son crecientes, llegando en muchos casos a ocasionar la sobreexplotación de los recursos hídricos, todo ello agravado por el cambio climático, que de forma cada vez más acusada, deja notar sus efectos y es más patente.

Todo ello se ha podido constatar estudiando las aportaciones de cuatro embalses de la cuenca Alta del Guadiana, Peñarroya, Gasset, Vega del Jabalón y Torre de Abraham.

La solución del problema hídrico del PNTD pasa por la recuperación del acuífero como se ha dicho anteriormente, pero esta recuperación es un proceso que está llevando décadas, y que probablemente será una labor que habrá de acometerse por varias generaciones.

Intentos llevados a cabo han sido muchos, siendo los más significativos dos de los vistos en epígrafes anteriores: el Plan de Compensación de Rentas, que pretendía reducir los regadíos, compensando dichas reducciones económicamente, y el Plan del Alto Guadiana, con una serie de medidas y programas encaminados a resolver el problema de la cuenca alta.

Mientras tanto, son necesarias medidas de carácter inmediato, que aseguren la supervivencia del humedal. Es en este contexto en el que se plantea la necesidad de aportar agua procedente de recursos externos.

#### 5 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

#### 5.2. Fuentes de recursos hídricos para el PNTD.

Las fuentes externas de recursos hídricos (Tabla 17, Figura 43) han sido las siguiente:

- Aguas superficiales
- Trasvase Intercuenca
- Aguas subterráneas
- Aguas procedentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales.

El acrónimo de cada fuente son cuatro letras, y será utilizado para su identificación, en las tablas, comentarios y referencias que se hagan posteriormente.

Se indica también en la tabla la distancia en kilómetros a las Tablas de Damiel y su ubicación en coordenadas geográficas.

En la segunda columna está la descripción, en la que se dice de donde procede el agua, indicando también el nombre del lugar, por ejemplo, embalse del Vicario.

En la columna Tipo se indica si se trata de agua superficial, procedente por tanto de embalses, de agua subterránea, extraída mediante pozos de bombeo, de aguas reutilizadas tratadas en plantas depuradoras de aguas residuales, o de aguas procedentes de un trasvase Inter cuenca, como es el caso del trasvase Tajo-Segura (TASE).

## 5 APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA A LA REGENERACIÓN HÍDRICA DEL PARQUE NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL

Fuentes			Distancia a	
de Agua	Descripción	Tipo	PNTD (km)	Ubicación
VICR	Embalse del Vicario	Agua Superficial	22.08	39° 03' 32" N
				4° 00' 10'' W
GASR	Embalse de Gasset	Agua Superficial	27.12	39° 07′ 43.60" N
				3° 56' 15.30" W
TOAR	Embalse Torre Abraham	Agua Superficial	61.47	39° 24' 20'' N
				4° 15' 0.50" W
PVAR	Embalse Pto Vallehermoso	Agua Superficial	58.56	38° 52' 20" N
				3° 10' 00'' W
PARR	Embalse de Peñarroya	Agua Superficial	85.35	38° 03' 40'' N
				3° 16' 30'' W
TASE	Trasvase Tajo- Segura	Agua Superficial	165.42	39° 58' 35.62" N
				2° 44' 11.69" W
VILW	Pozos Bombeo Villarrubia.	Aguas Subterráneas	6.19	39° 13' 51.10'' N
				3° 36' 55.77" W
DAIW	Pozos Bombeo Daimiel	Aguas Subterráneas	23.41	39° 6.49' 0.79'' N
				3° 34.30 ' 0.60" W
FUFW	Pozos Bombeo Fte Fresno	Aguas Subterráneas	16.12	39° 14 .20′ 11 ′′ N
				3° 47 ' 26.30" W
CDEW	Pozos Bombeo C. Encinas	Aguas Subterráneas	25.35	39° 05′ 36.37'' N
				3° 39' 09.42'''W
CIRW	Pozos Bombeo Ciudad Real	Aguas Subterráneas	10.92	39° 04.54 ' 33 " N
				3° 54 ' 19.76'' W
POBW	Pozos de Bombeo Poblete	Aguas Subterráneas	33.36	38° 56' 12.33'' N
				3° 58' 8.11" W
DARP	Depuradora Daimiel	EDAR	10.87	39° 0 6′ 0.20'' N
				3° 37' 18.10" W
MARP	Depuradora Manzanares	EDAR	35.47	39° 00' 15" N
				3° 24' 01''W
FURP	Depuradora Fuente Fresno	EDAR	17.58	39° 12 ' 11.50'' N
				3° 46' 18''W
VIRP	Depuradora Villarrubia	EDAR	12.85	39° 12' 11.50" N
				3° 36' 44.50 " W
ALRP	Depuradora Alcazar S.J.	EDAR	49.94	39° 23' 32.22"'N
				3° 13' 50.31" W

Tabla 17. Fuentes de agua para la regeneración hídrica de las Tablas de Daimiel.

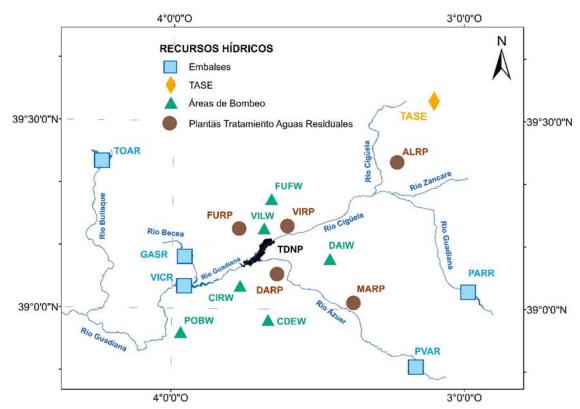


Figura 43. Mapa de situación de las fuentes de agua para la regeneración hídrica de las Tablas de Daimiel.

El número total de fuentes de agua consideradas son diecisiete, con distancias a las Tablas de Daimiel muy variables, que oscilan desde un valor máximo de 165 km en el caso del TASE a un mínimo de 6,9 km para la zona de bombeo de Villarrubia (VILW).

La descripción de las características de las fuentes son las siguientes:

• Embalse del Vicario (VICR): Este embalse se encuentra en el río Guadiana, a 15 kilómetros de distancia de Ciudad Real. VICR es un embalse que tiene una capacidad de 32,86 hm³. La presa que forma este embalse es una presa de gravedad de hormigón (39° 03 '32" N 4° 00' 10 " W). Está

situada en el río Guadiana, a la cota 601,50 m sobre el nivel del mar. La longitud de coronación es de 173 metros y tiene una altura de 18,5 m. El embalse se construyó en el año 1974 y su capacidad se incrementó hasta la actual en el año 1992 recreciendo la presa. Aunque embalse está sobre el río Guadiana, los mayores aportes de agua proceden del río Bañuelos. Esto es debido a que desde el año 1986 el río Guadiana se secó debido a la sobreexplotación del acuífero de la Mancha Occidental. Este embalse no está lejos del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel y por ello recibe agua procedente de la presa de Puente Navarro y del embalse de Gasset y de la planta depuradora de aguas residuales de Ciudad Real capital. Estas aportaciones junto con la reducción de la cantidad de agua limpia procedente del acuífero han ocasionado el deterioro de la calidad del agua del embalse. Hay un exceso de nutrientes en el agua y durante los meses de verano el nivel de oxígeno disuelto del agua llega a decrecer causando incluso mortandad de peces algunos años. El embalse del Vicario está exclusivamente destinado a satisfacer demandas de regadío, sirviendo una superficie total de cultivos de 4.782 ha.

• Embalse de Gasset (GASR): Este embalse está situado a 16 km al norte de Ciudad Real. Tiene una capacidad de almacenamiento de 38,87 hm³. La presa que forma el embalse (39° 07′ 43.6″ N 3° 56′ 15.3″ W), es una presa de tierras situada en el río Becea a la cota 610 m sobre el nivel del mar. La longitud de coronación es de 205 m y la altura de presa es de 17 m. La presa se construyó en 1910 y fue recrecida en 1984 de los 13,4 m hasta su altura actual. Este embalse tiene tres entradas de agua principales, el río

Becea, el río Bañuelos y el trasvase de agua procedente del embalse de la Torre de Abraham mediante una tubería de 46 km de longitud. Dicho trasvase lleva funcionando desde el año 1993, siendo su finalidad incrementar la garantía del abastecimiento a la población de Ciudad Real. El embalse de Gasset suministra agua para el riego de 1000 hectáreas y agua para el abastecimiento de una población de 100.000 habitantes.

- Embalse de la Torre de Abraham (TOAR): Está situado a cinco kilómetros del pueblo de Retuerta del Bullaque, en la provincia de Ciudad Real. Este embalse tiene una capacidad de almacenamiento de 183,36 hm³, siendo el embalse más importante de la cuenca alta del Guadiana. El embalse está formado por una presa de gravedad de hormigón (39° 24'20 " N 4 ° 15 '5" W) situada en el río Bullaque a 675,50 metros sobre el nivel del mar. La longitud de coronación es de 481 metros y la altura de la presa es de 34,5 m. La presa se construyó en 1974 y fue recrecida en 1998 hasta su altura y capacidad actual. El río Bullaque y su afluente Milagros proporcionan las aportaciones más notables al embalse. El embalse de la Torre de Abraham suministra agua a una población de 15,000 habitantes y también proporciona agua para el regadío de una superficie de 5.551 ha.
- Embalse del Puerto de Vallehermoso (PVAR): Este pequeño embalse está situado a 10 km al sudeste de la ciudad de La Solana y a 7 km al noreste de la ciudad de San Carlos del Valle. El embalse fue construido en el año 1989, en respuesta a una situación de emergencia, causada por una

sequía, en la que estaba en peligro el abastecimiento a la población de La Solana. La capacidad de este embalse es de 6,92 hm³. El embalse está formado por una presa de materiales sueltos sobre el río Azuer (38° 52 '20' " N 3° 10 'W), a la cota 268,5 metros sobre el nivel del mar. La altura de la presa es de 20 m. El embalse del Puerto de Vallehermoso está destinado exclusivamente al abastecimiento de 18,000 habitantes.

Embalse de Peñarroya (PARR): Esta masa de agua está localizada a 19 km de distancia de la localidad de Argamasilla de Alba. El embalse se encuentra en su totalidad dentro del Parque Natural de las Lagunas de Ruidera. Este parque natural consiste en una serie de quince lagunas conectadas entre sí a lo largo del río Guadiana, cubriendo una longitud total de 32 km. El embalse de Peñarroya es muy alargado, tiene una longitud de 10,50 km y un ancho aproximado de 0,50 km. Su capacidad es de 57,70 hm³. La presa que forma este embalse es una presa de gravedad de hormigón (38° 3′ 40″ N 3° 16′ 30″ W) situada en el río Guadiana, a 737,50 metros sobre el nivel del mar. La longitud de coronación es de 251 metros y la altura de la presa es de 43,7 metros. Fue construida en 1963, es la presa más antigua de la cuenca alta del Guadiana. La aportación más importante al embalse es el río Guadiana. Sin embargo, pocos kilómetros aguas abajo de la presa, el Guadiana desaparece, infiltrándose en el acuífero de la Mancha Occidental. El embalse de Peñarroya suministra agua a una población de 43.000 habitantes y a una superficie de regadío de 7.842 ha. Al igual que sucedía con el embalse del Puerto de Vallehermoso, Peñarroya recibe agua en

verano debido a que también se encuentra sobre el acuífero del Campo de Montiel que recibe las aportaciones del deshielo de la nieves de la Sierra de Alcaráz.

Trasvase Tajo Segura (TASE): Comenzó a funcionar en el año 1984, siendo el trasvase intercuenca más importante de España. Transporta agua desde la cuenca del Tajo (zona central de España) a la cuenca del Segura (sudeste de España). La infraestructura consiste en un acueducto de 286 km que conecta el embalse de Bolarque de 31 hm³ de capacidad, situado en el río Tajo, con el embalse del Talave de 35 hm³ de capacidad en el río Mundo, que es un afluente del río Segura. El máximo caudal que se puede transferir es de 33 m3/s. Dos embalses de cabecera, Entrepeñas, situado en el río Tajo de 804 hm³ de capacidad, y el embalse de Buendía de 1638 hm³ de capacidad, situado en el río Guadiela, son los embalses que proporcionan los mayores caudales al embalse de Bolarque. El volumen máximo que se puede trasvasar a la cuenca del Segura es el excedente de agua de la cuenca hidrográfica del Tajo, que ha sido fijado en 600 hm³ año. Además, un máximo de 30 hm³ puede ser suministrado al Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. El trasvase Tajo-Segura, junto con el agua procedente de los pozos de bombeo próximos al Parque Nacional, han sido los únicos recursos externos que se han aportado hasta ahora al humedal para evitar su total degradación, y el incendio de las turbas.

- Área de Bombeo de Villarrubia (VILW): Esta área está ubicada al noreste del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, en una zona de borde del acuífero de la Mancha Occidental, en una región que se encuentra entre la Sierra de Villarrubia y el río. Cigüela. Esta área es cruzada por una tubería que suministra agua procedente del trasvase Tajo-Segura al Parque Nacional. Las muestras tomadas para caracterizar esta área de bombeo proceden de un pozo (39º 13 '51 .18 " N 3º 36 '55.77' 'W), que suministra agua a la ciudad de Villarrubia de los Ojos. Dicho pozo se encuentra a 0,5 km de la ciudad y a 5,5 km al noreste de las Tablas de Daimiel. Es la fuente de agua más próxima al Parque.
- Área de Bombeo de la Casa del Pico en Daimiel (DAIW). Esta área está en los Ojos del Guadiana, que es el rebosadero del acuífero de la Mancha Occidental, donde el río Guadiana volvía a aparecer para suministrar agua a las Tablas de Daimiel. El río Guadiana se encuentra al norte de éste área de bombeo y el río Azuer está al oeste. En toda esta área de bombeo hay un gran número de manantiales que son la salida natural del acuífero. Actualmente los manantiales están secos porque el nivel del agua descendió en los años 80, y desde entonces dicho nivel está por debajo del terreno, impidiendo que los manantiales manen. Las muestras utilizadas para caracterizar esta área corresponden a un pozo (39° 6 '49 .79 " N 3° 34 '30 .60 " W), situado 10 km al sur de las Tablas de Daimiel y a 4,5 km al noreste de la localidad de Daimiel.

- Área de Bombeo de Fuente el Fresno (FUFW). La localidad de Fuente el Fresno está situada dentro de esta zona de bombeo. Esta región se encuentra en el borde noroccidental del acuífero de la Mancha Occidental, y está emplazada entre la Sierra de la Calerina y las Tablas de Daimiel. Hay un gran número de arroyos que discurren desde la Sierra, de norte a sur, hacia las Tablas de Daimiel. Las aguas residuales de la población de Fuente el Fresno, procedentes de la Planta Depuradora de Aguas Residuales, descargan en el arroyo de Cañada Lobosa. Por tanto, la calidad del agua subterránea posiblemente resulta afectada por la infiltración de las aguas superficiales. Las muestras para evaluar esta área de bombeo proceden de un sondeo (39° 14 '20 .11 " N 3° 47 '26.30' W). Este sondeo proporciona agua a la ciudad de Fuente el Fresno y está situado a 10,8 km al noreste de las Tablas de Daimiel.
- Área de Bombeo de Casas de las Encinas (CDEW). Está ubicada en el acuífero de la Mancha Occidental, a medio camino de la ciudad de Daimiel y las Tablas de Daimiel. El río Guadiana se encuentra al norte y el río Azuer al este. Dentro de esta Área de Bombeo está la laguna de Navaseca, que es una instalación artificial de lagunaje para la depuración de aguas residuales procedentes de la Planta de Depuradora de Aguas Residuales de Daimiel. Como sucedía en el Área de Bombeo de Fuente el Fresno, el agua subterránea puede resultar afectada por la infiltración del agua superficial residual procedente de la depuradora. Las muestras de agua utilizadas para caracterizar esta área de bombeo corresponden a un pozo (39° 5 '36 .37 " N 3° 39 '9.42' 'W) que tiene como finalidad el riego

y el abrevadero de ganado. Este pozo está a 5,2 km al sudeste de las Tablas de Daimiel y a 3,5 km al noroeste de la ciudad de Daimiel.

- Área de bombeo de Ciudad Real (CIRW): Está localizada a 10,5 km al norte de Ciudad Real Capital y a 12,8 km al sudoeste del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Para caracterizar la zona se han utilizado las muestras de un pozo (39° 4 '54 .33 " N 3° 54 '19 .76 " W), que está destinado al abastecimiento de la población. La geología de la región, dentro del acuífero del Campo de Calatrava es compleja, alternado las rocas volcánicas con las sedimentarias como las calizas.
- Área de Bombeo de Poblete (POBW): Esta área de bombeo se encuentra en la zona central de la masa de agua subterránea del Campo de Calatrava. El área está llena de edificios volcánicos. Sintetizando, hay dos tipos esenciales de edificios volcánicos, los volcanes estrombolianos, pequeños edificios de forma cónica y los maares que corresponden a episodios explosivos de volcanismo hidromagmático, en los que el magma al aflorar a la superficie entra en contacto con el agua del nivel freático. Estos edificios volcánicos son muy abundantes en la zona y proporcionan una fuente de agua subterránea de buena calidad para el abastecimiento a poblaciones- El agua procedente del volcánico está menos mineralizada que el agua subterránea de los acuíferos calizos u otras rocas sedimentarias de la zona. Las muestras para evaluar esta área se tomaron en un pozo (38° 56 '12.33" N 3° 58 '8.11' W) que está destinado al abastecimiento de la localidad de Poblete. El pozo está

localizado en un volcán estromboliano extinguido llamado Cabezo del Rey que se encuentra a 26 km de las Tablas de Daimiel y a 1,2 km de distancia al núcleo urbano de Poblete.

- Planta Depuradora de Aguas Residuales de Daimiel (DARP): Esta depuradora de aguas residuales (39° 6 '0.2' 'N 3° 18.1' 'W) se encuentra ubicada cerca de las Tablas de Daimiel. Sus efluentes quedan almacenados en la laguna de Navaseca, la cual les proporciona un tratamiento adicional, para finalmente ser vertidas al cauce del río Guadiana, que inmediatamente desemboca en las Tablas de Daimiel. La ciudad de Daimiel tiene 18.000 habitantes y sus aguas residuales, debido a la mejora de la planta depuradora en el año 2016, pueden ser ahora aptas como candidatas a ser fuentes de agua para la restauración de las Tablas de Daimiel.
- Planta Depuradora de Aguas Residuales de Villarrubia (VIRP): Villarrubia de los Ojos es una ciudad limítrofe con el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. La planta depuradora de Villarrubia (39° 12 '11, 5 " N 3° 36 '44 .5 " W) tiene una capacidad de 19,600 habitantes equivalentes, pudiendo depurar 6,480 m3/día (1.3 hm3 al año). Una vez que el agua residual se trata va a parar a las Tablas de Daimiel, a través del arroyo de los Molinos primero, y luego por el río Cigüela. La planta depuradora está a menos de un kilómetro del cauce. Esto hizo que fuese necesario ampliar la planta depuradora en 2011 triplicando su capacidad y mejorando el tratamiento, con una inversión de 7 millones de euros. Se construyó también un

tanque de tormentas para evitar vertidos a las Tablas de Daimiel por aguas residuales no tratadas, que podrían suceder en episodios en los que sea superado el caudal máximo de entrada de la depuradora. El coste de la infraestructura necesaria para transportar el agua desde la depuradora a las Tablas de Daimiel sería reducido dada la proximidad de la depuradora al humedal.

Planta Depuradora de Aguas Residuales de Fuente el Fresno (FURP): Esta planta depura el agua de la población de Fuente el Fresno, una pequeña población de 3.200 habitantes, situada a 10 kilómetros de las Tablas de Daimiel. Esta depuradora (39° 12 '50' 'N 3° 46' 18 'W), junto con un tanque de tormentas fueron construidos en 2013. La inversión total fue de 4,2 millones de euros. Esta planta tiene una gran importancia, porque antes de su existencia el agua residual bruta, sin tratar procedente de Fuente el Fresno estaba contaminando las Tablas de Daimiel. Actualmente el agua depurada va a parar las Tablas de Daimel a través del arroyo de la Reguera y de la Cañada Lobosa. La planta puede reciclar 1.200 m3 diarios y está diseñada para una población equivalente de 5.400 habitantes. Que supone un volumen total anual de agua depurada de 0,265 hm<sup>3</sup>. La infraestructura necesaria para llevar mediante tubería el agua depurada a las Tablas de Daimiel no supondría una inversión importante, porque bastaría con una tubería de 9 kilómetros de longitud, y no se necesitaría bombear, pudiéndose transportar por gravedad.

Depuradora de Aguas Residuales de Manzanares (MARP). Esta planta depuradora recicla agua residual de la ciudad de Manzanares y de la ciudad de Membrilla. Manzanares tiene una población 18.000 aproximadamente habitantes. Membrilla está Manzanares y por ello pueden compartir la planta depuradora de aguas residuales. La población de Membrilla es de aproximadamente 6.000 habitantes que equivale a una tercera parte de la población de Manzanares. Ambas localidades, Manzanares y Membrilla, están situadas en el río Azuer. El agua tratada de ambas localidades es vertida al río Azuer, cuyas aguas van a parar al río Guadiana y de ahí a las Tablas de Daimiel, después de un largo recorrido de unos 40 kilómetros. La planta depuradora de aguas residuales de Manzanares (39° 00′ 15" N 3° 24′ 1" W) está en funcionamiento desde al año 1997. La planta se diseñó para una población de 73.258 habitantes equivalentes y puede depurar 6.100 m3 al día. Esta depuradora podría suministrar a las Tablas de Daimiel más de 2 hm3 al año de agua depurada. La infraestructura para transportar agua depurada a las Tablas de Daimiel sería costosa, porque tendría varias decenas de kilómetros de longitud. Además, es muy posible que se necesitase instalar una estación de bombeo para impulsar el agua, lo cual supondría un costo de explotación añadido al inicial de construcción de las instalaciones. Esta tubería podría servir también para llevar agua desde el embalse del Puerto de Vallehermoso a las Tablas de Daimiel, haciendo más justificables los costes que supone dicha inversión.

Planta Depuradora de Aguas Residuales de Alcázar de San Juan (ALRP): Esta depuradora trata los vertidos de las poblaciones de Alcázar de San Juan y de Campo de Criptana. Estas dos localidades se encuentran muy cerca la una de la otra, a unos nueve kilómetros de distancia. Alcázar de San Juan tiene una población de 31,000 habitantes, siendo una de las ciudades más importantes de la zona. Campo de Criptana es una población menor y solo tiene una población de 13.600 habitantes Por este motivo, el agua residual del Campo de Criptana se bombea hacia Alcázar de San Juan, para ser tratadas en la depuradora de esta localidad. El coste por metro cúbico del proceso de depuración de agua decrece cuando la planta depuradora es mayor, por lo que es conveniente para ambas poblaciones depurar sus aguas conjuntamente. La planta depuradora de Alcázar de San Juan (39° 12 '11, 5 " N 3° 36 '44.5' W) ha estado funcionando desde el año 1987. Inicialmente la depuradora se diseñó para tratar solo agua residual urbana, pero posteriormente se expandió para poder reciclar aguas de carácter industrial también. La depuradora tiene una capacidad para tratar el agua de una población equivalente de 322.400 habitantes, y está diseñada para depurar 24.000 metros cúbicos día. A pesar de su alta capacidad de tratamiento, la planta necesita ser ampliada puesto que aunque la población de la zona no ha aumentado, la cantidad de agua residual a tratar en la planta depuradora es mayor. Un total de 3,7 hm³ al día puedes ser suministrados a las Tablas de Daimiel desde esta planta depuradora.

 ALRP es la depuradora de la región que puede suministrar una mayor cantidad de agua tratada al Parque Nacional, pero por desgracia está a más de 70 kilómetros de distancia de este, y la infraestructura necesaria para transportar el agua depurada a las Tablas sería costosa.

### 5.3.- Parámetros fisicoquímicos de las fuentes del PNTD

Los indicadores utilizados en el método de decisión son los parámetros fisicoquímicos, y las opciones son los posibles recursos hídricos externos para la regeneración del humedal. Estos elementos pertenecen al marco jerárquico en el que se aplica el método AHP.

Los panelistas han interactuado mediante feedback anónimo, intentando llegar al consenso en los indicadores y las alternativas que se han propuesto (Curiel-Esparza et al., 2018).

Los indicadores y los recursos hídricos acordados por los panelistas como de poca importancia se han suprimido, alcanzándose el consenso entre los expertos (Curiel-Esparza et al., 2015).

A los indicadores obtenidos se les ha aplicado método de decisión AHP, proceso de análisis jerárquico (Figura 44), para determinar sus pesos.

Como resultado del proceso de elicitación del humedal estudiado, se han obtenido los nueve parámetros fisicoquímicos que se describen a continuación:

• Temperatura (TPT): Este indicador evalúa la temperatura del agua. Los organismos acuáticos son sensibles a la temperatura del agua. Dallas y Ross-

Gillispie (2015) estudiaron los efectos subletales de la temperatura en los organismos acuáticos, así como el régimen térmico óptimo. Si la temperatura del agua aportada fuese inadecuada la vida acuática se ve afectada de forma adversa. El límite establecido para la diferencia de temperatura entre el agua aportada y la del humedal se ha establecido en un máximo de cuatro grados centígrados (Rivers-Moore et al, 2013).

- pH (PHH): Este parámetro físico-químico tiene un impacto muy importante sobre la química de las aguas naturales y sobre la vida acuática. La toxicidad de ciertas sustancias como el cobre, amonio, aluminio o los nutrientes, dependen de la concentración de iones hidrógeno. (Brandt et al., 2017). Estos efectos pueden verse agravados en los humedales, así por ejemplo el fósforo podría ser liberado por los sedimentos, cuando el pH de los sedimentos aumenta en ambientes anaeróbicos (Gu et al., 2019).
- Oxígeno Disuelto (DOO): La concentración de oxígeno disuelto en el agua es esencial para la evaluación de la calidad general y el buen estado de las masas de agua (Feld et al., 2014). El nivel de este parámetro ha de ser lo suficientemente alto como para garantizar el bien estar de la vida acuática (Dodds, 2010). El agua residual tratada puede proporcionar nutrientes indeseados, así como un déficit de oxígeno disuelto, incrementando el riesgo de eutrofización de las masas de agua que reciben estos efluentes (Nagisetty et al., 2019).
- Conductividad Eléctrica (ECN): El agua conduce la electricidad solo si contiene iones en disolución. La conductividad aumenta cuando el contenido de

iones en disolución, o de sólidos disueltos, es mayor. La conductividad eléctrica es por tanto un indicador de calidad del agua (Kumar and Sinha, 2010). La conductividad eléctrica proporciona información sobre la fuerza iónica total del agua, y tiene una relación directa con el contenido de sólidos disueltos totales. Estos factores son decisivos para la supervivencia de muchos humedales que están amenazados por cambios en la salinización y por alteraciones hidrológicas (Waterkeyn et al., 2008).

- Sólidos Suspendidos Totales (TSS): Una cantidad excesiva de sólidos en supensión puede ocasionar la degradación el medio acuático. Los sólidos en suspensión pueden hacer disminuir la penetración de la luz, causando cambios de temperatura, relleno del vaso de los embalses y lagos por acumulación de sedimentos, a lo que cabe añadir otros efectos perjudiciales como los antiestéticos (Lloyd et al., 1987, Bilotta et al., 2012). El fitoplancton, las macrofitas, los invertebrados acuáticos y los peces, son entre otras especies, afectados por la concentración de sólidos en suspensión (Bilotta y Brazier, 2008). Los humedales eliminan sólidos en suspensión del agua mediante mecanismos muy diversos, como son la sedimentación, la intercepción, la floculación, la filtración y la descomposición bacteriana. (Koskiaho and Puustinen, 2019).
- Demanda Biológica de Oxígeno (BOD): Este indicador ha sido incluido entre los parámetros fisicoquímicos porque puede afectar la evolución del oxígeno disuelto (Volkmar and Dahlgren, 2006). Además, la BOD proporciona información sobre el contenido de materia orgánica del agua. Grandes cantidades de materia orgánica en el agua pueden causar la reducción de la

cantidad de oxígeno disuelto y por tanto la aparición de condiciones anóxicas que dañan de forma severa a la vida acuática. (Feld et al., 2014). La BOD también se considera un indicador de contaminación (Li and Liu, 2018).

- Nitratos (NTT): Un exceso de nitratos en el agua es dañino para la vida acuática (Pottinger, 2017), Camargo et al., 2006). La contaminación atmosférica, los fertilizantes nitrogenados procedentes de la agricultura, así como los efluentes de las aguas residuales son algunos ejemplos de como las actividades humanas pueden hacer que aumenten los niveles de nitratos en las masas de agua (Peng et al., 2019, Shi et al., 2019). Los humedales pueden soportar niveles altos de nitratos en el agua, puesto que se comportan como sumideros de nitrógeno, reciclando y eliminando el exceso de estos nutrientes (Mayo et Muraza 2018). No obstante, las consecuencias de la contaminación por nitratos del agua pueden ser también el crecimiento excesivo de algas en el agua, la eutrofización, la falta de oxígeno, así como otros efectos indeseables, que pueden deteriorar los hábitats y los ecosistemas (Haas et al., 2017).
- Fósforo Total (TPH): El ciclo del fósforo en los humedales es un proceso físico, químico y biológico, así como un equilibrio entre las plantas, el agua y el suelo (McCormick et al., 2009). Un exceso de fósforo puede conducir a la eutrofización y la reducción del status ecológico, porque las plantas y las algas pueden sufrir un sobrecrecimiento (Blaas and Kroeze, 2016). Los fertilizantes, las aguas residuales y la escorrentía urbana son las principales fuentes de fósforo en las aguas. El cambio climático también contribuye a incrementar los riesgos de

eutrofización, porque cuanto mayores son las temperaturas más posibilidades hay de que los caudales circulantes en los ríos y las aportaciones sean menores

• Amonio no Ionizado (UIA): Este indicador evalúa la concentración en el agua del compuesto nitrogenado más tóxico. Si la concentración de amonio excede el límite de concentración letal, todo el ecosistema acuático puede resultar dañado o puesto en peligro (Liu et al., 2019). Los humedales pueden soportar mayores concentraciones de amonio que otras masas de agua. Los humedales pueden eliminar grandes cantidades de amonio no ionizado bajo condiciones aerobias adecuadas.

### 5.4.-AHP con ratings para la selección de las fuentes de agua

AHP con ratings es el método para la toma de decisiones que se ha aplicado para la selección y priorización de las fuentes de agua más apropiadas para la regeneración hídrica el PNTD.

El primer paso en la aplicación del método AHP es el establecimiento de un esquema jerárquico, donde se establecen los distintos niveles.

En general se consideran tres niveles. El nivel superior corresponde a la meta u objetivo, el nivel intermedio son los criterios para decisión y el nivel inferior que son las distintas posibilidades sobre las que ha de tomarse la decisión.

Se ha utilizado el método AHP de medición absoluta o rating, utilizando juicios absolutos. Este método incluye un nivel adicional a los anteriores que es la Intensidad (Figura 45).

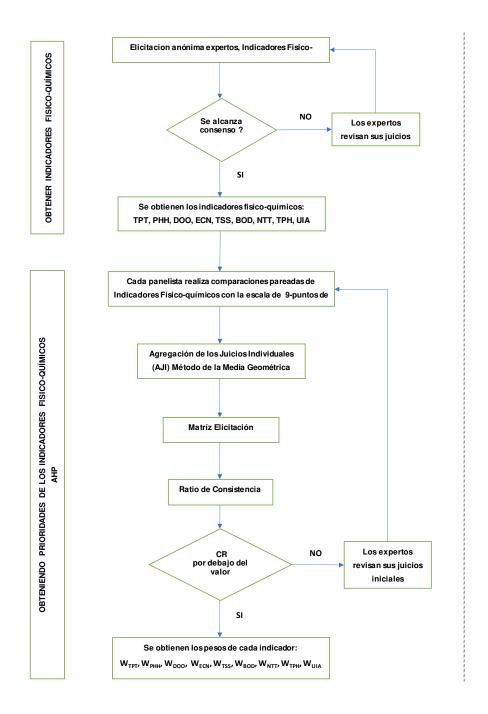


Figura 44. Diagrama de flujo del proceso de obtención de las prioridades para los diversos indicadores utilizando AHP.

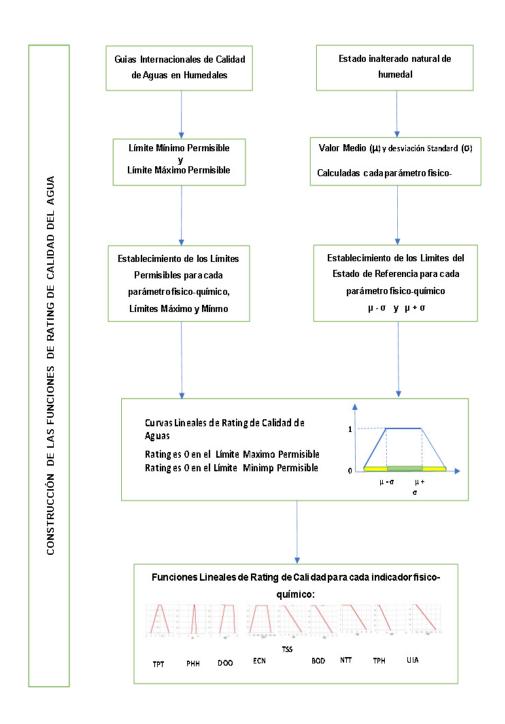


Figura 45. Diagrama de flujo del proceso de construcción de las funciones de rating de la calidad del agua.

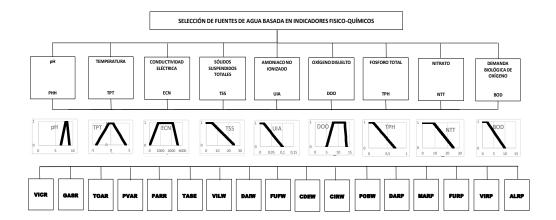


Figura 46. Diagrama jerárquico utilizado en el proceso analítico de priorización (AHP), y funciones lineales de rating utilizadas para la evaluación de los indicadores.

En este método las alternativas no se comparan entre sí dos a dos, sino que cada una de ellas se compara con un standard (Saaty, 2006). Esto permite considerar un número ilimitado de alternativas.

En el AHP de medición relativa, en el que se han de comparar las alternativas dos a dos, no es posible considerar más de nueve alternativas, lo cual supone una limitación que en el caso de los recursos hídricos no es aceptable, puesto que el número de posibilidades puede ser más elevado, e incluso incrementarse con posterioridad.

De acuerdo con el árbol de la Figura 46, las intensidades de cada criterio se obtienen por una función continua lineal, que da como resultado un valor comprendido entre cero y uno, en función del valor del parámetro fisicoquímico de cada una de las alternativas.

La puntuación de cada alternativa se obtiene siguiendo el árbol jerárquico, como el producto de los pesos de los criterios multiplicados por el valor obtenido en la curva de rating.

#### 5.4.1. Obteniendo las prioridades de los Indicadores fisicoquímicos

El método de AHP se ha empleado para priorizar los indicadores fisicoquímicos, y así determinar la importancia relativa de cada uno de ellos.

Se ha utilizado la agregación de los juicios individuales (AIJ) mediante el método de la media geométrica (Dong et al. 2010).

El panel de expertos es considerado como un nuevo individuo, que requiere la satisfacción de la condición de reciprocidad en la elicitación.

La media geométrica es el único método que preserva la reciprocidad y la estructura simétrica de las matrices de elicitación.

En esta elicitación se ha aplicado el método de la media geométrica para agregar las prioridades de los indicadores fisicoquímicos, correspondientes a los 10 panelistas, de modo que se pueda obtener la matriz colaborativa de elicitación, de la forma que se describe a continuación:

$$p_{ij} = \prod_{k=1}^{n} (p_{ij}^{\ k})^{\frac{1}{n}}$$

Como puede verse en la Tabla 18, la matriz de elicitación [P] se construye para recoger las prioridades de los indicadores fisicoquímicos utilizando la escala de 9 de Saaty (Saaty, 2012).

Los indicadores más importantes son aquellos que tienen mayores prioridades.

El peso aumenta al hacerlo la importancia del indicador.

Las prioridades individuales de cada uno de los parámetros fisicoquímicos son evaluadas utilizando el método de los autovalores.

El autovector del mayor autovalor de la matriz de elicitación es el vector de prioridad de los indicadores fisicoquímicos (IPV).

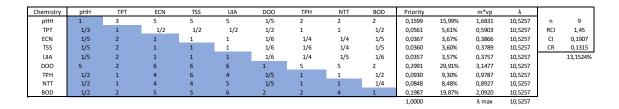
Para obtener el vector IPV, ha de resolverse el sistema lineal:

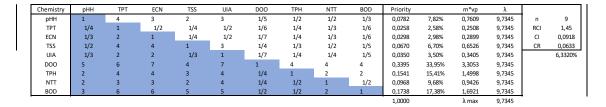
$$[P] \cdot [IPV] = \lambda \cdot [IPV]$$

lo que se hace tal como sigue:

$$det([P]-\lambda \cdot [I])=0$$

A continuación, se relacionan las matrices de elicitación correspondientes a todos los indicadores fisicoquímicos.





PHH TPT ECN TSS UIA DOO TPH NTT	pHH 1 1/3 1/2 1/2 1/4	TPT 3 1 1/2 2	ECN 2 2 1 1 1	TSS 2 1/2 1	UIA 4 3 2	1/3 1/3 1/4	1/4 1/3 1/2	NTT 1/3 1/2 1/2	1/2 1/2 1/2 1/2	0,0918 0,0628	9,18% 6,28%	m*vp 0,8902 0,6093	λ 9,6999 9,6999	n RCI	9 1,45
TPT ECN TSS UIA DOO TPH	1/3 1/2 1/2 1/4	1 1/2 2	2	1/2 1	3 2	1/3	1/3	1/2	1/2	0,0628	6,28%	0,6093	9,6999	RCI	-
ECN TSS UIA DOO TPH	1/2 1/2 1/4	1/2 2	1	1	2										1,45
TSS UIA DOO TPH	1/2 1/4	2				1/4									0.0075
UIA DOO TPH	1/4		1			4/4				0,0560	5,60%	0,5428	9,6999	CI	0,0875
DOO TPH			- 10		3	1/4	1/3	1/2	1/3	0,0640	6,40%	0,6206	9,6999	CR	0,0603
TPH		1/3	1/2	1/3	1	1/4	1/3	1/4	1/3	0,0335	3,35%	0,3246	9,6999		6,0334%
	3	3	4	4	4	1	3	3	3	0,2695	26,95%	2,6144	9,6999		
NII	4	3	2	3	3	1/3	1	2	2	0,1771	17,71%	1,7175	9,6999		
	3	2	2	2	4	1/3	1/2	1	1	0,1236	12,36%	1,1985	9,6999		
BOD	2	2	2	3	3	1/2	1/2	1	1	0,1219	12,19%	1,1821	9,6999		
										1,0000		λ max	9,6999		
Chemistry	pHH	TPT	ECN	TSS	UIA	D00	TPH	NTT	BOD	Priority		m*vp	λ		
рНН	1	3	1	1	3	1/3	1/4	1	1/2	0,0842	8,42%	0,8090	9,6133	n	9
TPT	1/3	1	2	1	1	1/3	1/3	1/2	1/2	0,0610	6,10%	0,5866	9,6133	RCI	1,45
ECN	1	1/2	1	1	2	1/3	1/2	1/2	1/2	0,0639	6,39%	0,6146	9,6133	CI	0,0767
TSS	1	1	1	1	2	1/3	1/2	1/2	1/3	0,0648	6,48%	0,6230	9,6133	CR	0,0529
UIA	1/3	1	1/2	1/2	1	1/5	1/4	1/3	1/3	0,0382	3,82%	0,3676	9,6133		5,2874%
DOO	3	3	3	3	5	1	4	5	3	0,2952	29,52%	2,8377	9,6133		
TPH	4	3	2	2	4	1/4	1	2	2	0,1686	16,86%	1,6206	9,6133		
NTT	1	2	2	2	3	1/5	1/2	1	1/2	0,0915	9,15%	0,8795	9,6133		
BOD	2	2	2	3	3	1/2	1/2	2	1	0,1326	13,26%	1,2748	9,6133		
										1,0000		λ max	9,6133		
a T			=	W0.0							1		,		
Chemistry	pHH	TPT	ECN	TSS	UIA	D00	TPH	NTT	BOD 1/2	Priority	40.0401	m*vp	λ	_	•
pHH	1	6	4	2	4	1/4	3	4	1/2	0,1801	18,01%	2,0831	11,5657	n	9
TPT ECN	1/6	1 1/2	3	3 1	4	1 4	1/2	1 1/2	1/3	0,0921	9,21%	1,0649	11,5657	RCI	1,45
	1/4	1/3	1		3		1/2	1/2	1/3	0,1131	11,31%	1,3079	11,5657	CI CR	0,3207
TSS	1/2	1/3	1	1	1	1/5	1/3	1/2	1/3	0,0400	4,00%	0,4632	11,5657	CR	0,2212
UIA	1/4	1/4	1/3	1	1	1/7	1/6	1/5	1/6	0,0222	2,22%	0,2573	11,5657		
D00	4	1	1/4	5	7	1	4	3	3	0,2179	21,79%	2,5206	11,5657		22,1178%
TPH	1/3	2	2	3	6	1/4	1	2	1	0,1024	10,24%	1,1848	11,5657		
NTT	1/4 2	1	2	2	5	1/3 1	1/2	1	1/2	0,0718	7,18%	0,8304	11,5657		
BOD	2	3	3	3	6	1	1	2	1	0,1603	16,03%	1,8536	11,5657		
										1,0000		λmax	11,5657		
Chemistry	pHH	TPT	ECN	TSS	UIA	DOO	TPH	NTT	BOD	Priority		m*vp	λ		
рНН	1	1	4	7	5	1/6	4	5	4	0,1785	17,85%	2,7164	15,2210	n	9
TPT	1	1	3	6	6	1/6	2	3	1	0,1077	10,77%	1,6396	15,2210	RCI	1,45
ECN	1/4	1/3	1	6	5	1/4	1	2	1/3	0,0617	6,17%	0,9398	15,2210	CI	0,7776
TSS	1/7	1/6	1/6	1	1/3	1/8	1/7	4	1/8	0,0395	3,95%	0,6011	15,2210	CR	0,5363
UIA	1/5	1/6	1/5	3	1	1/8	1/7	1/7	1/8	0,0185	1,85%	0,2819	15,2210		53,6294%
DO0	6	6	4	8	8	1	1/7	1/7	1/6	0,1752	17,52%	2,6669	15,2210		
TPH	1/4	1/2	1	7	7	7	1	3	1/3	0,1529	15,29%	2,3266	15,2210		
NTT	1/5	1/3	1/2	1/4	7	7	1/3	1	1/4	0,1096	10,96%	1,6681	15,2210		
BOD	1/4	1	3	8	8	3	3	4	1	0,1564	15,64%	2,3806	15,2210		
										1,0000		λ max	15,2210		
														,	
Chemistry	pHH	TPT	ECN	TSS	UIA	D00	TPH	NTT	BOD	Priority	46	m*vp	λ	4	_
pHH	1	3	3	4	2	1/3	1	1	3	0,1621	16,21%	1,6289	10,0465	n	9
TPT	1/3	1	1/3	1/5	1/4	1/3	1/3	1/2	1/3	0,0355	3,55%	0,3569	10,0465	RCI	1,45
ECN	1/3	3	1	1	1	1/3	1/2	1/2	1/2	0,0633	6,33%	0,6360	10,0465	CI	0,1308
TSS	1/4	5	1	1	4	1/2	1	1/2	1/2	0,0980	9,80%	0,9843	10,0465	CR	0,0902
UIA	1/2	4	1	1/4	1	1/4	1/4	1	1/2	0,0625	6,25%	0,6279	10,0465	1	9,0213%
DO0	3	3	3	2	4	1	2	3	2	0,2258	22,58%	2,2690	10,0465		
TPH	1	3	2	1	4	1/2	1	2	1	0,1312	13,12%	1,3178	10,0465	1	
NTT	1	2	2	2	1	1/3	1/2	1	2	0,1088	10,88%	1,0934	10,0465	1	
BOD	1/3	3	2	2	2	1	1	1/2	1	0,1127 1,0000	11,27%	1,1323	10,0465 10,0465	_	
										1,0000		λ max	10,0465		
Chemistry	рНН	TPT	ECN	TSS	UIA	D00	TPH	NTT	BOD	Priority		m*vp	λ		
рНН	1	7	3	6	4	1/4	1/4	1/4	1/4	0,0756	7,56%	0,8287	10,9641	n	9
	1/7	1	4	1/6	1/7	1/8	1/7	1/7	1/7	0,0201	2,01%	0,2206	10,9641	RCI	1,45
TPT	1/3	1/4	1	1	1/5	1/8	1/8	1/8	1/8	0,0169	1,69%	0,1854	10,9641	CI	0,2455
TPT ECN		6	1	1	1/4	1/7	1/8	1/8	1/8	0,0270	2,70%	0,2963	10,9641	CR	0,1693
	1/6				1	1/5	1/6	1/7	1/7	0,0491	4,91%	0,5387	10,9641		16,9318%
ECN	1/6 1/4	7	5	4	1										
ECN TSS		7 8	5 8	4 7	5	1	3	6	3	0,2980	29,80%	3,2672	10,9641		
ECN TSS UIA	1/4				_			6 3		0,2980 0,1793	29,80% 17,93%	3,2672 1,9660			
ECN TSS UIA DOO	1/4 4	8	8	7	5	1	3		3				10,9641		
ECN TSS UIA DOO TPH	1/4 4 4	8	8 8	7 8	5	1/3	3	3	3 1	0,1793	17,93%	1,9660	10,9641 10,9641		

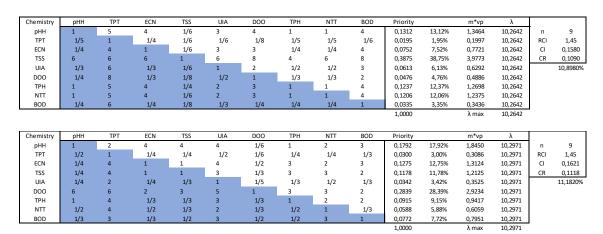


Tabla 18. Matrices de Elicitación. Agregación de las Opiniones Individuales mediante el Método de la Media Geométrica.

Las prioridades proporcionadas por los panelistas (Tabla 19) pueden tener malinterpretaciones o ser sesgadas, lo cual puede provocar inconsistencias en el proceso de elicitación (Saaty, 1980). El método AHP permite la evaluación de la consistencia de la matriz de elicitación.

Para este fin, el máximo ratio de consistencia debe cumplirse (CR). El valor límite de CR no debe ser rebasado por ninguna de las matrices de elicitación.

CR %											2,0945%	WEIG	GHTS
	NO	SI	SI	SI	NO	NO	SI	NO	SI	SI		GEOMETRIC	
EXPERT Nº	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	PARAMETERS	MEAN	%
	0,1599	0,0782	0,0918	0,0842	0,1801	0,1785	0,1621	0,0756	0,1312	0,1792	pHH	0,1385	13,85%
	0,0561	0,0258	0,0628	0,0610	0,0921	0,1077	0,0355	0,0201	0,0195	0,0300	TPT	0,0474	4,74%
	0,0367	0,0298	0,0560	0,0639	0,1131	0,0617	0,0633	0,0169	0,0752	0,1275	ECN	0,0615	6,15%
	0,0360	0,0670	0,0640	0,0648	0,0400	0,0395	0,0980	0,0270	0,3875	0,1178	TSS	0,0707	7,07%
	0,0357	0,0350	0,0335	0,0382	0,0222	0,0185	0,0625	0,0491	0,0613	0,0342	UIA	0,0428	4,28%
	0,2991	0,3395	0,2695	0,2952	0,2179	0,1752	0,2258	0,2980	0,0476	0,2839	D00	0,2396	23,96%
	0,0930	0,1541	0,1771	0,1686	0,1024	0,1529	0,1312	0,1793	0,1237	0,0915	TPH	0,1511	15,11%
	0,0848	0,0968	0,1236	0,0915	0,0718	0,1096	0,1088	0,1320	0,1206	0,0588	NTT	0,1048	10,48%
	0,1987	0,1738	0,1219	0,1326	0,1603	0,1564	0,1127	0,2019	0,0335	0,0772	BOD	0,1436	14,36%

Tabla 19. Prioridades de los indicadores fisicoquímicos.



Figura 47. Diagrama de cuadros de las prioridades de los indicadores fisicoquímicos.

Dicho valor para matrices de orden mayor de cuatro es 0.10. CR se obtiene mediante el cociente entre el índice de consistencia (CI) y índice aleatorio de consistencia (RCI).

$$CR = \frac{CI}{RCI}$$

CI se calcula utilizando el máximo autovalor de la matriz de elicitación [P], tal como sigue:

$$CI = \frac{\lambda_{max} - 1}{n - 1}$$

 $\lambda_{max}$  es el máximo autovalor de la matriz de elicitación y n es el orden de la matriz. El valor de RCI depende del orden de la matriz (Saaty, 2012).

El análisis de consistencia de los resultados está dentro del rango de tolerancia (Tabla 20).

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RCI	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

Tabla 20. Índice de consistencia aleatoria para diferentes ordenes de la matriz de elicitación (Saaty, 2012).

En la Figura 47 se observa que el DOO es el parámetro más importante con un peso de 23,96%, lo que está en consonancia con la importancia de la concentración de oxígeno en el agua para la vida acuática, que es muy sensible a este parámetro.

En segundo lugar, se encuentran la materia orgánica en el agua, que es también un indicador de la contaminación y el contenido de ion hidrógeno en el agua, que afecta a todos los equilibrios y reacciones químicas que se dan en el agua.

Ambos indicadores están representados por los parámetros físico-químicos BOD (14,386%) y pHH(13,85%). Finalmente, el contenido de nutrientes total, NTT (10,48%) y TPH (15,11%) siguen en importancia a los anteriores indicadores.

El contenido de sólidos disueltos y de iones en el agua también influyen significativamente en la vida acuática, pues tienen relación directa con la

transparencia del agua y su salinidad, representadas por TSS (7,07%) y ECN (6,15%).

Finalmente, los parámetros que menos peso tienen son TPT (4,74%) y UIA (4,28%), que a pesar de ello pueden ser determinantes para la vida acuática, pues el amonio puede ser muy tóxico, y la temperatura inadecuada del agua también tiene unos límites relativamente estrechos.

Con estos nueve parámetros fisicoquímicos se evaluará la sostenibilidad de las fuentes de agua desde el punto de vista de la calidad, teniendo en cuenta la importancia relativa de cada uno de ellos, sintetizándose toda esta información en un índice holístico que incorpora estos pesos.

#### 5.4.2.- Funciones lineales de rating.

Un método para evaluar la calidad del agua es utilizar funciones de rating, que tras ser evaluadas para cada parámetro se agregan para obtener una puntuación.

Los parámetros de calidad que componen el índice han de ser normalizarlos, asignado a cada uno de ellos un valor standard que permita la comparación entre ellos. Esto se hace a través de las funciones de rating (Tyagi et al., 2013).

Para los parámetros fisicoquímicos las funciones de rating proporcionan un valor que estará comprendido entre dos valores máximo y mínimo, en general suele utilizarse el 0 y el 100, o bien proporciona un valor superior a cero. Este valor se obtiene mediante una función que asigna a cada valor del parámetro fisicoquí-

mico un número adimensional que sirve de escala para dar una puntuación al valor del parámetro desde el punto de vista de la calidad del agua.

El valor 100 corresponde a la mejor valoración del parámetro fisicoquímico y el cero por el contrario sería un valor pésimo, incluso fuera del rango de lo admisible. En otros casos la puntuación es inversa, y a menor puntuación mayor calidad del agua. Este es el caso de algunos índices orientados a la evaluación de los contaminantes, donde para valores del parámetro fisicoquímico iguales al valor ideal, la puntuación obtenida al aplicar la función de rating de ese parámetro es cero.

Las funciones de rating se construyen para cada uno de los parámetros fisico-químicos a evaluar, así por ejemplo el índice de calidad del agua NSFWQI Singh et al. (2015), consta de nueve funciones de rating, puesto que considera nueve indicadores para evaluar la calidad, de los que la mayoría son parámetros físico-químicos. Este índice es uno de los primeros índices de calidad creados y se desarrolló por el National Sanitation Foundation (NSF) con la finalidad de evaluar la calidad del agua de varias masas de agua muy contaminadas. Los parámetros que se eligieron fueron la Temperatura, el pH, la Turbidez, los Coliformes Fecales, el Oxígeno Disuelto, la Demanda Bioquímica de Oxígeno, Fosfatos y los Sólidos Totales. Para cada uno de estos parámetros se confeccionó una función de rating, siendo el valor del índice de calidad el resultado de la media ponderada de los valores obtenidos para cada parámetro de la muestra por las funciones de rating propuestas.

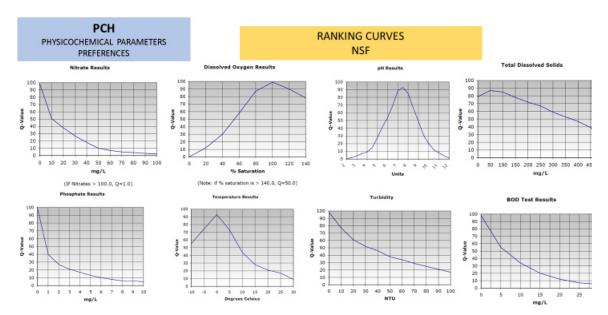


Figura 48. Funciones de rating de los parámetros considerados en el índice de calidad de aguas NSFWQI. Singh et al. (2015).

Estas funciones como puede observarse en la Figura 48 no tienen una definición analítica particular, y son el resultado de la propuesta formulada por un panel de expertos.

Las funciones de rating pueden tener formas muy diversas, incluso no responder a una expresión matemática analítica determinada, estableciéndose a través de un panel de expertos, siendo expresadas con curvas obtenidas en el proceso de elicitación.

En otros índices desarrollados posteriormente se han utilizado funciones lineales. Por ejemplo, en los índices en los que se aplica la lógica difusa se utilizan funciones lineales para buscar el rango de valores que se puede considerar, de acuerdo con criterios expertos en el conjunto difuso de los que son óptimos, median-

te funciones de pertenencia, en la mayoría de los casos, con formas triangulares y trapezoidales (Curiel-Esparza et al., 2019).

Otra forma de utilizar funciones lineales para la evaluación de los parámetros es mediante índices de calidad de aguas obtenidos utilizando el método Aritmético Ponderado (WAWQI, Weighted Arithmetic Water Quality Index). En este método la escala de evaluación de los parámetros sería en realidad equivalente a las funciones de rating lineales. La formulación es la siguiente (Tyagi, S. et al., 2013):

$$Q_i = 100 \frac{V_i - V_0}{S_i - V_0}$$

Qi es la escala de evaluación de los parámetros, en realidad es una función de rating lineal.

Donde:

Vo es el valor ideal del parámetro en agua pura

Si es el valor recomendado o valor estándar del parámetro.

Vi es el valor estimado de la concentración en la muestra de agua.

En este caso si la muestra se corresponde con el valor ideal Qi vale cero, y conforme el parámetro se va alejando de los valores máximos los valores se van haciendo mayores. El valor 100 corresponde al caso en que la muestra de agua iguala al estándar, pero puede seguir tomando valores mayores 200, 300, etc. Si el valor obtenido del parámetro para la muestra se aleja más aún del standard. Esta forma de evaluar la calidad se justifica especialmente para el caso de los contaminantes, puesto que se busca tener valores lo más cercanos al valor ideal, que corresponden a una puntuación de cero, de modo que el valor de la escala

de evaluación de los parámetros crece cuanto mayor es la contaminación. Por tanto, es una escala muy intuitiva a la hora de expresar la contaminación. A mayor valor de la función de rating mayor es la contaminación, sin que haya un límite superior de contaminación.

Otro tipo de funciones lineales de rating lo podemos encontrar en Singh et al. (2015), cuando desarrollan un índice de calidad para las aguas superficiales específico para el contexto de la India, Overall Water Quality Index (OWQI). Utilizan para ello 16 funciones lineales para otros tantos parámetros, en la Figura 49 se han representado una de esas funciones.

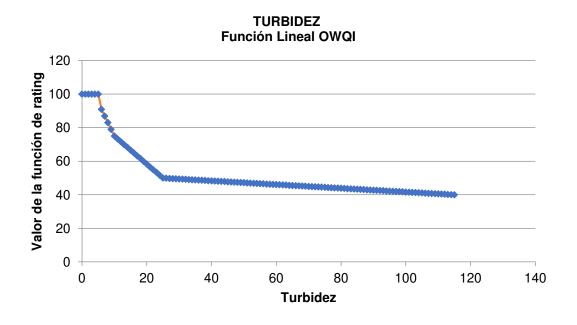


Figura 49. Función lineal de rating del índice indio de calidad Overall Water Quality Index (OWQI). En la figura de elaboración propia se han representado la función lineal de rating para la turbidez.

Otros índices utilizaron funciones lineales de rating, el de Horton (1965), Mc Duffie and Haney (1973) o Nemerow and Sumitomo (1970). Se ha visto anteriormente, el caso de índices de calidad que utilizan funciones de rating lineales como el índice Indio de Calidad OWQI (2015). El índice de Horton (1965), que fue pionero en el diseño de un método para confeccionar índices de calidad de aguas.

Las funciones lineales para la evaluación de los parámetros se pueden usar indirectamente. Este método es el aplicado en los índices de calidad de aguas que utilizan el método Aritmético Ponderado (WAWQI, Weighted Arithmetic Water Quality Index). La escala de evaluación de los parámetros sería en realidad el equivalente a las funciones de rating lineales, aunque no se los denomina de esa manera (Tyagi, S. et al., 2013). De la misma manera, Singh et al., 2015, desarrollan un índice de calidad para las aguas superficiales con funciones lineales de rating específico en la India.

En otras ocasiones no se utilizan funciones de rating, así sucede con los índices elaborados utilizando lógica difusa o mediante cálculos estadísticos. En los métodos convencionales, como el índice americano NSFWQI (Brown et al., 1970), donde los parámetros son fijos y están preestablecidos de antemano, en general se utilizan funciones de rating que no son lineales (Figura 48). También hay índices de calidad que permiten la utilización de parámetros no prefijados de antemano, pudiéndose incluso emplear el número de parámetros que se estime conveniente en cada aplicación. Así sucede con el índice canadiense CCME (2001) o el método de la media aritmética ponderada (Tyagi et al., 2013). En este

último índice las funciones de rating no se definen de modo directo, pero si indirectamente, puesto que se sustituyen por ecuaciones lineales en las que se utilizan los valores límites de los parámetros que se decida incluir para la evaluación de la calidad del agua.

En esta investigación se diseñan funciones de rating adecuadas para la comparación de la calidad de las masas de agua en relación con un estado de calidad inalterado o un estado de calidad de referencia del PNTD. Estas funciones permitirán evaluar la calidad de una masa de agua de las fuentes de recursos hídricos para PNTD. Servirán para estimar su desviación o pérdida de calidad respecto a su estado ideal, o bien estimar si la calidad del agua de un recurso hídrico externo puede ser suministrada para su regeneración hídrica, permitiendo determinar si su calidad está dentro de los límites aceptables para que la actuación sea sostenible, de modo que no se deteriore la calidad de la masa de agua a restaurar o conservar mediante la aportación de agua procedente de fuentes externas.

Las funciones lineales que se han utilizado para el PNTD son trapezoidales o triangulares. En la meseta o en el vértice de la función la valoración será la máxima 100, que corresponde a la mejor calidad del agua. Este intervalo coincide con el valor del parámetro fisicoquímico que se encuentra dentro del intervalo de variación del valor que se registraría para una muestra tomada en la situación de referencia de la masa de agua que se quiere conservar o restaurar mediante el aporte de recursos hídricos procedentes de fuentes externas. De esta forma si el agua aportada tiene características fisicoquímicas coincidentes con las que

corresponderían al estado de referencia de la masa de agua, es decir en sus mejores condiciones de calidad correspondientes al estado natural inalterado, la puntuación obtenida sería la máxima, puesto que la aportación o reasignación de recursos hídricos es sostenible, y tendente a la recuperación de las mejores condiciones de la masa de agua cuya recuperación y conservación se pretende. En los extremos del trapecio o del triángulo se situarían los valores límites que suponen un deterioro de la calidad de la masa de agua.

Para obtener estos valores límites se puede recurrir a estudios locales, en los que se hayan determinado los valores de cambio y las situaciones de referencia, tal como sucede con la norma de calidad de aguas en España. También se puede recurrir a valores límites establecidos en normativa de carácter internacional o de otros países que pudiese ser de aplicación. En otros casos pueden ser de aplicación los estudios de carácter general o local que se pueden consultar en las publicaciones científicas.

Se obtienen de ese modo funciones de rating de carácter objetivo (Figura 50), que permiten una rápida y sencilla evaluación de diferentes recursos hídricos, evaluando su idoneidad para la regeneración hídrica de otras masas de agua y más concretamente en el humedal PNTD.

Los valores límites que también pueden constituir un criterio de no aceptación y se sitúan como se ha comentado anteriormente en los extremos del trapecio o triángulo de las funciones de rating han de establecerse de acuerdo con algún criterio o uso determinado.

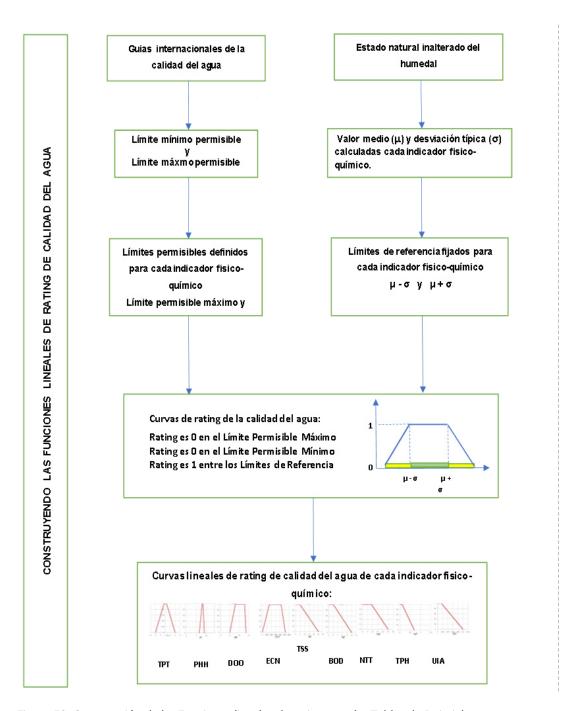


Figura 50. Construcción de las Funciones lineales de rating para las Tablas de Daimiel.

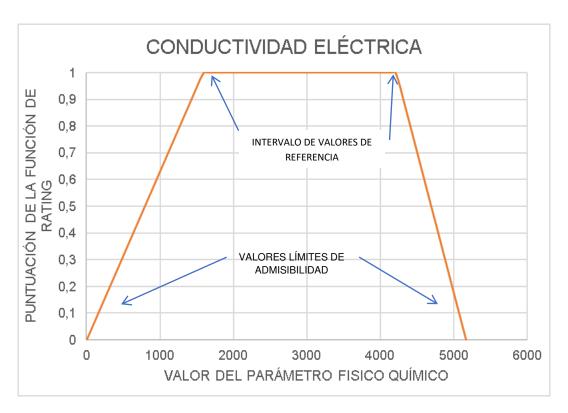


Figura 51. Construcción de la función de rating de la conductividad eléctrica.

En la restauración del humedal PNTD, el criterio utilizado es la conservación de la vida acuática, puesto que lo que se pretende es aportar recursos hídricos al humedal para conservar sus características, aproximándose lo más posible a su situación ideal y de forma que se garantice la conservación del ecosistema y por tanto la vida acuática.

En otros casos, si hubiese algún uso a compatibilizar como el abastecimiento o el regadío podrían ponerse límites supeditados a esta circunstancia, pero siempre sería prioritario el uso medioambiental y la conservación de la vida acuática.

Los valores límites máximos serán los que la dañen y los óptimos podrán obtenerse del análisis de las condiciones de referencia específicas de la masa de agua o recurso hídrico concreto que se esté estudiando. Se recurre a valores históricos correspondientes a momentos en los que la calidad está inalterada, al no haber sido afectados por la acción humana. En la construcción de las funciones de rating de los parámetros fisicoquímicos del PNTD cuando no se dispone de valores históricos se consideran los de la normativa de calidad.

En la Figura 51 se esquematiza como se ha construido la función lineal de rating para la conductividad eléctrica del PNTD, indicándose donde están situados los valores límites y de referencia utilizados para su definición.

Para obtener los valores límites del PNTD se ha utilizado el criterio de la vida acuática, de modo que las funciones de rating estén orientadas a su protección.

### 5.4.2.1 Normas y guías de calidad internacionales.

Las normas de calidad de agua para vida acuática canadienses de British Columbia (2019) establecen dos valores límites, por una parte, está un valor máximo a corto plazo y por otra un valor a largo plazo o crónico. El valor a corto plazo no puede ser superado nunca, mientras que el de carácter crónico o de largo plazo puede superarse ocasionalmente, pero no se puede superar en los valores medios de las muestras en un período de tiempo dado, que es función de cada parámetro analizado. Cuando no se tienen datos propios para un parámetro, o no está suficientemente estudiado, se pueden adoptar normas de calidad provisionales o normas de calidad de trabajo. Las normas de calidad de trabajo son provisionales también, pero se diferencian de las puramente provisionales en que

sus valores se basan en los valores aprobados en otras normas de calidad de otros lugares. Estas normas de calidad de trabajo se obtienen de las normas del consejo de ministros de medio ambiente de Canadá (CCME), así como de los Estados Unidos, de Europa, de Australia y Nueva Zelanda, y también pueden basarse en los datos procedentes de la literatura científica. Se trata de substancias o parámetros que aún no han sido valorados y respaldados oficialmente por el Ministerio de Medio Ambiente y de la Estrategia del Cambio Climático (ENV).

En Estados Unidos hay unas recomendaciones nacionales donde se proporcionan criterios de calidad de agua, para ello la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA), ha elaborado una tabla en la que se pueden consultar los Criterios para la Vida Acuática, En el caso de sustancias químicas tóxicas el criterio indica la máxima concentración que no supone un riesgo apreciable para la mayoría de las especies. En cualquier caso. la tabla de Criterios para la Vida Acuática de la US EPA (2020) puede usarse por los estados, o bien puede servir de quía para desarrollar sus propios criterios.

Las normas de Calidad de Aguas de Canadá (WQGs) son una herramienta para evaluar la calidad del agua, y están orientadas a cuatro usos, que son los más importantes. El abastecimiento de aguas, los usos recreacionales y estética, la preservación de la vida acuática y el uso agrícola (CCREM 1987; CCME 1999). Los usos industriales se incluyeron en versiones previas (CCREM 1987), pero el CCME (1999) no vuelve a considerarlos y al contrario se han promulgado diversas limitaciones para las sustancias químicas tóxicas. En las normas de calidad canadienses de protección de la Vida Acuática se proporciona una tabla de concentracio-

nes máximas donde se distinguen los ecosistemas marinos y de agua dulce, así como las concentraciones máximas para el corto plazo y para el largo plazo. Las normas de la CCME son voluntarias, y es necesario consultar con las autoridades provinciales o federales en Canadá para saber si estas normas se aplican en esa área. La información se estructura en hojas técnicas que resumen condicionados y dependen de los valores del pH, la temperatura, la dureza del agua, entre otros.

Las normas de calidad de Australia y Nueva Zelanda (Tabla 21) se basan en proteger lo que en ellas se denominan valores medioambientales. Los valores medioambientales reconocidos en estas normas son ecosistemas acuáticos, Industrias primarias, aqua de regadío, y usos generales del agua como son el abrevado de ganado, la acuacultura, o el consumo de alimentos acuáticos. También se incluyen los usos estéticos y recreativos, el abastecimiento a poblaciones, los usos industriales, (si bien no hay normas establecidas ni valores límites de calidad para este uso). Los valores culturales y espirituales también se protegen en estas normas de calidad, aunque al igual que en los usos industriales no hay unos valores límites o guías establecidas, ya que estos valores se protegerán considerando para cada masa de agua concreta sus límites de calidad en función de sus características concretas. Las normas de calidad australianas no son de obligado cumplimiento, sino que debido a la diversidad de ecosistemas del continente han de ser establecidas de forma crítica, adaptándose a las diversas circunstancias locales, de manera que sean alcanzados los correspondientes objetivos de calidad. Se pretende lograr el uso sostenible de los recursos hídricos, mejorando su calidad, al mismo tiempo que se continua con el desarrollo económi-

co y social. Es necesario por tanto una aproximación en tres escalones, estatal, regional y territorial o local, que permita llegar a un consenso acerca de los niveles de protección de cada una de las diferentes masas de agua. Las normas de calidad por tanto proporcionan recomendaciones que se deben concretar y aplicar por los gestores, teniendo en cuenta las condiciones locales, así como los costes y beneficios asociados, buscando la eficiencia y el menor coste medioambiental. Por ello se hace un gran énfasis en las normas en el uso de las zonas o emplazamientos de referencia, donde se han establecido valores para los indicadores biológicos y fisicoquímicos, de modo que se establecen los límites de referencia para mantener la biodiversidad para cada uno de estos ecosistemas. Se ha de partir además de modelos conceptuales para la selección de los parámetros a controlar concebidos para cada circunstancia concreta. Por tanto, las normas entendidas como un determinado valor límite, único para todas las situaciones, se consideran como elementos a ser considerados en el proceso de decisión para establecer normas locales adaptadas a las condiciones de cada zona. Para facilitar la aplicación de las normas de calidad generales, en las normas se han distinguido tres estados de los ecosistemas para los que se recomiendan diferentes niveles de protección, estos son los ecosistemas de alto valor ecológico, para los que se requiere un elevado grado de protección, los ecosistemas ligeramente a moderadamente alterados, en los que mayoritariamente serán aplicadas las normas de calidad y finalmente están los ecosistemas altamente alterados. En ausencia de valores locales derivados o de otros valores derivados de la legislación de la zona, las normas de calidad australianas proporcionan valores guía que pueden ser utilizados directamente, o bien facilitan consejo sobre

como diseñar sus propios valores locales. Las normas de calidad más relevantes son las diseñadas para diferentes tipos de ecosistemas. Se suministran valores guía para siete tipos de ecosistemas, los ríos de cabecera, los ríos en tierras bajas, y corrientes de agua, los lagos de agua dulce, los humedales y embalses, los estuarios y aguas marinas. Como se ha dicho estas normas de calidad no tienen un estatus legal determinado y no son obligatorias a no ser que así lo determine una autoridad local o territorial. Por otra parte, estas normas de calidad permiten y facilitan la introducción de normas de calidad locales o territoriales, proporcionando una aproximación sistemática en la selección y valoración de indicadores, dando mayores garantías a estas últimas normas (ANZECC and ARMCANZ, 2000).

En el caso de Europa la normativa de calidad establece valores guía para abastecimiento, Directiva 80/778/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1980, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, Directiva 98/83/CE del Consejo, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, y la Directiva 2015/1787 de la Comisión, de 6 de octubre de 2015, por la que se modifican los anexos II y III de la anterior directiva. Estas normativas están traspuestas a la normativa nacional española. Sin embargo, para la calidad de agua para la protección de la vida acuática, la protección se hace a través del desarrollo la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. Se impone en esta directiva que se prevenga todo deterioro adicional y se proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos y, con respecto a sus necesidades de agua, de los ecosistemas terrestres y humedales directamente dependientes de los ecosistemas acuáticos. Debe, asimismo, promoverse un uso sostenible del agua basado en la protec-

ción a largo plazo de los recursos hídricos disponibles, que tenga por objeto una mayor protección y mejora del medio acuático. Se define en la Directiva Marco la "norma de calidad medioambiental", como la concentración de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o la biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente. los Estados miembros habrán de proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial con objeto de alcanzar un buen estado de las aguas superficiales a más tardar quince años después de la entrada en vigor de la Directiva Marco. Los Estados miembros determinarán la situación y los límites de las masas de agua superficial y llevarán a cabo una caracterización inicial de dichas masas de agua agrupando distintas masas de agua superficial a efectos de dicha caracterización inicial. Posteriormente se establecerán unas condiciones de referencia específicas. Para cada tipo de masa de agua superficial se establecerán condiciones hidromorfológicas y fisicoquímicas específicas del tipo que representen los valores de los indicadores de calidad hidromorfológicos y fisicoquímicos especificados para ese tipo de masa de agua superficial en un muy buen estado. Se establecerán también condiciones biológicas de referencia específicas del tipo, de tal modo que representen los valores de los indicadores de calidad biológica especificados para ese tipo de masa de agua superficial en un muy buen estado. Las condiciones biológicas de referencia específicas del tipo podrán tener una base espacial, o bien basarse en una modelización o derivarse utilizando una combinación de ambos métodos. Cuando no sea posible utilizar ninguno de estos métodos, los Estados miembros podrán recabar el asesoramiento de expertos para establecer dichas condiciones. Para las condiciones

de referencia biológicas específicas del tipo con base espacial, los Estados miembros crearán una red de referencia para cada tipo de masa de agua superficial. Dicha red contendrá un número suficiente de puntos en muy buen estado con el objeto de proporcionar un nivel de confianza suficiente sobre los valores correspondientes a las condiciones de referencia, en función de la variabilidad de los valores de los indicadores de calidad que corresponden a un muy buen estado ecológico para ese tipo de masa de agua superficial y de las técnicas de modelización que se apliquen. Las condiciones de referencia biológicas específicas del tipo basadas en una modelización podrán derivarse utilizando modelos de predicción o métodos de análisis a posteriori. Los métodos utilizarán los datos disponibles históricos, paleológicos y de otro tipo y proporcionarán un nivel de confianza suficiente sobre los valores correspondientes a las condiciones de referencia para garantizar que las condiciones derivadas de esta forma sean coherentes y válidas para cada tipo de masa de agua superficial. En la normativa española por tanto aparecen esos valores quía de acuerdo con la clasificación de las masas de agua, su tipificación y la definición de las condiciones de referencia del tipo. En concreto es 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.EU:75/440/EEC.

Así en el anexo V de los indicadores fisicoquímicos para lagos, que afectan a los indicadores biológicos aparecen como parámetros a considerar los parámetros generales, la transparencia, las condiciones térmicas, las condiciones de oxigenación, la salinidad, el estado de acidificación, las condiciones relativas a los nutrientes, los contaminantes específicos, etc.

Se fija por tanto un procedimiento para calcular las condiciones de referencia y los límites de clases de estado de los indicadores de los elementos de calidad biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos para clasificar el estado o potencial ecológico de las masas de agua superficiales, obteniendo el ratio de calidad ecológica (RCE): Relación entre los valores observados en la masa de agua y los correspondientes a las condiciones de referencia del tipo al que pertenece dicha masa de agua, expresado mediante un valor numérico comprendido entre 0 y 1. El estado ecológico de las aguas superficiales se clasificará como muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo. Para clasificar el estado ecológico de las masas de agua superficial se aplicarán los indicadores de los elementos de calidad establecidos. Por tanto, los valores guías para la conservación de la vida acuática son sustituidos en la normativa europea por una metodología más compleja pero que permite obtener valores más adecuados a la casuística y situación real de las masas de agua. De este modo, en este estudio se utilizarán los valores límite fisicoquímicos de soporte a los elementos de calidad biológicos; Transparencia, condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad, estado de acidificación como valores standard puesto que representan el valor de las condiciones de referencia y los límites de cambio de clase, representativas del estado ecológico de las masas de aqua en la categoría correspondiente.

Por último, se considerará la normativa Internacional IWQGES (The International Water Quality Guidelines for Ecosystems), que son unas guías internacionales publicadas por UNEP (2016), en colaboración con el United Nations University's Institute for Environment and Human Security (Tabla 21).

	sico-chemical benchmarks for freshwater ec ions, unless indicated otherwise	osystems.					
Stressors	High integrity (CATEGORY I) <sup>1</sup>	Extreme Impairment (CATEGORY 4)	Stressors	High Integrity (CATEGORY I) <sup>1</sup>	Extreme Impairment (CATEGORY 4)		
Dissolved Oxygen Saturation (%)	80 - 120	< 30 or > 150	Anenic (µg/l)	10	150		
Dissolved Oxygen Concentration (mg/l)	7.3-10.92	3 or>13.6 <sup>23</sup>	Cadmium (µg/l) 4	0.08	1.0		
(optional) BOD <sub>3</sub> (mg/l)	·	>10	Chromium (µg/t) * Cr III	10	75		
Total Phosphorus (µg/f) - lakes and reservoirs			CrVI	1	40		
- rivers and streams	< 10 < 20	>125 >190	Copper (µg/l) 4	1	2.5		
Total Nitrogen (ug/l)	120	7110	coppe (pgr)	'	2.1		
- lakes and resensits	< 500	> 2500	Lead (µg/l) 4	2	5		
- rivers and streams	< 700	> 2500					
Chlorophyll a (µg/l)			Mercuy (µg/l) 4	0.05	1.0		
- lakes and reservoirs	<3.0	>165	Nickel (µg/l) 4	20	50		
-rivers and streams	<5.0	>125					
рН	6.5 - 9.0	<5	Zinc (µg/l) *	8	50		
Temperature	No deviation from background value or reference systems or optimum temperature ranges of relevant species	Large deviations from background value or the thermal tolerance range for characteristic species	<sup>1</sup> Natural sources and geographic natural background values that o marks for high integrity, instead	iffer from the bench- 'Applicable	for waters with low hardness		
Un-ionized Ammonia (µg NH√t)	151	100 <sup>s</sup>	marks toringn imegrity. Instead: mark values natural background be used for setting criteria for hi	concentrations may (< 60 mg/1)	CaCO J. In case of higher hardness, rark values may be somewhat higher.		
Aluminium (µg/l)			<sup>2</sup> Dissolved anygen concentration		ling total ammonia (NH, + NH, 1)		
pH <6.5	5	121	on temperature, pressure and sa	linity; A+=U 7 5 =	on depends on pH and temperature. nd 20°C, the benchmarks for total am-		
pH>6.5	10	100		benchmarks are for freshwater at sea level  (760 mmHd) and 20°C, the benchmarks for total  monia N are 1000 µg/l and 6641 µg/l, respec			

### Australian and New Zealand Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Water Quality 2000

**Table 3.3.2** Default trigger values for physical and chemical stressors for south-east Australia for slightly disturbed ecosystems. Trigger values are used to assess risk of adverse effects due to nutrients, biodegradable organic matter and pH in various ecosystem types. Data derived from trigger values supplied by Australian states and territories. ChI a = chlorophyll a, TP = total phosphorus, FRP = filterable reactive phosphate, TN = total nitrogen, NO $_x$  = oxides of nitrogen, NH $_a$ \* = ammonium, DO = dissolved oxygen.

Ecosystem type	Chl a	TP	FRP	TN	NO <sub>x</sub>	NH4*	DO (% saturation)		pH	
	(µg L <sup>-1</sup> )	(µg P L-1)	(µg P L -1)	(µg N L <sup>-1</sup> )	(µg N L <sup>-1</sup> )	(µg N L-1)	Lower limit	Upper limit	Lower limit	Upper limit
Upland river	naª	20 <sup>b</sup>	15 <sup>9</sup>	250°	15 <sup>h</sup>	13	90	110	6.5	7.5 <sup>m</sup>
Lowland river <sup>d</sup>	5	50	20	500	40°	20	85	110	6.5	8.0
Freshwater lakes & Reservoirs	5°	10	5	350	10	10	90	110	6.5	8.0 <sup>m</sup>
Wetlands	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data	no data
Estuaries <sup>p</sup>	4	30	5	300	15	15	80	110	7.0	8.5
Marine <sup>p</sup>	1 <sup>n</sup>	25 <sup>n</sup>	10	120	5 <sup>k</sup>	15 <sup>k</sup>	90	110	8.0	8.4

Tabla 21. Guías de calidad para vida acuática de IMQGES, Nueva Zelanda y Australia.

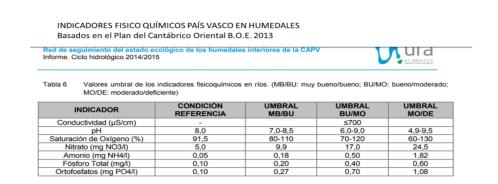


Tabla 22. Valores umbrales de indicadores fisicoquímicos en humedales del País Vasco.

Se trata de un manual de 59 páginas dirigido fundamentalmente a los gobiernos, que incorpora los últimos avances científicos. La guía se publicó el 15 de Marzo de 2016, y constituye un borrador para consulta, que proporciona un marco de referencia que contiene la información más importante que se requiere para la confección de unas guías de calidad del agua para los ecosistemas, con una aproximación de los indicadores y los valores umbral a utilizar.

Esta guía no solo está dirigida a los gobiernos sino a las autoridades regionales, a los gestores de aguas y a las partes involucradas, así como a los servicios técnicos y científicos.

También podrán considerarse estudios locales (Figura 15) o procedentes de la bibliografía científica que sean apropiados al caso que se estudie. Por ejemplo, si se conocen estadísticas o referencias de niveles de nutrientes que han llegado a afectar al crecimiento de determinadas plantas acuáticas, como es el caso del

crecimiento de los carofitos en las Tablas de Daimiel que está relacionado con los niveles de fósforo y nitrógeno en el agua.

En este caso se han considerado los valores contemplados en el Plan Regata de regeneración de la Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, en cuyo documento resumen figuran los valores óptimos de estos parámetros, basados en estudios locales.

## 5.4.2.2 Construcción de funciones de rating para PNTD.

En este trabajo se desarrolla un método que permite elaborar funciones de rating lineales, en las que no solo están incluidos los valores límites, sino que además se consideran los valores de referencia, teniendo así en cuenta el intervalo óptimo de variación de los parámetros de calidad. De este modo, las funciones no solo son triangulares, sino que también aparecen funciones trapezoidales. Este nuevo método permite establecer funciones de rating de forma rápida y sencilla, reduciendo la subjetividad, al establecer objetivos de calidad del agua que se pueden ajustar a las condiciones de referencia de la masa de agua que necesite la aportación de recursos hídricos externos. Ello hace posible discriminar y seleccionar entre varios recursos hídricos aquella opción que tiene la calidad y las características más adecuadas para ser aportados a la masa de agua cuya situación de escasez se pretende remediar. La aplicación más inmediata de esta metodología es el caso de los humedales en situación de estrés hídrico, circunstancia frecuente en el área mediterránea, debido a su escasa e irregular pluviometría. Las curvas de rating de cada indicador se han construido mediante el uso de funciones lineales. Estas funciones asignan una

puntuación entre 0 y 1 a los indicadores fisicoquímicos, los cuales dependerán del valor del parámetro correspondiente en la alternativa que se esté evaluando, tal como se observa en la Figura 50.

Las ecuaciones que describen las curvas de rating se basan en valores de referencia y los límites máximos permisibles establecidos para preservar la vida acuática en el humedal (Shiow-Mey, 2004, Liou et al., 2004). Estas funciones son lineales, por partes, similares a las funciones de membresía de los conjuntos difusos (Pham et al., 2011). Si el valor del parámetro fisicoquímico considerado está entre los valores de referencia, el valor del índice es 1. Entre los límites permisibles y los valores de referencia, el valor del índice se obtiene por interpolación (Juwana et al., 2012). Los valores de referencia representan las condiciones naturales inalteradas. Estos valores han sido calculados por medio de un análisis estadístico de la serie histórica de los datos de las muestras tomadas en el humedal (Sutadian et al., 2016, Cirujano et al., 1996).

Se supone que la distribución estadística de los valores de referencia es una Gaussiana (PHG 2015-21). El máximo y el mínimo valor de referencia se fijan a una distancia de una desviación standard desde la media (CHG-CSIC, 2010). Este criterio es más estricto que considerar el percentil 25th como límite entre clases. (USEPA 2000, Sánchez-Montoya et al., 2012).

Los límites permisibles son valores umbrales, que no deben ser excedidos por los parámetros fisicoquímicos para proteger la vida acuática. Con la excepción del fósforo total y la conductividad eléctrica, todos los límites permisibles de los parámetros fisicoquímicos se han establecido de acuerdo con los valores

standard internacionales, Tabla 21 (IWQGES, 2016, EPA, 2019, EU Directive 2006/44/EC, 2006).

		Límite			Límite	
	Parametro	Min	Ref inf	Ref sup	Max	CRITERIO
1	PHH	6,5	7,911	8,289	9	UN
2	TPT	-4	-0,5	0,5	4	EU, EPA
3	ECN	0	1586	4214	5164	MG
4	TSS	0	0	5	25	EU
5	UIA	0	0	0,015	0,1	UN
6	DOO	5	7,94	12,86	13,6	UE, UN
7	TPH	0	0	0,11	0,7	REGATA
8	NTT	0	0	8,85	25	UE, REF
9	BOD	0	0	2	10	UN

Tabla 23. Límites y valores de referencia para los indicadores fisicoquímicos en las Tablas de Daimiel.

Los límites del fósforo se han obtenido de los estudios locales, que están recogidos y resumidos en el Plan de Regeneración Gradual de las Tablas de Daimiel (REGATA, 2010). Finalmente, los límites permisibles de la conductividad eléctrica se han estimado utilizando el percentil 25th.

A modo de ejemplo se ha calculado el valor de la función de rating para el pH, tal y como se muestra a continuación, donde:

 $pH_{muestra} = valor\ del\ pH\ de\ la\ muestra$   $pH_{referencia\ min} = \ valor\ de\ referencia\ inferior\ estado\ natural\ no\ perturbado$ 

 $pH_{referencia\ max} = valor\ de\ referencia\ superior\ estado\ natural\ no\ perturbado$ 

 $pH_{max} = valor máximo permisible del pH, límite básico$ 

 $pH_{min} = valor mínimo permisible del pH$ , límite ácido

 $pH_{rating} = valor de la función de rating del pH para la muestra$ 

Valores de la función de rating del pH en función del valor del pH de la muestra:

$$si \ pH_{min} \leq pH_{muestra} \leq pH_{referencia \ min} \rightarrow \ pH_{rating} = \frac{pH_{muestra} - pH_{min}}{pH_{referencia \ min} - pH_{min}}$$

 $si~pH_{referencia~min} \leq pH_{muestra} \leq pH_{referencia~max~\rightarrow}~pH_{rating}~=1$ 

$$si~pH_{referencia~max} \leq pH_{muestra} \leq pH_{\max} \rightarrow pH_{Rating} = \frac{pH_{max} - pH_{muestra}}{pH_{max} - pH_{referencia~max}}$$

El resto de las curvas de rating de los distintos parámetros fisicoquímicos se obtienen de forma análoga a como se a obtenido la curva de rating del pH. Con la metodología anterior se han elaborado nueve funciones lineales (Figuras 60 A, 60 B y 60 C), que permiten evaluar otros tantos parámetros obteniéndose un valor entre cero y uno que puntúa la idoneidad del valor del parámetro obtenido en la muestra de agua, de acuerdo con los límites de calidad aceptables para la vida acuática y con los valores de referencia del humedal. Finalmente, para cada indicador se puede representar en un gráfico de telaraña la puntuación obtenida superponiendo todas las fuentes de agua posibles, de forma que se visualicen los resultados obtenidos (Figura 53). Con estos resultados es posible elaborar un indicador en forma de índice, tal y como se describe en el epígrafe siguiente.

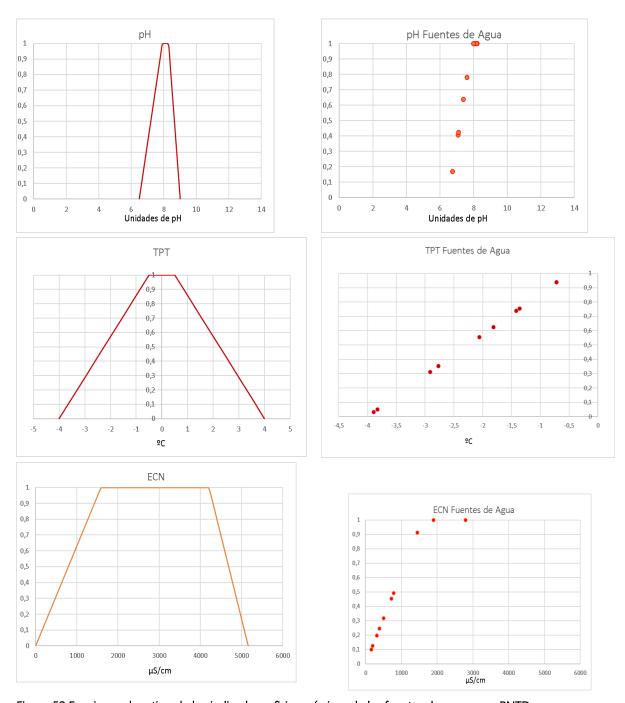
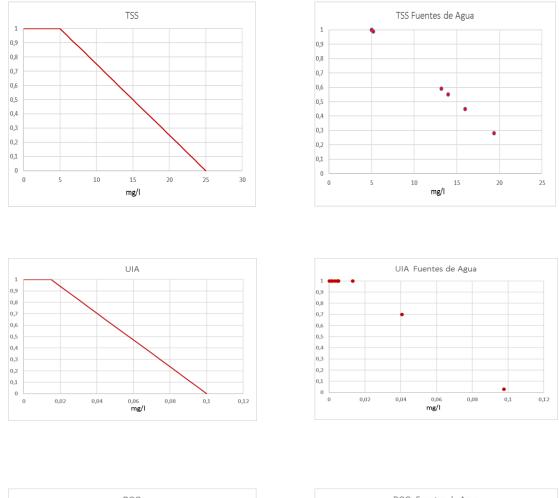
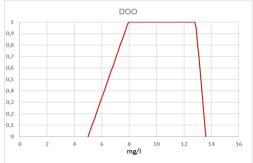


Figura 52 Funciones de rating de los indicadores fisicoquímicos de las fuentes de agua para PNTD.





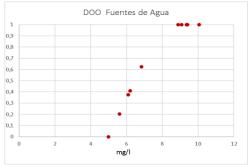


Figura 52. Funciones de rating de los indicadores fisicoquímicos de las fuentes de agua para PNTD.

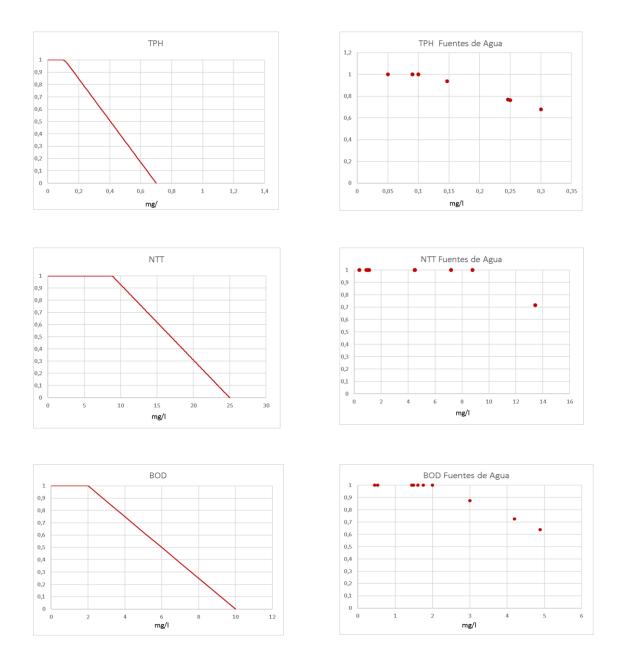


Figura 52 Funciones de rating de los indicadores fisicoquímicos de las fuentes de agua para PNTD.

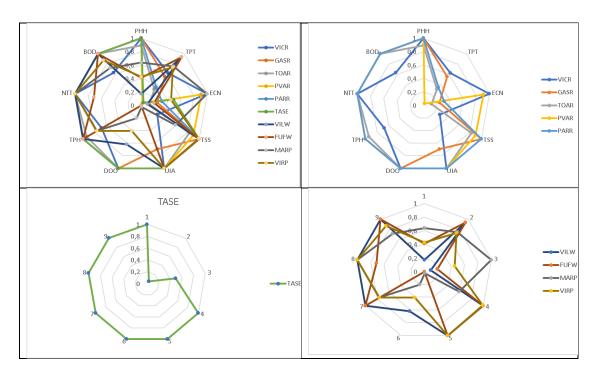


Figura 53. Gráfico de telaraña de indicadores y fuentes de agua.

## 5.5. Índice de sostenibilidad de los recursos hídricos.

Se ha desarrollado en esta tesis un índice holístico de elicitación colaborativa, basada en el Proceso Analítico Jerárquico (AHP), que permite la evaluación de los parámetros fisicoquímicos.

Este índice de elicitación colaborativa tiene como objetivo proporcionar información detallada a la hora de seleccionar los recursos hídricos a utilizar en la regeneración hídrica del humedal. Al mismo tiempo constituye una guía práctica para dicha elección de fuentes.

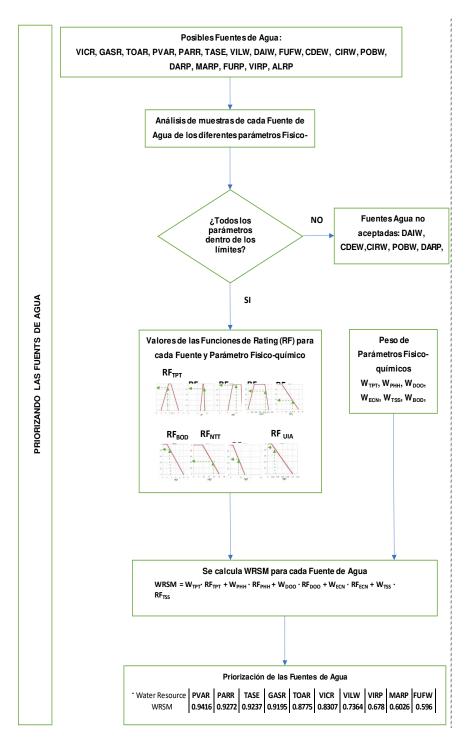


Figura 54. Diagrama de flujo del proceso de priorización de las fuentes de agua.

En esta tesis se aborda el problema de decisión de la asignación de recursos hídricos para la restauración de un humedal mediante la elaboración de un índice holístico de sostenibilidad de los recursos (WRSM).

La meta es encontrar la fuente de agua más adecuada desde el punto de vista de la sostenibilidad del humedal. Este índice WRSM permitirá priorizar los distintos recursos hídricos disponibles mediante cuatro pasos consecutivos. En primer lugar, se seleccionarán los indicadores fisicoquímicos más relevantes.

En segundo lugar, se determina la importancia relativa de dichos indicadores. Para esta finalidad, se asignan pesos a los indicadores (Tabla 25) mediante una elicitación colaborativa basada en AHP para evaluar la calidad del agua de las fuentes de agua propuestas para la restauración del humedal.

En tercer lugar, las funciones de evaluación de los indicadores fisicoquímicos se han construido utilizando guías y recomendaciones nacionales e internacionales evaluadas asimismo por el panel de expertos. Las funciones de rating son funciones lineales trapezoidales.

Cuanto más cerca están los parámetros físicoquímicos de las fuentes de agua propuestas para la restauración del humedal de los valores de referencia del humedal, mayor son las puntuaciones obtenidas.

El cuarto paso es calcular el rating para los valores medios de los parámetros fisicoquímicos de cada fuente de agua (Figura 54). Por último, la mejor asignación de recursos hídricos para la restauración del humedal será aquella que obtenga una mayor puntuación.

		PRIORITY									
		0,1385	0,0474	0,0615	0,0707	0,0428	0,2396	0,1511	0,1048	0,1436	
	SOURCE OF WATER		ºC TPT	μS/cm ECN	mg/l TSS	mg/I UIA	mg/l	mg/l TPH	mg/l NTT	mg/I BOD	WRSI
VICR	VICARIO RESERVOIR	1,0000	0,6257	1,0000	0,2813	1,0000	1,0000	0,6780	1,0000	0,6375	0,8307
GASR	GASSET RESERVOIR	1,0000	0,5543	0,2453	1,0000	0,6988	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,9195
TOAR	TORRE ABRAHAM RESERVOIR	0,8948	0,3114	0,1238	0,8313	1,0000	1,0000	0,9375	1,0000	1,0000	0,8775
PVAR	VALLEHERMOSO RESERVOIR	1,0000	0,0314	0,9115	0,9000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,9416
PARR	PEÑARROYA RESERVOIR	1,0000	0,3514	0,3172	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,9272
TASE	TAGUS-SEGURA TRANSFER	1,0000	0,0500	0,4918	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,9237
VILW	VILLARRUBIA PUMPING WELLS AREA	0,1701	0,9371	0,0983	1,0000	1,0000	0,6236	1,0000	1,0000	1,0000	0,7364
DAIW	DAIMIEL CASA DEL PICO PUMPING WELLS AREA		Nitrate Limi	t Exceeded							NA
FUFW	FUENTE EL FRESNO PUMPING WELLS AREA	0,4075	0,9371	0,1955	1,0000	1,0000	0,0000	1,0000	0,7152	1,0000	0,5960
CDEW	CASA DE LAS ENCINAS PUMPING WELLS AREA		Nitrate Limi	t Exceeded							NA
CIRW	CIUDAD REAL PUMPING WELLS AREA		Nitrate Limit	Exceeded							NA
POBW	POBLETE PUMPING WELLS AREA		Nitrate Limi	t Exceeded							NA
DARP	DAIMIEL WATER RECYCLING PLANT	BOD Limit Exceeded					NA				
MARP	MANZANARES WATER RECYCLING PLANT	0,6378	0,7543	1,0000	0,5910	0,0271	0,2041	0,7695	1,0000	0,7250	0,6026
FURP	FUENTE EL FRESNO WATER RECYLING PLANT	Total Phosphorous Limit Exceeded					NA				
VIRP	VILLARRUBIA WATER RECYCLING PLANT	0,4252	0,7371	0,4540	0,9900	1,0000	0,4082	0,7627	1,0000	0,8750	0,6780
ALRP	ALCAZAR DE SAN JUAN WATER RECYCLING PLANT		BOD Limit E	xceeded							NA

Tabla 24. Prioridades y evaluación de las fuentes de agua para la restauración hídrica de las Tablas de Daimiel.

Los valores promedio de estos indicadores serían por categorías (Tabla 25):

PROMEDIO DE LOS EMBALSES	0,8993
TRASVASE TAJO-SEGURA	0,9237
PROMEDIO AGUAS SUBTERRÁNEAS	0,6662
PROMEDIO AGUAS DEPURADAS	0,6403

Tabla 25 Valores promedio de los indicadores por la categoría a la que pertenecen las fuentes de agua (Embalses, Trasvase, Aguas Subterráneas y Depuradas.

Finalmente, El índice de sostenibilidad de los recursos hídricos del humedal se calcula como sigue:

$$WRSM = \sum W_i RF_i$$

Donde  $W_i$  es el peso del parámetro fisicoquímico i, obtenidos aplicando AHP, y  $RF_I$  es el valor de la función de rating del parámetro físico-químico i.

Por consiguiente:

$$WRSM = W_{pHH} RF_{PHH} + W_{TPT} RF_{TPT} + W_{ECN} RF_{ECN} + W_{TSS} RF_{TSS} + W_{UIA}$$
 
$$RF_{UIA} + W_{DOO} RF_{DOO} + W_{TPH} RF_{TPH} + W_{TNN} RF_{TNN} + W_{BOD} RF_{BOD}$$

La evaluación de WRSM para los distintos recursos hídricos propuestos para la regeneración hídrica del humedal, se muestran en la Tabla 24.

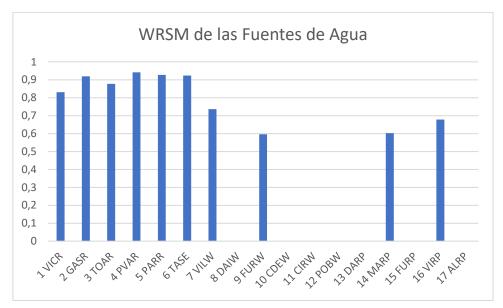


Figura 55. Valores del índice de sostenibilidad de los recursos hídricos (WRSM) del humedal correspondiente a cada una de las fuentes de agua para la restauración hídrica de las Tablas de Daimiel.

Las fuentes de agua mejor puntuadas por el índice WRSM han sido (Figura 55) los embalses, que tienen valores comprendidos entre 0,9415 para PVAR y 0,8307 para VICR.

El agua que circula por el Trasvase Tajo Segura procede de embalses, en concreto de los embalses de Entrepeñas y Buendía.

Desde estos embalses el agua es enviada primero por un canal, desde donde es captada en una presa construida expresamente para esta función, el embalse de Campos del Paraíso, desde el que a través de la gran conducción de abastecimiento a la Llanura Manchega es transportada por tubería hasta las

tablas de Daimiel. Por ello, las características del agua del trasvase son las propias de las aguas superficiales. La puntuación del índice WRSM es para TASE 0,9237, que es también alta acorde con su naturaleza de aguas superficiales, y con los valores calculados en general para el resto de los embalses evaluados. Las aguas subterráneas tienen valores de WRSM manifiestamente menores a los valores del índice para las aguas superficiales. Esto ha hecho que en algunas zonas como las tres de las zonas de bombeo de las cinco estudiadas, no sean aceptables por su alto contenido en nitratos. Esto es debido a la contaminación causada por el uso de fertilizantes en la actividad agrícola, que se acumulan en las aguas del acuífero al arrastrar los contaminantes las aguas que se infiltran. Este problema de contaminación es común en la mayoría de los acuíferos del área consecuencia de una actividad agrícola insostenible desde el punto de vista medioambiental, pues afecta a la cantidad y calidad de las aguas subterráneas. Las dos zonas de bombeo consideradas aceptables son VILW y FUFW, siendo el valor de WRSM para ambas 0,7364 y 0,5961 respectivamente. FUFW tiene el valor más bajo del índice de todas las fuentes de agua que se han considerado como aceptables.

En cuanto a las fuentes de agua procedentes de aguas residuales depuradas, varias han resultado ser inaceptables por los altos contenidos de materia orgánica y nutrientes que exceden los valores límites admisibles. De nuevo, tan solo dos fuentes de aguas residuales de cinco consideradas han sido aceptables, MARP y VIRP con valores de WRSM de 0,6026 y de 0,6780 respectivamente.

La fuente de agua mejor puntuada es el embalse PVAR (0,9416), seguido del embalse PARR (0,9272), del trasvase TASE (0,9237) y del embalse GASR (0.9195). El embalse peor calificado es VICR (0,8037) debido a que la demanda biológica de oxígeno, los sólidos disueltos y los nutrientes tienen valores elevados, lo cual hace que su calidad disminuya frente al resto de los embalses. Si bien, los límites de materia orgánica nutrientes y resto de parámetros fisicoquímicos han de establecerse siempre con respecto a los valores de referencia del humedal y los límites para el buen estado de la vida acuática.

El agua subterránea no es la opción más sostenible desde el punto de vista de la calidad para la restauración hídrica del humedal. El índice WRSM presenta en las aguas subterráneas evaluadas valores significativamente menores que para las aguas superficiales de embalses o del trasvase. Así por ejemplo, la zona de bombeo mejor puntuada es VILW, con un valor del índice WRSM de 0.7364. Las fuentes de agua subterránea DAIW, CDEW y CIRW no son aceptables debido al alto contenido de nitratos. La zona de bombeo. FUFW se considera aceptable pero su índice WRSM es muy bajo con un valor de 0,5961, siendo la peor de todas las fuentes aceptables

En cuanto al agua tratada proveniente de las estaciones depuradoras de aguas residuales es la que peor parada sale en la evaluación para su idoneidad como fuente de agua para suministrar agua al PNTD. Tan solo dos fuentes de aguas residuales de cinco son aceptables. La mejor puntuada de las dos aceptadas es VIRP (0,6780), seguida muy de cerca por MARP (0,6027). Estas dos plantas depuradoras han sido ampliadas y renovadas los pasados años, por lo que estas

fuentes han mejorado la calidad de los efluentes (Sánchez-Ramos et al., 2016), aunque sus índices WRSM son todavía bajos comparados con los de las fuentes de aguas superficiales o el trasvase, en incluso con la mejor puntuada de las aguas subterráneas. Como se ha dicho anteriormente los valores límites son excedidos en tres plantas depuradoras de aguas residuales, en concreto, DARP y ALRP tienen valores altos de BOD mientras de la depuradora FURP presenta altos niveles de fósforo. Estas tres plantas depuradoras pueden ser mejoradas de modo que su tratamiento sea más efectivo permitiendo así su incorporación en un futuro a estas fuentes entre las aceptables.

En resumen, se concluye (Figura 55) que en general las aguas más adecuadas para la restauración hídrica de PNTD son los embalses y el trasvase Tajo-Segura. Todas las fuentes procedentes de aguas superficiales son aceptables y con diferencia las mejor puntuadas por el índice WRSM. Por otra parte, se observa una gran variabilidad en la calificación del índice WRSM para las fuentes procedentes de aguas subterráneas y de aguas residuales tratadas.

En cualquier caso, el índice elaborado en esta Tesis ha permitido establecer preferencias entre muy diversas fuentes de agua de distintas procedencias, de modo que se posible tomar una decisión acerca de que agua es la más sostenible desde el punto de vista de la calidad para ser incorporada a las Tablas de Daimiel, un humedal en grave riesgo de desaparición por la falta de recursos hídricos, que en la actualidad necesita aportes externos de agua para su supervivencia.

CAPÍTULO 6.- CONCLUSIONES

### 6. CONCLUSIONES

Una de las principales causas de degradación y destrucción de los humedales es la disminución o pérdida de aportación hídrica, que tiene como consecuencia la desecación del espacio natural, provocando finalmente su desaparición. El origen de la falta de aportaciones hídricas hay que buscarlo en una demanda de agua creciente provocada por las actividades humanas, así como en una limitación natural de los recursos, agravada por el cambio climático, que con el paso del tiempo es más perceptible. En el área mediterránea estas necesidades hídricas son mucho más acusadas que en otras zonas del Globo. La escasez de agua provoca una feroz competencia por los recursos hídricos, que acaba dando lugar a que se detraiga agua de los usos medioambientales, para satisfacer otras necesidades humanas, y poniendo así en peligro a los ecosistemas acuáticos. La demanda de agua para la industria, para una agricultura insostenible o para otras actividades económicas, provoca la sobreexplotación de los acuíferos y la disminución de los caudales circulantes por los cauces de aguas superficiales. Todo ello es empeorado por la concurrencia de un cambio climático, que se manifiesta en una disminución de la pluviometría y en el incremento de las temperaturas medias que ocasionan unas mayores pérdidas por evaporación, disminuyendo así los recursos netos disponibles. En esta situación de estrés hídrico es necesario en muchos casos para la supervivencia de las zonas húmedas llevar a cabo aportes de agua procedente de fuentes externas. En realidad, se trata de reasignar los recursos hídricos, que han sido detraídos de las necesidades medioambientales debido a demandas crecientes de usos consuntivos. La reasignación de recursos hídricos ha de ser tal que en los humedales se garanticen los requerimientos mínimos medioambientales de

agua. Dependerá de cada humedal la cantidad anual a aportar, así como su distribución a lo largo del año, es decir la periodicidad con que se precisa el aporte de agua. En general los recursos hídricos para la recuperación del humedal pueden proceder de embalses, de captaciones de aguas subterráneas, de los efluentes de depuradoras de agua residual, o de aportaciones procedentes de trasvases. La reasignación de los recursos hídricos para solventar la situación del humedal supone una toma de decisiones muy compleja sobre el sistema de recursos hídricos, puesto que hay que enviar agua procedente de fuentes externas. La premisa que hay que cumplir es que el agua derivada al humedal tenga la calidad mínima requerida, para lo cual es necesario contar con una herramienta que permita discriminar entre las fuentes de agua posibles para la regeneración del humedal, y seleccionar cuales son las más apropiadas desde el punto de vista de la calidad del agua.

La calidad del agua es un concepto relativo, puesto que está siempre vinculada a la finalidad perseguida. Hay veces que se determina la calidad del agua para un uso específico, como sucede con el riego o el agua destinada al abastecimiento. Para ello es frecuente el uso de índices, formados por la agregación de varios parámetros o indicadores. Hay muchos ejemplos de índices de calidad de aguas, así por ejemplo para la determinación de la contaminación, para la evaluación de la calidad del agua destinada al regadío o al abastecimiento para el consumo humano, etc. El primer paso en la confección del índice es la selección de los parámetros, seguido de la agregación de los valores de esos parámetros mediante la definición de pesos. De esta forma se obtiene un valor numérico final que es la síntesis de la calidad del agua Este valor del índice suele encontrarse entre o y 100 o entre 0 y 1, siendo la máxima calidad la

correspondiente al valor 1 ó 100 y la peor la del valor 0. En los índices de contaminación suele ser, al contrario, el mejor valor es el 0.

En esta Tesis se ha desarrollado un nuevo índice de calidad del agua destinada a la regeneración hídrica de un humedal. No existen en la bibliografía precedentes de un índice similar, puesto que los índices de calidad se refieren a usos concretos como el abastecimiento, el regadío, etc, o al estado de calidad general del agua, que también puede considerar la vida acuática u otros usos como los recreativos.

Este nuevo índice de calidad se ha denominado WRSM que es un acrónimo proveniente de la definición en inglés de índice de sostenibilidad de los recursos hídricos (Water Resources Sutainability Model). La particularidad que tiene este índice respecto a los anteriores índices de calidad existentes es que ha de confeccionarse para cada humedal en concreto, siendo específico de éste. Así en este trabajo se ha elaborado el WRSM para el caso del humedal de las Tablas de Daimiel. Éste índice ha de ser distinto para cada humedal, pero se basa en una metodología común que permite su elaboración de modo sistemático para cualquier otro humedal que se pretenda restaurar.

El índice WRSM para las Tablas de Daimiel se basa en la utilización de nueve indicadores fisicoquímicos que se agregan mediante la utilización de pesos en una media aritmética ponderada.

Los parámetros utilizados han sido el pH, el oxígeno disuelto, la conductividad, los sólidos totales disueltos, la temperatura del agua, el contenido de fósforo y de nitratos del agua, la demanda bioquímica de oxígeno y la cantidad de ión amónio no ionizado o amoniaco en el agua.

Para determinar la importancia relativa de los nueve indicadores anteriormente citados se utilizó el método AHP, de forma que se dieron pesos a cada uno de ellos, acordes con la repercusión que tiene en la calidad del agua del humedal objeto de la restauración hídrica. A continuación, se construyeron unas funciones de evaluación o de rating que para cada valor muestral del parámetro fisicoquímico proporciona un valor del indicador entre cero y uno. Este paso previo de normalización de los valores del parámetro fisicoquímico fue necesario para hacer posible la agregación de dichos parámetros.

Por tanto, mediante la utilización de las funciones de rating y de los pesos que determinan la importancia de cada uno de los parámetros fisicoquímicos, puede evaluarse la calidad del agua desde el punto de vista de su idoneidad para ser aportada al humedal, o lo que es lo mismo, de su sostenibilidad para la regeneración hídrica del humedal. Estas funciones de rating, aunque dependen de cada humedal, se pueden construir de forma análoga para cualquiera de ellos, utilizando funciones trapezoidales lineales y estableciendo como valores límites de máxima calidad aquellos derivados de los registros históricos del humedal y como valores límites de la admisibilidad del agua los que se obtienen para el buen estado de la vida acuática.

De esta forma se ha propuesto un índice que puede construirse para cualquier humedal, y que permite la evaluación de cualquier número de fuentes de agua, independientemente de cuál sea su origen, aguas subterráneas, residuales tratadas, superficiales, trasvase, etc. El valor del índice WRSM, comprendido entre 0 y 1, permite la clasificación de las fuentes de agua como más o menos aptas para la regeneración hídrica de la zona húmeda en cuestión.

En conclusión, WRSM se ha desarrollado utilizando el método AHP, combinado con funciones de rating, constituyéndose en un nuevo índice de calidad del agua, basado en parámetros fisicoquímicos, que permite evaluar recursos hídricos muy diversos, proporcionando una herramienta de utilidad para abordar la difícil tarea de seleccionar los recursos hídricos más adecuados para cada humedal.

**ANEXO I. TABLAS** 

# ANEXO I. TABLAS

# **ANEXO I.-TABLAS**

Tabla 1. Extensión de humedales en el área mediterránea.	
Elaboración propia, extractado Perennou et al., 2012	Página 26
Tabla 2. Amenazas que afectan a los humedales Ramsar en	
España. Datos procedentes de González, 2019	Página 34
Tabla 3. Humedales protegidos de la Reserva de la Biosfera	
Tabla de elaboración propia con datos tomados de Jerez García	
y Rodríguez Domenech, 2014	Página 46
Tabla 4. Períodos climáticos registrados en las Tablas de Daimiel	
a finales del Holoceno, elaboración propia, datos según Gil-	
García et al.,2007 y Barriendos, 2021	Página 70
<i>Tabla 5.</i> Resultados de la prueba estadística de Mann-Kendall	
aplicada a la serie de datos de aportaciones naturales de los	
embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019)	Página 118
<i>Tabla 6</i> . Resultados de la prueba estadística de Mann-Kendall	
aplicada a la serie de datos de evaporación de los embalses de	
Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019)	Página 118
Tabla 7. Volumen bombeado por los Pozos de Emergencia del	
Parque Nacional de la Tablas de Daimiel	Página 125
Tabla 8. Volúmenes derivados a las Tablas de Daimiel desde el	
Trasvase Tajo Segura	Página 127
<i>Tabla 9.</i> Recursos renovables de las masas de agua subterránea.	
Proyecto de abastecimiento a la Llanura Manchega	Página 136
Tabla 10. Máxima capacidad de los embalses de la cuenca alta	
del Guadiana	Página 137

# ANEXO I. TABLAS

Tabla 11. Aportación Regulada por los embalses de la cuenca	
alta del Guadiana. Proyecto de la conducción principal, 1994	Página 137
Tabla 12. Demandas de agua en la cuenca alta del Guadiana.	
Proyecto de la conducción principal, 1994	Página 138
Tabla 13. Aportaciones necesarias a las Tablas de Daimiel según	
el mes del año. Elaboración propia con datos del Plan	
Hidrológico de la CHG, 2015	Página 161
Tabla 14. Número de alternativas consideradas en el Estudio de	
Viabilidad de un Plan de Regeneración Hídrica de las Tablas de	
Daimiel, según el origen del agua	Página 167
Tabla 15. Escala fundamental. Saaty (1994)	Página 195
Tabla 16. Relación entre el índice aleatoria de consistencia C.I.	
con ei rango de la matríz. Saaty 1994	Página 201
Tabla 17. Fuentes de agua para la regeneración hídrica de las	
Tablas de Daimiel	Página 212
Tabla 18. Matrices de Elicitación. Agregación de las Opiniones	
Individuales mediante el Método de la Media Geométrica	Página 234
<i>Tabla 19.</i> Prioridades de los indicadores fisicoquímicos	Página 236
Tabla 20. Índice de consistencia aleatoria para diferentes ordenes	
de la matriz de elicitación (Saaty, 2012)	Página 238
Tabla 21. Guías de calidad para vida acuática de IMQGES, Nueva	
Zelanda y Australia	Página 257
Tabla 22. Valores umbrales de indicadores fisicoquímicos en hu-	
medales del País Vasco	Página 258
<i>Tabla 23.</i> Límites y valores de referencia para los indicadores	

# ANEXO I. TABLAS

fisicoquímicos en las Tablas de Daimiel	Página 261
Tabla 24. Prioridades y evaluación de las fuentes de agua para la	
restauración hídrica de las Tablas de Daimiel	Página 269
Tabla 25. Valores promedio de los indicadores por la categoría a	
la que pertenecen las fuentes de agua (Embalses, Trasvase,	
Aguas Subterráneas y Depuradas	Página 269

Figura 1. Humedales incluidos en la lista de humedales de	
importancia internacional. Sitios Ramsar. Servicios de información	
sobre sitios Ramsar. https://rsis.ramsar.org/es	Página 22
Figura 2. Pérdida de humedales en los diferentes continentes,	
área en millones de km2. S. Hu et al., 2017	Página 25
Figura 3. Mapa del Inventario Español de Zonas Húmedas, 2022,	
de la página web del Ministerio para la Transición Ecológica y el	
Reto Demográfico (MITERD)	Página 32
Figura 4. Mapa de humedales españoles de importancia	
internacional inscritos en el convenio Ramsar. Descargado de la	
página web del Ministerio de la Transición Ecológica y el Reto	
Demográfico (MITERD), https://www.miteco.gob.es	Página 33
Figura 5. Cartografía del Instituto Geológico y Minero de España	
(IGME) de los humedales españoles que están incluidos en el	
Convenio Ramsar, indicando su superficie con código de color.	
Extractado de la página web del IGME http://www.igme.es	
/zonas_humedas	Página 33
Figura 6. Mapa de la delimitación de las diversas zonas de la	
reserva de la biosfera de la Mancha Húmeda. Página web del	
Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico	
(MITERD). Ficha de la reserva de la Biosfera de la Mancha	
Húmeda	Página 40
Figura 7. Humedales incluidos en el Plan de Gestión de	
Humedales de la Mancha. JCCM (2015)	Página 50

Figura. 8. Límites del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel,	
incluyendo la delimitación inicial y la ampliación posterior en el	
año 2014. Elaboración propia	Página 52
Figura 9. Tablas de Daimiel Mapa Topográfico 50.000, años	
setenta, incluye los ojos del Guadiana, las lagunas del Escoplillo,	
Albuera y Navaseca. Elaboración propia sobre cartografía IGN	Página 56
Figura 10. Mapa de las Tablas de Daimiel. Molinos del Guadiana.	
Plano del Centro de Interpretación del Parque Nacional de las	
Tablas de Daimiel. Mayo 2022	Página 60
Figura 11. Corte Geológico de las Tablas de Daimiel y del	
Acuífero de la Mancha Occidental. Tomado de García Rodríguez	
y Llamas, 1992	Página 61
Figura 12. Unidades Hidrogeológicas de la Confederación	
Hidrográfica del Guadiana. Plan Hidrológico de la Demarcación	
del Guadiana, 2015	Página 62
Figura 13. Masas de Aguas Subterráneas de la Cuenca Alta del	
Guadiana. Datos del GIS de la Confederación Hidrográfica del	
Guadiana. Elaboración propia	Página 64
Figura 14. Motilla del Azuer. Fotografía tomada en noviembre de	
2021	Página 71
Figura 15. Cartel de la Motilla del Azuer, Fotografía tomada en	
noviembre de 2021	Página 72
Figura 16. Molinos harineros del Guadiana y Azuer en el entorno	
de las Tablas de Daimiel	Página 74
<i>Figura 17.</i> Superficie encharcada de las Tablas de Daimiel entre	

los años 1988 y 2022. Datos tomados de López de la Niteta et al.,	
2020 y del Parque Nacional	Página 86
Figura 18. Contenido mínimo de agua en el suelo del Parque	
Nacional de las Tablas de Daimiel. Aguilera y Moreno, 2019	Página 88
Figura 19. Situación de las Tablas de Daimiel en el año	Página 89
Figura 20. Evolución de demanda bruta anual, acuífero de la	
Mancha Occidental. Plan Hidrológico Nacional, 2001	Página 91
Figura 21. Curva de embalse o curva característica del embalse de	
Gasset. Documento XYZT de la presa de Gasset	Página 101
Figura 22. Cuenca Alta del Guadiana, Zona Oriental, embalses y	
red hidrográfica	Página 103
Figura 23. Escala limnimétrica para la medición del nivel de agua	
en un embalse. Presa Vega Jabalón y Vallehermoso	Página 105
Figura 24. Limnímetro de burbujeo, compresor y medidor de	
nivel de la presa de Gasset	Página 105
Figura 25. Tanque evaporímetro clase A con lecturas	
automatizadas enviadas al SAIH de la Confederación	
Hidrográfica del Guadiana. Presa de Peñarroya	Página 106
Figura 26. Detalle Estación Meteorológica Presa de Gasset.	
Pluviómetros y Evaporímetros de lectura automática conectados	
al SAIH de la Confederación Hidrográfica del Guadiana	Página 107
Figura 27. Situación de los embalses de la cuenca alta del	
Guadiana	Página 110
Figura 28. Serie histórica aportaciones naturales en hm3	
embalses de Gasset (1959-2019) v Peñarrova (1960-2019)	Página 110

Figura 29. Serie histórica de aportaciones naturales en hm3	
máximas y mínimas en los embalses de Peñarroya (1960-2019) y	
Gasset (1959-2019)	Página 113
Figura 30. Serie histórica de evaporaciones en los embalses de	
Gasset y Peñarroya	Página 115
Figura 31. Evaporación en mm y precipitación en mm registradas	
en el embalse de Gasset (1993-2019) y Peñarroya (1993-2019).	
Datos de evaporímetro y pluviómetro de presa	Página 115
Figura 32. Serie histórica de aportaciones naturales en hm3 y	
evaporación en mm	Página 119
Figura 33. Serie histórica de aportaciones naturales en hm3 en el	
embalse de la Vega del Jabalón (1993-2015) y comparación de la	
aportación escalada con la aportación de Peñarroya (1960-2015).	Página 120
Figura 34. Volúmenes perdidos y volúmenes entrantes en el	
humedal	Página 146
Figura 35. Proyectos de abastecimiento a la Llanura Manchega	Página 149
Figura 36. Ramales sometidos a información pública, BOE núm	
58, 7 de Marzo	Página 151
Figura 37. Evolución del fosforo y nitrógenos totales desde 1974	
a 2006. Plan Regata	Página 159
Figura 38. Alternativas consideradas en el Estudio de Viabilidad	
de un Plan de Regeneración Hídrica en el Parque Nacional de las	
Tablas de Daimiel	Página 178
Figura 39. Volúmenes embalsados en el Embalse de la Torre de	
Abraham. Datos de la Confederación Hidrográfica del Guadiana.	Página 181

Página 182
Página 194
Página 203
Página 213
Página 230
Página 231
Página 232
Página 237
Página 241
Página 243
Página 247

Figura 51. Construcción de la función de rating de la conductivi-	
dad eléctrica	Página 248
Figura 52. Funciones de rating de los indicadores fisicoquímicos	
de las fuentes de agua para PNTD	Página 263
Figura 53. Gráfico de telaraña de indicadores y fuentes de agua	Página 266
Figura 54. Diagrama de flujo del proceso de priorización de las	
fuentes de agua	Página 267
Figura 55. Valores del índice de sostenibilidad de los recursos	
hídricos (WRSM) del humedal correspondiente a cada una de las	
fuentes de agua para la restauración hídrica .de las Tablas de	
Daimiel	Página 270

### ANEXO III. BIBLIOGRAFIA

*Abellán Contreras, F. J. (2022).* Fundamentos jurídicos sobre la protección de los humedales en España: sostenibilidad hídrica y ambiental en el marco del Sistema de Zonas Húmedas del Sur de Alicante. Sostenibilidad: económica, social y ambiental, 4, 1-24. https://doi.org/10.14198/Sostenibilidad2022.4.01.

**AEMET (2020).** Proyecciones climáticas para el siglo XXI. http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio\_climat/. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Aguilar-Alba M.& Moral-Ituarte, L. (2008). Evolución de las aportaciones en embalses de cabecera del Guadalquivir: relación con las tendencias climáticas recientes y repercusión en la planificación hidrológica. Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua (8.2008.Vitoria),50-60

*Aguilera H., 2014.* Soil-Water System Response in an Antrhopized Mediterranean Wetland During Drying Cycles: Las Tablas de Daimiel National Park. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Farmacia. Departamento de Edafología. Madrid, 2014.

*Aguilera H., Moreno Merino L., 2019.* Lessons learnt from semi-arid wetland degradation. Las Tablas de Daimiel National Park. Boletín Geológico y Minero, 130 (4): 711-728. ISSN: 0366-0176 DOI: 10.21701/bolgeomin.130.4.007.

*Aguiló Alonso, Miguel, 2002.* La enjundia de las presas españolas II. Madrid: ACS, Actividades de Construcción y Servicios, 2002. 323 p. ISBN 84-932966-2-6.

*Álvarez Cobelas, M. y Cirujano, S., 1996.* Las Tablas de Daimiel. Ecología acuática y sociedad. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 368 pp.

Álvarez Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., Cirujano, S., Angeler, D.G. 2008. Long-term changes in spatial patterns of emergent vegetation in a Mediterranean floodplain: natural versus anthropogenic constraints. Plant Ecology 194: 257-271.

*Álvarez Cobelas, M., Cirujano, S. & Sánchez Carrillo, S. 2001.* Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. Biological Conservation 97: 89-97.

Alves Allencar da Silva K.M., Nóbrega Silva R., 2017. Tendencia pluviométrica y concentración estacional de precipitación en la cuenca hidrográfica del río Moxotó-Pernambuco-Brasil. Revista Geográfica de América Central, 2017, vol I, Núm. 58. January-June ISSN: 1011-484X 2215-25.

ANZECC & ARMCANZ, 2000. Water quality guidelines. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ), 2000. https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/resources/previous guidelines/anzecc-armcanz-2000.

*Aragón Cavaller J.R., 2015.* Cuatro décadas dando vueltas por las Tablas de Daimiel y la Cuenca del Guadiana. III Jornadas de Historia de Daimiel. Ayuntamiento de Daimiel. ISBN: 978-84-936471-8-6.

Aranda Gutierrez F., Sánchez Carcaboso J.L., Andrés Díaz, E., Rodríguez Martín G., Sánchez Crespo R., Gutiérrez Gallego J.A., 2006. Mérida excav. arqueol. 2003, 9 (2006).

*Ayağ, Z., Özdemir, R.G., 2006.* A Fuzzy AHP Approach to Evaluating Machine Tool Alternatives. J Intell Manuf 17, 179–190 (2006).

*Ayala-Carcedo , F.J., 1996.* Reducción de los recursos hídricos en España por el posible Cambio Climático. Tecnoambiente, Madrid, septiembre.

*Ayala-Carcedo, F.J. y Iglesias, A., 2000.* Impactos del posible Cambio Climático sobre los recursos hídricos, el diseño y la planificación hidrológica en la España Peninsular. In Balairón edit., El Cambio Climático, El Campo de las Ciencias y las Artes, Servicio de Estudios del BBVA, Madrid, 201-222.

*Barriendos M., Barriendos J., 2021.* Los Inicios de La Pequeña Edad del Hielo en España. Aportaciones de la Climatología Histórica al Clima del Siglo XIV. Geographicalia (2021), 73, 55-79.

*Belton, V. y Stewart, T., 2002.* Multiple criteria decision analysis: an integrated approach.Kluwer Academic Press. Boston USA.

*Benítez de Lugo, L. 2011.* Las motillas del Bronce de La Mancha: treinta años de investigación arqueológica. En: Bueno, P., Gilman, A., Morales, C. y Sánchez-Palencia, J. (eds.). Arqueología, sociedad, territorio y paisaje. Estudios sobre Prehistoria Reciente, Protohistoria y transición al mundo romano. Bibliotheca Praehistorica Hispana vol. XXVIII, Madrid, 141-162.

*Benítez de Lugo, L. y Mejías M. 2014.* Los primeros poblados prehistóricos en el entorno de Daimiel. Las motillas de La Mancha. En: Mejías, M. (ed.), Las Tablas y los Ojos del Guadiana: agua, paisaje y gente, IGME-OAPN, Madrid, 65-104.

Benítez Navío A., Martínez León J., Cantó Perelló J., Curiel Esparza J., Martín Utrillas M., 2020. Dualidad del agua superficial y subterránea en la restauración

hidrológica de humedales. 24th International Congress on Project Management and Engineering. Alcoi, 7th – 10th July 20. ISBN: 978-84-09-21128-9.

*Bhushan, N.; Kanwal, R., 2004.* Strategic Decision Making: Applying the Analytic Hierarchy Process. Londres: Springer-Verlag. ISBN 1-8523375-6-7.

*Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008.* Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research 42, 2849-2861.

Bilotta, G.S., Burnside, N.G., Cheek, L., Dunbar, M.J., Grove, M.K., Harrison, C., Joyce, C., Peacock, C., Davy-Bowker, J., 2012. Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. Water Research 46, 2324-2332.

*Blaas, H., Kroeze, C., 2016.* Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers:2000–2050. Ecological Indicators. 67, 328–337

*Bodin, L., Gass, S., 2003.* On teaching the analytical hierarchy process. Computers y Operations Research, 30, 1487-1497.

Bórnez Mejías, K., Mejías Moreno, M., Camuñas Palencia, C., del Pozo Tejado, J. y del Moral Fernández del Rincón, A. 2017. Inventario, clasificación y génesis de los colapsos del terreno en la Masa de Agua Subterránea Mancha Occidental I. Boletín Geológico y Minero, 128 (1): 43-68 ISSN: 0366-0176, DOI: 10.21701/bolgeomin. 128.1.003.

*Brandt, M.J., Johnson, K.M., Elphinston, A.J., .Ratnayaka, D.D., 2017.* Twort's Water Supply (Seventh Edition). Chapter 7: Chemistry, Microbiology and Biology of Water, 235-321. <a href="https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100025-0.00007-7">https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100025-0.00007-7</a>

Bravo-Martin, S., M. Mejías, F.J. García-Navarro, R. Jiménez-Ballesta, 2019. Current Status of Las Tablas de Daimiel National Park Wetland and Actions Required for Conservation. Environments 2019, 6, 75; doi:10.3390/environments 6060075.

*British Columbia., 2019.* Approved Water Quality Guidelines: Aquatic Life, Wildlife and Agriculture. Available https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/airland/water/waterquali-ty/water-quality-guidelines/approved-water-quality-guidelines

Brotóns Padilla M., Padilla1, Díaz-Cambronero Astilleros A., Díaz-Martínez C., 2020. LOS Odonatos del Parque Nacional de la Tablas de Daimiel (España) (2003-2013). Monografías Tercer Milenio, vol. 10 (2020) • Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.).

Brown M. R., McClelland N. I., Deninger R. A., Tozer R. G., 1970. A water quality index. Do we dare? Water and Sewage Works. October 1970.

**Brown L., 2020.** Challenges in delivering climate change policy through land use targets for afforestation and peatland restoration. Environmental Science & Policy Volume 107, May 2020, Pages 36-45.

Cabero Almenara, J., e Infante Moro, A., 2014. Empleo del método Delphi y su empleo en la investigación en Comunicación y Educación. EDUTEC Revista Electrónica de Investigación Educativa, 48, 1-16.

*Caessteker P., 2007.* Synthèse du statut des inventaires de zones humides dans la région méditerranéenne. Marseille, France, Tour du Valat/MedWet/Université de Provence, 245 p.

Camacho A, Santamans A C, Morant D, Ferriol C, Camacho-Santamans A & Picazo A., 2019. Recopilación de información sobre tipos de hábitat y ecosistemas leníticos de interior en España. Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. 50 pp.

*Camargo, J.A., Álonso, A., 2006.* Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. Environ. Int., 32, 831-849.

Canto-Perello J., Martinez-Leon J, Curiel-Esparza J, Martin-Utrillas M, 2017. Consensus in prioritizing river rehabilitation projects through the integration of social, economic and landscape indicators, Ecological Indicators, Volume 72, 2017, Pages 659-666, ISSN 1470-160X,

Canto-Perello, J., Morera-Escrich, J.L., Martin-Utrillas, M., Curiel-Esparza, J., 2018. Restoration prioritization framework for roadway high cut slopes to reverse land degradation and fragmentation. Land Use Policy 71, 470-479. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.020.

Canto-Perello J., Benitez-Navio A., Martin-Utrillas M., Martinez-Leon J., Curiel-Esparza J., 2021. Water resources sustainability model for wetland conservation based on anonymous expert elicitation, Environmental Modelling & Software, Volume 136, 2021, 104952, ISSN 1364-8152, https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.

Carrasco Redondo M., 2013. Guia de visita del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid 13-58.

Carrasco Redondo M., 2014. El Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Capítulo 7 del Libro Las Tablas y los Ojos del Guadiana: Agua, Paisaje y Gente. Mejías Moreno M., ed. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España; Organismo Autónomo Parques Nacionales, 2014.360 pgs; ils; 24 cm.ISBN978-84-7840-927-3.

Carretero A., 2010. ¿Qué fue de La Mancha Húmeda?. Primavera 2010. Aves y Naturaleza 3. Pp 12-20. SEO/BirdLife.

Castaño Castaño, S., 2003. Tesis Doctoral. Estudio Metodológico para el Cálculo de la Infiltración en el Vaso de las Tablas de Daimiel: Validación de Resultados. Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Ciencias Geológicas. Departamento de Geodinámica. Madrid.

*Castaño Castaño, S., 2008.* Las Tablas de Daimiel Un humedal interior dependiente de las aguas subterráneas. 10.13140/RG.2.2.28983.37286.

Castillo Barranco J.C., 2007. Revista de Obras Públicas. Revista de Obras Públicas/Marzo 2007/N° 3.475. pp 65.

*CCME* (1999. Water Quality Index 1.0, Technical Report. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment.

*CCME 2001.* Canadian environmental quality guidelines for the protection of aquatic life, CCME water quality index: technical report, 1.0.. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void.

*CCREM 1987.* Canadian water quality guidelines. Canadian Council of Resource and Environment Ministers, Ontario.

CEDEX 2012. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Informe Técnico para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría de Medio Ambiente. Dirección General del Agua. Estudio de los Impactos del Cambio Climático en los Recursos Hídricos de las Masas de Agua. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento.

CEDEX 2017. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Centro de Estudios Hidrográficos Informe Técnico para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Oficina Española de Cambio Climático. Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España. Informe Final. Tomo Único. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento.

*Celis-Pozuelo A., 2013.* Las Tablas de Daimiel entre 1751 y 1887. Las raíces históricas de su desecación. Las Tablas de Daimiel entre 1751 y 1887. Il Jornadas de historia de Daimiel: 125 aniversario ciudad de Daimiel, pp. 277-291. Ayuntamiento de Daimiel.

*Celis Pozuelo A., 2014.* Los Proyectos de Desecación en las Tablas de Daimiel. Capítulo 5. Las Tablas y los Ojos del Guadiana: agua, paisaje y gente. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid. ISBN: 978-84-7840-927-3.

Celis-Pozuelo A., Mediavilla-López R., De la Rosa Román A., Santiesteban-Navarro J.I., Castaño-Castaño S., 2015. La ruptura del equilibrio en Las Tablas de Daimiel. Primer semestre de 2015 | 25-31 | TIERRA & TECNOLOGÍA, nº 46.

*Celis Pozuelo A., Santisteban Navarro J.I., Mediavilla López R., 2015.* El Cuerpo de Ingenieros Militares en las Tablas de Daimiel: Consecuencias de un Proyecto Ilustrado. González Redondo, F. A. (coord.) (2015) Ciencia y Técnica entre la Paz y la Guerra. 1714, 1814, 1914. Madrid, SEHCYT, pp. 925-931.

Celis-Pozuelo A., Castaño Castaño, S. Mediavilla, R., Santisteban J.I., De la Losa A., 2016. Il Congreso Nacional Ciudad Real y su Provincia. Un Conflicto entre Intereses Privados y Domínio Público en el Guadiana: El Molino del Navarro en Daimiel (S. XVIII-S.XX). Instituto de Estudios Manchegos (CSIC) Ciudad Real. ISBN 978-84-87248-45-0.

Celis-Pozuelo A., Castaño Castaño S., Santiesteban J.I., De la Losa Roman A., 2017. La desecación de Las Tablas de Daimiel (1750-1987): cambios agrarios e impactos medioambientales a partir de la interpretación del registro sedimentario. Historia Agraria, 71 🏻 Abril 2017 🗘 pp. 5-35 🗘 ISSN: 1139-1472 © 2017 SEHA.

*CHG, 1994.* Confederación Hidrográfica del Guadiana. Estudio sobre la Situación Hídrica actual en la Llanura Manchega, Planificación de Infraestructura General Hidráulica de Transporte de Recursos".

*CHG-CSIC, 2010.* Caracterización de las masas de agua superficiales de categoría "Lago". Convenio Confederación Hidrográfica del Guadiana -Centro Superior de Investigaciones Científicas.

*Cirujano, S., Casado, C., Bernues, M., Camargo, J. A., 1996.* Ecological study of Las Tablas de Daimiel National Park (Ciudad Real, Central Spain): differences in water physico-chemistry and vegetation between 1974 and 1989. Biological Conservation Volume 75, Issue 3, 1996, Pages 211-215.

*Cirujano S., 1996.* Bentos vegetal, flora y vegetación superior. In: Alvarez-Cobelas M, Cirujano S (eds) Las Tablas de Daimiel. Ecología acuática y sociedad. Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerio Español de Medio Ambiente, Madrid, pp 129–139.

*Cirujano S., Álvarez Cobelas M., 1997.* La contaminación del agua impide la recuperación de Las Tablas de Daimiel. Quercus 139, pp 41 y 42.

*Cirujano, S., Álvarez-Cobelas, M., Sánchez-Andrés, R. 2010.* Macrophyte Ecology and Its Long-term Dynamics. En: Sánchez-Carrillo, S., y D. G. Angeler (eds). Ecology of Threatened Semi-Arid Wetlands: Long-Term Research in Las Tablas de Daimiel. Springer, Dordrecht. pp. 175-192-

Compagno L., D'Urso D. G., Latora A., Trapani N., 2013. The Value-Analytic Hierarchy Process: a Lean Multi Criteria Decision Support Method, IFAC Proceedings Volumes, Volume 46, Issue 9, 2013, Pages 875-880, ISBN 9783902823359.

Confederación Hidrográfica del Guadiana, 1991. "Régimen de explotación del acuífero de la Mancha Occidental", Boletín Oficial de la Provincia de Ciudad Real (8-IV-1991).

Confederación Hidrográfica del Guadiana, 1995. "Declaración de sobreexplotación y aprobación del Plan de Ordenación de Extracciones en el acuífero de la Mancha Occidental", Boletín Oficial de la provincia de Ciudad Real 9-V-1995.

Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2007. Plan Especial del Alto Guadiana, Ciudad Real. MIMAM

Convention on Wetlands. 2021. Global Wetland Outlook: Special Edition 2021. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands.

*CREHO, 2010.* Centro Regional Ramsar para la Capacitación e Investigación sobre Humedales para el hemisferio occidental. Manual #1 del curso de Inducción sobre Humedales. Volumen 1. Facilitadores Camargo. B. Montañez, R. Panamá. 89 pp.

*Cruces de Abia J., Manuel Hernández J., López Sanz G., Rossell J., 1998.* De la noria a la bomba. Conflictos sociales y ambientales en la cuenca alta del río Guadiana. Fundación Nueva Cultura del Agua. Bilbao, Bakeaz, 1998, 348 pp.

*Cruces de Abia J. y Martínez Cortina, L., 2000.* La Mancha Húmeda. Explotación intensiva de las aguas subterráneas en la cuenca alta del río Guadiana. Papeles del Proyecto Aguas Subterráneas, Serie A, nº 3. Fundación Marcelino Botín. Santander. 66 pp.

*Cui B., Tang N., Zhao X., Bai J., 2018.* A management-oriented valuation method to determine ecological water requirement for wetlands in the Yellow River Delta of China. Journal for Nature Conservation Volume 17, Issue 3, August 2009, Pages 129-141

Curiel-Esparza, J., Cuenca-Ruiz, M.A., Martin-Utrillas, M., Canto-Perello, J. 2014. Selecting a sustainable disinfection technique for wastewater reuse projects. Water. 6, 2732-2747.

Curiel-Esparza, J., Gonzalez-Utrillas, N., Canto-Perello, J., Martin-Utrillas, M., 2015. Integrating climate change criteria in reforestation projects using a hybrid decision-support system. Environ. Res. Lett. 10 (9), 094022.

Curiel-Esparza, J.; Reyes-Medina, M.; Martín Utrillas, MG.; Martínez-García, MP.; Canto-Perello, J., 2019. Collaborative elicitation to select a sustainable biogas desulfurization technique for landfills. Journal of Cleaner Production. 212:1334-1344. doi:10.1016/j.jclepro.2018.12.095

*Dallas, H.F., Ross-Gillespie, V., 2015.* Sublethal effects of temperature on freshwater organisms, with special reference to aquatic insects. Water SA 41 (5), 712-726.

*Davidson, N.C., 2014.* How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research Volume 65, Issue 10, 2014, Pages 934-941.

*Delbecq, André; Van de Ven, Andrew; Gustafson, David, 1975.* Group Techniques for Program Planning. (Glenview, IL: Scott, Foresman & Co).

*Delgado, C., 2006.* "El Plan Especial del Alto Guadiana: orígenes y primeros pasos". In III Congreso de Ingeniera Civil, Territorio y Medio ambiente. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Zaragoza.

*Denny, P., 1994.* Biodiversity and wetlands. Wetlands Ecology and Management 55, 611. https://doi.org/10.1007/BF00177296.

*Del Pozo J. , Camuñas C. y Mejías M., 2016.* La Cultura de las Motillas de La Mancha: El aprovechamiento del agua subterránea en la Prehistoria. https://www.igme.es/Texto%20Congreso%20SEDPGYM.pdf

*De Vicente I., 2021.* Biogeochemistry of Mediterranean Wetlands: A Review about the Effects of Water-Level Fluctuations on Phosphorus Cycling and Greenhouse as Emissions. Water 2021, 13, 1510. https://doi.org/10.3390/w13111510.

*Dodds, W.K., 2010.* Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications. Academic Press, San Diego, California.

*Dong, Y., Zhang, G., Hong, W.C., Xu, Y., 2010.* Consensus models for AHP group decision making under row geometric mean prioritization method. Decis. Suport Syst. 49, 281-289.

*EPA, 2019.* National recommended water quality criteria. Aquatic life criteria table. United States Environmental Protection Agency. http://www.ep.gov/wqc/national recommended water quality-criteria aquatic life-criteria-table.

*Esnaola J. M., 1991.* Análisis de las aportaciones superficiales al Parque Nacional de las Tablas de Daimiel y su influencia en la evolución hidrogeológica del ecosistema. Tesis de licenciatura. Universidad Complutense de Madrid.

*EU Directive 2006/44/EC, 2006.* DIRECTIVE of the European Parliament and of the Council on the quality of fresh waters needing protección of improvement in order to support fish life. Off. J. Eur. Union 25/09/2006.

*Feld, C.K., de Bello, F., Dolédec, S., 2014.* Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates Freshwater Biol. 59, 233-248. https://doi.org/10.1111/fwb. 12260.

Forman, E., Peniwati, K., 1998. Aggregating individual judgments and priorities with the Analytic Hierarchy Process, Eur J Oper Res. 108, 165–169.

Fornés J.M., De la Hera A., Cruces de Abia J., Llamas Madurga R. Cruces de Abia J., 1995. Funcionamiento hidrológico de un humedal ribereño, el Masegar, en el conjunto de los humedales de La Mancha Húmeda de la cuenca alta del rió

Cigüela. Estudios geológicos, ISSN 0367-0449, Vol. 51, N° 5-6, 1995, págs. 259-276.

Fornés Azcoiti J. M., De La Hera Portilla A., Llamas Madurga R., 1998. Cambios en el paisaje e impactos ecológicos causados por la explotación de aguas subterráneas en la Cuenca Alta del río Guadiana (España). Simposio III "La Gestión Ecosistémica del Agua: Una Apuesta por la Vida". Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas (Zaragoza, 14-18.IX.98).

*Galvez J.L., Naredo J.M., 1997.* Información técnica y gestión económica del uso del agua en los regadíos españoles. Revista española de estudios agrosociales y pesqueros, ISSN 1575-1198, Nº 200, 2, 2003 (Ejemplar dedicado a: Especial 50 Aniversario), págs. 1363-1386.

*Gallego Gil R. y Cuenca Herreros, J., 2009.* Plan de Recuperación de los molinos hidráulicos de ribera del alto Guadiana. De los Ojos de Villarrubia al embalse de el Vicario (Ciudad Real). V Congreso Internacional de Molinología, 2009. ISBN 978-84-7788-559-7, pags, 565-580.

García Fernández B., Navarro Gámir V., Asensio Sánchez L., 2013. A synthetic model of surface inundation relationships and water source impacts of the wetland LasTablas de Daimiel National Park, Central Spain.

García Jiménez, M.A.; López Camacho, B. y Montesinos, S., 1992: Aplicación de la teledetección al conocimiento hidrológico de la cuenca alta del Guadiana. Hidrogeología y Recursos Hidráulicos (V Simposio de Hidrogeología); 17: 591-600. Alicante.

*García Rodríguez, M. y Llamas, M.R., 1992.* Aspectos hidrogeológicos en relación con la génesis y combustión espontánea de las turbas de los Ojos del Guadiana.

Madrid: Soc. Geol. Esp., 1992 Actas de las Sesiones Científicas. III Congreso Geológico de España. Tomo 2.

*García Rodríguez, M., 1996.* Hidrogeología de Las Tablas de Daimiel y de los Ojos del Guadiana. Bases hidrogeológicas para una clasificación funcional de humedales ribereños, Universidad.

Gil-García M.J., Ruiz Zapata M.B., Mediavilla R., Domínguez-Castro F., Santiesteban J.I., Dabrio C.J., 2007. Evolución Climática y Actividad Antrópica Durante los Últimos 3.000 años en las Tablas de Daimiel. Resúmenes XII Reunión Nacional de Cuaternario. Ávila (2007).

Gil-García M.J., Ruiz Zapata M.B., Mediavilla López, R., Santisteban, J.I, Dominguez-Castro, F y Dabrio González, C.J., 2007. Respuesta del ecosistema de las Tablas de Daimiel a las crisis medioambientales durante el Holoceno. XXIII Jornadas de Paleontología. Celebradas en Caravaca de la Cruz (Murcia) del 3 al 6 de octubre.

*González, 2019.* Estado de los Humedales Ramsar en España de interés para las aves acuáticas. SeoBirdLife. https://www.seo.org/wp-content/uploads/2018/ 01/ INFORME-DMH2018-1.pdf.

*Gracht, H. V., & Darkow, I. L., 2010.* Scenarios for the logistics services industry: A Delphi-based análisis for 2025. Int. J. Production Economics, Vol. 127, pp. 46-59.

*Gu, S., Gruau, G., Dupas, R., Petitjean, P., Li, Q., Pinay, G., 2019.* Respective roles of Fe-oxyhydroxide dissolution, pH changes and sediment inputs in dissolved phosphorus release from wetland soils under anoxic conditions. Geoderma 338, 365-374. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.034.

*Guerrero F., 2021.* Advances in Mountain and Mediterranean Wetlands Conservation. Water 2021, 13, 1953. https://doi.org/10.3390/w13141953.

Guía Geológica del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, 2020. Roberto Rodríguez Fernández, Editor. Instituto Geológico y Minero de España. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, 2020, 214 pp (Guías de Parques Nacionales 15). ISBN 978-84-9138-103-7.

*Haas, M. B., Guse, B., Fohrer, N., 2017.* Assessing the impacts of Best Management Practices on nitrate pollution in an agricultural dominated lowland catchment considering environmental protection versus economic development. Journal of Environmental Management 196, 347-364.

Hernández-Pacheco, E., 1932. Síntesis fisiográfica y geológica de España. Trabajos del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid-Serie Geológica, 38, 1-584.

Hervás Herrera M.A., 2011. Molinos hidráulicos harineros de ribera en el Alto Guadiana. De los Ojos de Villarrubia a El Emperador. I Curso de Historia Argamasilla de Alba y Alto Guadiana Mancha. Tierra de Cultura. Asociación Cultural Los Académicos de la Argamasilla. Ediciones Soubriet. Tomelloso (Ciudad Real), 2011. ISBN: 978-84-59410-80-1.

Hopfe C.J., Augenbroe G. L. M., Hensen J. L. M., 2013. Multicriteria decision making under uncertainty in building performance assessment, Building and Environment, Volume 69, 2013, Pages 81-90, ISSN 0360-1323, https://doi.org/10.1016/j.buildenv. 2013.07.019.

*Horton R.K., 1965.* An index number system for rating water quality. Journal of Water Pollution Control Federation, 37(3), 300-306.

*Hu S.J., Niu Z.G., Chen Y.F., Li L.F., Zhang H.Y., 2017.* Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. Sci. Total Environ. 2017; 586:319–327. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.001

*ICONA, 1986.* Los Incendios Forestales en España Durante 1986. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Memoria del ICONA. https://www.miteco.gob.es/es/incendios\_forestales\_espania\_1986\_tcm30-132.pdf

*IELIG, 2017.* Ficha LIG TM131 de las Tablas de Daimiel. Inventario Español del Lugares de Interés Geológico. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Ciencia e Innovación. Recurso digital, consulta realizada el día 8/09/2021. http://info.igme.es/ielig/LIGInfo.aspx?codigo=TM131

*Iglesias Martínez E., 2002.* La gestión de las aguas subterráneas en el acuífero Mancha Occidental. Economía Agraria y Recursos Naturales, ISSN: 1578-0732, Vol.2,1 (2002), pp. 69-88.

*Inventario Español de Zonas Húmedas, 2022.* Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). Página Web. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas-/inventarios-nacionales-/inventarionacionalde zonas-humedas/index invent zonas hume-das.aspx.

IPCC, 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático IPCC, Ginebra, Suiza. Joseph J., Ghosh, S., Pathak A. & Sahai, A.K. (2018) Hydrologic impacts of climate change: Comparisons between hydrological parameter uncertainty and climate 1037 model uncertainty, Journal of Hydrology, Volume 566, 2018, Pages 1-22, ISSN 0022-1694. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.080.

*ITGE, 1989.* Instituto Tecnológico y Geominero de España (ITGE) (1989). "Sistema acuífero nº. 23. Mancha Occidental". Dirección de Aguas Subterráneas. Serie: Manuales de Utilización de acuíferos JCCM, 2002.

*IWQGES, 2016.* International Water Quality Guidelines for Ecosystems. UNEP, United Nations University. UNU-EHS, Institute for Environment and Human Security. Available online: http://web.unep.org/sites/default/files/Documents/20160315\_iwqges\_pd\_final.pdf.

*JCCM, 2015.* Plan de gestión de Humedales de la Mancha. Dirección General de Política Forestal y Espacios Naturales. Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Junta de Comunidades de Castilla La Mancha. https://www.castillalamancha.es/sites/default/files/documentos/paginas/archivos/doc\_1\_es 42 50010\_es0000091\_0.pdf.

*Jerez-García O., 2010.* La Reserva de la Biosfera de La Mancha Húmeda y la Cuenca Alta del Guadiana. Guía didáctica del medio físico y de la evolución de los paisajes. Universidad de Castilla-La Mancha. Imprenta Provincial, Ciudad Real. ISBN: 978-84-693-8767-2.

Jeréz García O., Rodríguez Domenech M.A., 2014. Las áreas protegidas de Castilla-La Mancha: TIC y bilingüismo como recursos didácticos para la formación profesional. 84-4, págs. 136-158. ISBN 978-84-87087-

Jeréz-García O., Serrano de la Cruz-Santos-Olmo M.A., 2015. El nacimiento del río Guadiana. Un enigma geográfico. I Congreso Nacional Ciudad Real y su Provincia - Tomo II. Instituto de Estudios Manchegos (CSIC). Ciudad Real. ISBN: 978-84-87248-42-9

*Jeréz-García O., 2016.* El paisaje de Las Tablas del Gigüela y del Guadiana en el contexto de los Espacios Naturales Protegidos. Singularidades y valores naturales y culturales. Cultura de Ribera. I Jornadas Sobre Arte, Ecología y Uso Público de Espacios Naturales Protegidos. Las Tablas de Daimiel, 10, 11 Y 12 de Marzo de 2016.

*Jia, Z., Luo, W., 2009.* A modified climate diagram displaying net water requirements of wetlands in arid and semiarid regions. Agr. Water Manage. 96 (9), 1339-1343. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.04.006.

Jiménez García-Herrera, J. 1992. "La situación jurídica de los espacios naturales". Guía de Castilla La Mancha. Servicio de Publicaciones. Junta de Castilla La Mancha, Pp. 101 - 107.

Jódar Abellán A. y Albaladejo García J.A., 2016. Análisis de la Evolución y Estado Actual del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel (Cuenca Alta del Guadiana, España). 13ª Congreso Nacional de Medio Ambiente (CONAMA), Madrid del 28 de noviembre al 1 de diciembre de 2016.

Jódar Abellán A., Albaladejo García J., Fernández Rodríguez H., 2016. Análisis de la Evolución y Estado Actual del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel (Cuenca Alta del Guadiana, España). CONAMA2016. Congreso Nacional de Medio Ambiente 2016. Madrid.

*Juwana, I., Muttil, N., Perera, B.J.C., 2012.* Indicator-based water sutainability assess-ment – A review. Science of the Total Environment 438 (2012) 357-371.

Keeney, R., 1992: Value focused thinking. Harvard University Press.

*Kilsby, C.G.; Tellier, S.S.; Fowler, H.J. & Howels, T.R., 2007.* Hydrological impacts of climate change on the Tejo and Guadiana Rivers. Hydrol. Earth Syst. Sci., 11:1175-1189. MIMAM, Libro Blanco del Agua en España (2000). Ministerio de Medio Ambiente, España.

*Koskiaho, J., Puustinen, M., in press*. Suspended solids and nutrient retention in two constructed wetlands as determined from continuous data recorded with sensors. Ecological Engineering xxx, xxx-xxx

*Kumar, N., Sinha, D.K., 2010.* Drinking water quality management through correlation study among various physico-chemical parameters: A case study. Int. J. Environ. Sci 1 (2): 253-259.

Landeta, J., 1999. El método Delphi. Una técnica de previsión para la incertidumbre. Barcelona: Ariel.

Last W.M., Smol J.P., 2001. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Volume 2. Physical and geochemical Methods. Development in Paleoenvironmental Research Volumen 2. Khuwer Academic Publichers. Dordrecht, the Nederlands, pp. 532.

Lee, S., M., 1972. Goal programming for decision analysis, Auerback, Philadelphia.

Lefeuvre J.C., Bouchard V., 2020. Wetlands Biodiversity, chapter. Wetlands and Habitats. 1st edition. CRC press. ISBN: 9780429445507.

*Li, D. and Liu, S., 2019.* Water Quality Monitoring and Management Basis, Technology and Case Studies, 113-159.

Linstone, H. A., & Turoff, M. (Eds.)., 2002. The Delphi method: Techniques and applications [Electronic version]. Newark, NJ: New Jersey Institute of Technology

*Liou, SM., Lo, S.L.., Wang, S.H. A, 1996.* Generalized Water Quality Index for Taiwan. Environ Monit Assess 96, 35–52 (2004).

*Liu, H., Gao, C., Wang, G., 2018.* Understand the resilience and regime shift of the wetland ecosystem after human disturbances. Science of the Total environment 643, 1031-1040.

López Camacho, B. y García Jiménez, M.A., 1991. El acuífero de la Mancha Occidental y el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Situación hidráulica y medidas técnicas y administrativas adoptadas. Actas del XXIII Congreso Internacional de la A.I.H.; 1: 145-149. Puerto de la Cruz.

López de la Nieta González de la Aleja, D.; Gosálvez Rey, R.U.; Florín Beltrán, M., 2020. Cambios a largo plazo en la diversidad de un humedal alterado: la comunidad de aves acuáticas del parque nacional de las Tablas de Daimiel. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad. XI. Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 557-567.

López Geta J.A., Fabregat Ventura V., Olivares Talens J. F., 1989. Serie. Mnuales de Utilización de Acuíferos. Mancha Occidental Sistema Acuífero Nº 23, 1989. ITGE. Instituto Tecnológico Geominero de España.

López Geta, J.A., 1997. "Una visión del Acuífero 23. Jornada sobre las aguas subterráneas en el acuífero 23 y sus posibilidades de recarga". Villarrobledo (Albacete). Asociación de Usuarios de Aguas Subterráneas de Castilla-La Mancha.

López-Sanz, G. 1998. Humedales y agricultura de regadiío: el caso de la cuenca alta del río Guadiana. Agricultura y Sociedad 86:249–272.

López Sanz, G., 2000. Humedales y agricultura de regadío: el caso de la cuenca alta del río Guadiana. Universidad de Castilla-La Mancha. Recurso electrónico: http://www.uclm.es/profesorado/glopez/pdf/cv/XI.2.14.2.pdf.

*Lloyd, D.S., Koenings, J.P., LaPerriere, J.D., 1987.* Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. North Am. J. Fish. Manage 7, 18-33.

*Lunt, P. H., Fyfe, R.M., Tappin, A.D., 2019.* Role of recent climate change on carbon sequestration in peatland systems. Science of the Total Environment 667, 348–358.

*McCormick, P.V., Newman, S., Vilchek, L.W., 2009.* Landscape responses to wetland eutrophication: loss of slough habitat in the Florida Everglades, USA. Hydrobiologia 621, 105e114.

Mc Duffie, B. & Haney, J. T., 1973. A proposed river pollution index. American Chemical Society, Division of Water, Air and Waste Chemistry, New York, NY, 1973.

*Mario Agoglia R., 2019.* Conciencia Histórica y Tiempo Histórico. Centro de Publicaciones de la Universidad Pontificia del Ecuador. ISBN 978-9978-77-440-3.

Martinez-Martinez E., Puyan-Nejadhashemi, A., Woznicki, S.A., Adhikari, U., Giri, S., 2015. Assessing the significance of wetland restoration scenarios on sediment mitigation plan. Ecological Engineering 77, 103-113.

Martín Utrillas M., Benítez Navío A, Martínez León J., Curiel Esparza J., Cantó Perelló J., 2020. Evolution in a climate change scenario of water resources in the

reservoirs of the upper Guadiana river basin. 24th International Congress on Project Management and Engineering Alcoi, 7th – 10th July 2020.

Martínez-Santos, P. de Stefano L., Llamas M.R., Martínez-Alfaro P.E., 2008. Wetland Restoration in the Mancha Occidental Aquifer, Spain: A Critical Perspective on Water, Agricultural, and Environmental Policies. Restoration Ecology Vol. 16, No. 3, pp. 511–521.

*Martínez Val J.M., 1977.* Estudio Geoeconómico del Alto y Medio Guadiana. Instituto de Estudios Manchegos. Nº 7 II época.

*Mayo, A. W., Muraza, J.N.M., 2018.* Modelling nitrogen transformation and removal in mara river basin wetlands upstream of lake Victoria. Physics and Chemistry of the Earth. 105, 136-146.

*Mediavilla R., Santisteban, J.I., Mediato J.F., 2012.* Las Tablas de Daimiel en el contexto de la cuenca alta del Guadiana. Las Tablas de Daimiel: Agua y sedimentos. Madrid, Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España, pp. 169-186

Mediavilla R., Santisteban, J.L., Gil-García M.J., Ruíz-Zapata M.B., Castaño-Castaño S., De la Losa A., 2013. Tasas de Subsidencia VS. Sedimentación durante el Holoceno en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. VIII reunión de Cuaternario Ibérico, La Rinconada-Sevilla (2013).

Mediterranean Wetlands Outlook, 2012. First Mediterranean Wetland Observatory report – Synthesis for decision makers. 2012, Tour du Valat. France 72 pages.-

Mediterranean Wetlands Outlook 2: Solutions for sustainable Mediterranean Wetlands, 2018, Tour du Valat, France.

*Mejías Moreno M., 2001.* Contribución al Conocimiento Hidrogeológico de la Unidad Hidrogeológica 04.04 (Mancha Occidental). Análisis de la Evolución Piezométrica. VII Simposio de Hidrogeología, AEH, Murcia.

*Mejías Moreno M., López Gutiérrez J. y Martínez Cortina L., 2012.* Características hidrogeológicas y evolución piezométrica de la Mancha Occidental. Influencia del periodo húmedo 2009-2011. Boletín Geológico y Minero, 123 (2): 91-108.

*Mejías Moreno M., 2019.* Las Tabla de Daimiel, un espacio singular en la Red de Parques Nacionales. Boletín Geológico y Minero, 130 (4): 691-710. ISSN: 0366-0176. DOI: 10.21701/bolgeomin.130.4.006.

*Menendez, M. 2001.* Managing water demand in the Upper Guadiana basin, Spain. IWRM Toolbox Case Studies, 18. Global Water Partnership. Madrid, Spain.

*Millennium Ecosystem Assessment, 2015.* Ecosystems and Human Well-being: Syn-thesis. Washington, DC: Island Press. ISBN 1-59726-040-1.

Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C, 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Habel JC (eds) Springer Publishers. London.

*MIMAM, 2000.* Libro blanco del agua en España. Centro de Publicaciones Secretaría general Técnica Ministerio de Medio Ambiente I.S.B.N.: 84-8320-128-3. NIPO: 310-00-009-3. Depósito Legal: M-36787-2000

*Mitra, S., Wassmann, R., Vlek, P., 2003.* Global inventory of wetlands and their role in the carbon cycle. Discus. Pap. 18771.

MOPTMA-CHG (Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente-Confederación Hidrográfica del Guadiana), 1995. El problema hidráulico de la cuenca alta del Guadiana. Junio.

Moreno Díaz del Campo F. J., 2014. El Aprovechamiento Hidráulico del Guadiana: Los Molinos de Ribera. Siglos XV-XIX (Capítulo 4). Las TABLAS y los Ojos del Guadiana: agua paisaje y gente. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España; Organismo Autónomo Parques Nacionales, 2014. 360 pgs; ils; 24 cm. ISBN 978-84-7840-927-3.

*Moreno-Jiménez, J.M., 2001.* "El Proceso Analítico Jerárquico. Fundamentos, metodología y aplicaciones". RECTA Monográfico 1, 21-53

Moreno L., Jiménez M.E., Aguilera H., Jiménez P., De la Losa A., 2009. The 2009 Smouldering Peat Fire in Las Tablas de Daimiel National Park (Spain). Fire Technology 2011.

*Nagisetty, R.M., Flynn, K.F., Uecker, D., 2019.* Dissolved oxygen modeling of effluent-dominated macrophyte-rich Silver Bow Creek. Ecol. Model. 393, 85-97.

Nan Y., Bao-hui M. & Chun-kun L., 2011. Impact análisis of climate change on water resources. 2011 International Conference on Advances in Engineering. Procedia Engineering 24 (2011) 643-648.

*Natura, 1990.* "Parques Nacionales. Las Tablas de Daimiel" Especial n°. 93 Diciembre.

*Navarro V, García B, Asensio L, 2012.* Characterization of the infiltration rate in Las Tablas de Daimiel National Park, Central Spain. Hydrol Process 26:367-378.

*Nemerow N. L., and Sumitomo H., 1970.* "Benefits of Water Quality Enhancement," Report No 16110 DAJ, prepared for the US Protection Agency. Syracuse University, Syracuse, NY, 1970.

*Nigel W.A., Detlef P.V. & Morna I., 2011.* The implications of climate policy for the impacts of climate change on global water resources. Global Environmental Change Volume 21, Issue 2, May 2011, 592-603.

OWQI (2015). Singh S., Ghosh N.C., Krishan G., Galkate R., Thomas T., and Jaiswal R. K., 2015. Development of an Overall Water Quality Index (OWQI) for Surface Water in Indian Context. Current World Environment. Vol. 10(3), 813-822 (2015)

Ortega, J. F., J. A. De Juan, M. Chillarón, N. A ´lvarez, and J. M. Tarjuelo. 2003. The conflict over the water in the Upper Guadiana basin (Spain), possible solutions (CONWATER). 20th European Regional Conference of the International Commission on Irrigation and Drainage (ICID). Montpellier, France 14–19 September 2003. CEMAGREF, Montpellier, France.

*Paniagua Gil, J. y Carbonell De Masy, R., 1974.* "Grupos Sindicales de Colonización", REVESO, Revista de Estudios Cooperativos, 32, pp. 19-32.

*Pardo L., 1948.* Catálogo de los Lagos de España. Biología de las Aguas Continentales VI. Madrid: Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias (IFIE), 1948.

*Patil, P.N., Sawant, D.V, Deshmukh, R.N., 2012.* Physico-chemical parameters for testing of water- A review. Int. J. Environ. Sci. 3 (3) 1194-1207 https://doi.org/10.6088/ijes.2012030133028.

Peng, J., Huang, Y., Liu, T., Jiang, L. Xu, Z., Xing, W., Feng, X., De Maeyer, P., 2019. Atmospheric nitrogen pollution in urban agglomeration and its impact on alpine lake-case study of Tianchi Lake. Science of The Total Environment 688, 312-323. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.202.

Perennou Ch., Beltrame C., Guelnami A., Tomas Vives P., Caessteker P., 2012. Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview. ecologia mediterranea – Vol. 38 (2) – 2012

*Pérez González, A.,1981.* Neógeno y Cuaternario de la Llanura Manchega y sus relaciones con la cuenca del Tajo. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, 787 pp.

*Pérez Pérez E., 1992.* Disposiciones decimonónicas sobre Aguas, Ley de 1879, pág. 183-202 de la siguiente obra: Gil Olcina A. y Morales Gil A. Coordinadores. Hitos históricos de los regadíos españoles. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Secretaría General Técnica), Madrid, 1992.

*PGTD, 2017.* Decreto 87/2017, de 5 de diciembre, por el que se aprueba el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel (DOCM de 18 de diciembre de 2017).

**PHG 2015-21**. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana para el ciclo de planificación 2015-2021, aprobado por Real Decreto 1/2016, de 8 de enero.

*Pham, T.M.H., Suthipong, S., Dang, T.B., Koyoung-Woong, K., 2011.* Development of Water Quality Indexes to Identify Pollutants in Vietnam's Surface Water. Journal of Environmental Engineering 137(4): 273-283.

*PHN, 2001. Plan Hidrológico Nacional, 2001.* Análisis de los Sistemas Hídráulicos. Volumen 3. Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional. BOE» núm. 161, de 06/07/2001.

Plan de Conservación de Humedales de Castilla la Mancha. Dirección General del Medio Natural y Biodiversidad.https://www.castillalamancha.es/sites/default/files/documentos/ 20120511/-plan\_humedales.pdf

Popoff N., Gaget E., Béchet A. Dami L., Defos du Rau, P., Geijzendorffer I., Guelmami A., Mondain Monval J.Y., Perennou Ch., Suet M., Verniest, F., Deschamps, C., Taylor N.G., Azafzaf, H., Bendjedda, N., Bino T., Borg J.J., Božič L., Dakki M., Encarnação V., Erciyas Yavuz, K. Etayeb, K., Gaudard, C., Hatzofe O., Langendoen T., Ieronymidou Ch., Mikuska T. Molina B., Petkov N., Portolou, D., Qaneer T., Sayoud S., Šéiban M., Topić G., Uzunova D., Vine G. Vizi, A., Zenatello M., 2020. Gap analysis of the Ramsar site network at 50: over 150 important Mediterranean sites for wintering waterbirds omitted. Biodiversity and Conservation https://doi.org/10.1007/s10531-021-02236-1.

*Pottinger, T. G., 2017.* Modulation of the stress response in wild fish is associated with variation in dissolved nitrate and nitrite. Environmental pollution 225, 550-558.

Proyecto de Conducción de Agua desde el Acueducto Tajo-Segura para incorporación de Recursos a la Llanura Manchega, 2005. Ref. 07/05. Presupuesto 127.412.891 euros. Autor del proyecto Juan Carvajal Fernández de Córdoba. Confederación Hidrográfica del Guadiana. Ministerio de Medio Ambiente.

Proyecto Modificaco Nº 1 de Conducción de Agua desde el Acueducto Tajo-Segura para incorporación de Recursos a la Llanura Manchega, 2007. Presupuesto 152.511.717,73. Director de la Obra Federico López Zafra.

*Qin P., Xu H., Liu M., Du L., Xiao Ch., Liu L., Tarroja B. 2020.* Climate change impacts on Three Gorges Reservoir impoundment and hydropower generation. Journal of Hydrology, Volume 580, 2020, 123922, ISSN 0022-1694.

Ramirez F., Rodríguez, C., Seoane J., Figuerola J., Bustamante J., 2018. How Will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds?

*Ramsar, 1971.* Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat. Iran, 2 February 1971.

*Ramsar, 2005.* 9ª Reunión de la Conferencia de las Partes Contratantes en la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). Orientaciones para el examen de la retirada o la reducción de los límites de un sitio incluido en la Lista de Ramsar. Kampala (Uganda), 8 a 15 de noviembre de 2005.

*Ramsar, 2018.* Ramsar Convention on Wetlands. (2018). Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.

Rebollo Cillán J.J., López Gómez D., De Blas Moncalvillo M., Yustres Real A., Vicente Navarro Gámir V. y Díaz Martínez R., 2012. Modelo hidrológico y de rotura de presa del sistema hidráulico de Morenillo (Las Tablas de Daimiel). Aplicación mediante esquemas de volúmenes finitos. Ingeniería Civil 167/2012.

*REGATA, 2009.* Plan de Recuperación Gradual de las Tablas de Daimiel. Convenio de la Confederación Hidrográfica con el CSIC. Autores: Miguel Álvarez

Cobelas, Santos Cirujano Bracamonte, William Colom i Montero, Vicente López Carceller. Instituto de Recursos Naturales, CSIC, Real Jardín Botánico, CSIC, Innovació Ambiental, S. L. Confederación Hidrográfica del Guadiana.

**Reguant-Álvarez, M. y Torrado-Fonseca, M., 2016.** El método Delphi. REIRE, Vol. 9, núm. 1, enero 2016//ISSN:2013-2255// DOI:10.1344/reire2016.9.1916

Rein G., Huang X., 2021. Smouldering wildfires in peatlands, forests and the arctic: Challenges and perspectives, Current Opinion in Environmental Science & Health, Volume 24, 2021, 100296, ISSN 2468-5844.

Requena R. M., 2011. Plan Especial del Alto Guadiana. Consorcio para la gestión del Plan Especial del Alto Guadian. VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua "Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA" 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina.

*RERB, 2021.* Red Española de Reservas de la Biosfera. Consulta de la página Web el 3 de agosto de 2021. http://rerb.oapn.es/el-programa-mab-de-la-unesco/red-mundial-reservas-biosfera-rmrb.

Resolución de 17 de noviembre de 2014, de Parques Nacionales, por la que se publica la aprobación por la UNESCO de la ampliación de la Reserva de la Biosfera de Montseny, Cataluña, y la Reserva de la Biosfera de La Mancha Húmeda, en Castilla-La Mancha.

*Retuerce Velasco M. y Hervás Herrera, M. A. 1999.* Calatrava la Vieja. Fortificación de una ciudad islámica en la Meseta, Castillos de España, 113, pp. 23-43.

*Ribeiro, M.C.R., Alves, A. da S., 2016.* Application of the Analytic Hierarchy Process (AHP) method with absolute measurement in a qualitative selection problem. Systems & Management 11, pp 270-281.

*Rivers-Moore, N.A., Dallas, H.F., Morris C., 2013*. Towards setting environmental water temperature guidelines: a South African example. J. Environ. Manage. 128, 380-392. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.059.

Rodríguez-Picavea Matilla., E., 1996. La difusión del molino hidráulico en el Campo de Calatrava (siglos XII-XIV), Alarcos 1195. Actas VIII centenario de la Batalla de Alarcos (1995. Ciudad Real). Cuenca, Ed. UCLM.

*Romero, R. y Martínez, J., 1997.* "Transformaciones de uso y estructuras agrarias en la Mancha Occidental", en Estudios geográficos n. ° 228, pp. 451-475.

Rosell, J. y L. Viladomiu 1997. El Programa de Compensación de Rentas por reducción de regadíos en Mancha occidental y Campo de Montiel. Economía Agraria 179: 331-350.

Rosell, J. 2001. Aspectos económicos de la utilización de las aguas subterráneas en La Mancha. En Economía de las aguas subterráneas y su gestión colectiva. N. Hernández-Mora y R. Llamas, Fundación Marcelino Botín.

Ruano Miguel M., 2019. Declive y restauración de la masiega (Cladium mariscus) en el humedal de Las Tablas de Daimiel. Trabajo Fin de Master. Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas (Universidad de Alcalá de Henares, Universidad Complutense de Madrid, Universidad Rey Juan Carlos, Universidad Politécnica de Madrid). Dirigido por D. Salvador Sánchez Carrillo.

Ruiz R., Serrano C., Blanco E., Domínguez C., Martín A., 2009. La Red Natura 2000 en Castilla-La Mancha. Editado por Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

Ruiz de la Hermosa C.A., 2010. El Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Espacios Naturales Protegidos. Foresta, Revista de la Asociación y Colegio Oficial de Ingenieros Forestales. Nº 47-48 Especial Castilla la Mancha, pp 182-189.

Ruiz Pulpón A., 2007. Tipología Territorial de la Agricultura de Regadío en los Municipios de la Cuenca Hidrográfica del Guadiana. Primera edición, marzo 2007. Consejo Económico y Social de Castilla-La Mancha. Colección Tesis. Toledo.

*Ruíz-Pulpón A.R., 2009.* La Directiva Marco del Agua como referencia para la aplicación del Plan Especial del Alto Guadiana. Nimbus, nº 23-24, ISSN 1139-7136, 2009, 183-200.

Saaty T., 1980. "The Analytic Hierarchy Process". McGraw Hill.

*Saaty, T.L., 1990.* How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. European Journal of Operational Research 48 (1990) 9-26 9 North-Holland.

*Saaty, T. L., 1996.* Decision Making with Dependence and Feedback: The Analytic Network Process. Pittsburgh, Pennsylvania RWS Publications. ISBN 09620317-9-8.

*Saaty, T., L., 1998.* Método Analítico Jerárquico (AHP): Principios Básicos. EN: Evaluación y Decisión Multicriterio. Reflexiones y Experiencias. Editado por Eduardo Martínez y Mauricio Escudey. Editorial Universidad de Santiago. Pp 17-46.

*Saaty, T. L., 2005.* The Analytic Hierarchy and Analytic Network Processes for the measurement of intangible criterio and for decision-making, em Figueira, J., Greco S. e Ehrgott, M. Multiple Criteria Decision Analysis: state of the art surveys, Springer Sciense+Business Media, New York, pp.345-408.

*Saaty, T.L., 2006.* Rank from comparisons and from ratings in the analytic hierarchy/network processes. European Journal of Operational Research Volume 168, Issue 2, 16 January 2006, Pages 557-570.

*Saaty, T.L. 2012.* Decision making for leaders. The analytic hierarchy process for decisions in a complex world. Pittsburgh: RWS Publications

*Saaty, T., y Wei, L., 2016.* Should the UK have brexited the European Union? International Journal of the Analytic Hierarchy Process, 8(2).

*Saez-Royuela,R., 1977.* Contribución al estudio ecológico de las Tablas de Daimiel: Las Aguas. Anales INIA, 3, 101-4.

Sagar, S.S., Chavan, R.P., Patil, C.L., Shinde, D.N., Kekane, S.S., 2015. Physicochemical parameters for testing of water - A review. Int. J. Chem. Stud. 3(4): 24-28.

*Sánchez, M. J. y Carrasco, M. 1998.* El Plan de Regeneración Hídrica de Las Tablas de Daimiel. En: Álvarez-Cobelas, M. yCirujano, S. (Ed.), Las Tablas de Daimiel. Ecología Acuática y Sociedad. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, 253-265.

Sánchez-Montoya, M.M., Arce, M.I., Vidal-Abarca, M.R., Suarez, M.L., Prat, N., Gomez, R., 2012. Establishing physico-chemical reference conditions in

Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. water research 46, 22 57-2269.

Sánchez- Ramos D., Sánchez Emeterio G., Florín Beltrán M., 2016. Changes in water quality of treated sewage effluents by their receiving environments in Tablas de Daimiel National Park. Spain. Envirom. Sci. Pollut. Res. 23, 6088-6090.

*Sanjuan Y., 2013.* La Política Agraria Común en el Alto Guadiana: Evolución de Recursos Hídricos y de Cultivos. CIG 39 (2), 2013. P 359-386, ISSN 0211-6820.

Santisteban, J.I., Schilte L., 2007. The fluvial network of the Iberian Peninsula: a chronological framework. Quaternary Science Reviews. 26, 2738-2757.

Santisteban J.I., Mediavilla R., Gil García M.J., Domínguez Castro F., Ruiz Zapata M. B., 2009. La historia a través de los sedimentos y cambios climáticos y de uso del suelo en el registro reciente de un humedal mediterráneo (Las Tablas de Daimiel, Ciudad Real). Boletín Geológico y Minero, 120 (3). 497-508. ISSN: 0366-0176.

Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013. Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).

*SGOP, 1982.* Servicio Geológico. Dirección General de Obras Hidráulicas. Estudio de la utilización conjunta de las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca alta del Guadiana.

*SGOP, 1985.* Servicio Geológico. Dirección General de Obras Hidráulicas. Evolución del acuífero de la Llanura Manchega en el período 1981-1984.

*SGOP-ITGE, 1990.* Servicio Geológico de Obras Públicas - Instituto Tecnológico y Geominero de España 1990. Unidades Hidrogeológicas de la España peninsular e Islas Baleares. Síntesis de sus características y mapa a escala 1:1.000.000", Bol. de Inf. Y Est. del SGOP, 52, Madrid, 32 pp.

Shen M., Chen J., Zhuan M., Chen H., Xu Ch. & Xiong, L., 2018. Estimating uncertainty and its temporal variation related to global climate models in quantifying climate change impacts on hydrology, Journal of Hydrology, Volume 556, 2018, Pages 10-24, ISSN 0022-1694,

Shi, P., Zhang, Y., Song, J., Li, P., Wang, Y., Zhang, X., Li, Z., Bi, Z., Zhang, X, Qin., Y, Zhu, T., 2019. Response of nitrogen pollution in surface water to land use and social-economic factors in the Weihe River watershed, northwest China. Sustainable Cities and Society 50, 101658.

*Singh, S., Janardhana, N., Ramakrishna, C., 2015.* Evaluation of Groundwater Quality and Its Suitability for Domestic and Irrigation Usein Parts of the Chandauli-Varanasi Region, Uttar Pradesh, India. Journal of Water Resource and Protection, 7, 572-587.

*Shiow-Mey, L., Shang-Lien, L., Shan-Hsien, W., 2004*. A Generalized Water Quality Index for Taiwan. Environmental Monitoring and Assessment 96: 35-52.

*Somerville, J. A., 2008.* Effective Use of the Delphi Process in Research: Its Characteristics, Strengths and Limitations. Corvallis (Oregon).

*Suárez-Bustamante Figueroa N., 2012.* ¿Qué es el método Delphi? [Internet].2012]. Disponible en: http://www.eoi.es/blogs/nataliasuarezbustamante / 2012/02/11/% C2%BFque-es-el-metododelphi/

Sun, B., Tang, J., Yu, D., Song, Z., Wang, P., 2019. Ecosystem health assessment: A PSR analysis combining AHP and FCE methods for Jiaozhou Bay, China. Ocean and Coastal Management 168, 41–50.

*Sutadian, A.D., Muttil, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2016.* Development of river water quality indices –a review. Environmental Monitoring and Assessment 188: 58.

*Sutadian, A.D., Muttil, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2017.* Using the Analytic Hierar-chy Process to identify parameter weights for developing a water quality index. Ecologi-cal Indicators 75, 220-233.

*Syamsuddin, J.H. 2010.* The use of AHP in security policy decision making: an open office calc application. J Softw. 5 (10), 1162-1169.

*Tooth, S., 2018.* The geomorphology of wetlands in drylands: Resilience, nonresilience, or ?. Geomorphology 305, 33-48. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.10.017.

Torres González T., Diego Lucendo D., García García, L. A., Melero Serrano M., 2010. Los Molinos Harineros del Río Azuer. Cuaderno de Estudios Manchegos 35. Digitalización Centro de Estudios de Castilla-La Mancha (UCLM).

*Torres López-Lorenzo M.R., 2015.* Estudio Situación del Acuífero 23 en 60 años. III Jornadas de Historia de Daimiel. Ayuntamiento de Daimiel. I.S.B.N.: 978-84-936471-8-6.

*Tour du Valat, 2020.* Coastal Wetlands and the Climate Crisis: Why the Mediterranean Needs Nature-Based Solutions. Broachure.

Turetsky, M.R., Benscoter, B., Page, S. Rein, G. van der Werf, G.R., Watts, A. 2015. Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. Nature Geoscience Vol 8. January, 2015. www.nature.com/naturegeoscience

*Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R., 2013.* Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. American Journal of Water Resources, Vol 1, N° 3, 34-38.

*UNESCO, 2021.* United Nations Educational Scientific and Cultural Organization Website. Consulta de la página Web el 3 de agosto de 2021. https://en.unesco.org/biosphere/wnbr

*US EPA, 2020.* National Recommended Aquatic Life Criteria table. https://www.epa-gov/-wqc/national-recommended-water-quality-criteriaaquatic -life-criteria-table.

*Uzoka, F.-M. E., 2008.* A fuzzy-enhanced multicriteria decision analysis model for evaluating university Academics' research output, Information Knowledge Systems Management 7: 273–299. Xxxxxx

*Valdeolmillos A., 2005.* Registro paleoclimático y paleoambiental de los últimos 350.000 años en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Tesis Doctoral de la Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, 308 pp.

*Vargas, L.G., 1982.* "Reciprocal matrices with random coefficients", Mathematical Modelling 3 (1982) 69-81.

*Vélez, F., 1984.* Inventario de las zonas húmedas andaluzas. En, Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo: Las Zonas Húmedas

en Andalucía, pp. 13-22. Dirección General de Medio Ambiente. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.

*Vitoriano-Villanueva, B., 2007.* Teoría de la decisión: decisión con incertidumbre, decisión multicriterio y teoría de utilijuegos. Universidad Complutense de Madrid, pp 3-104.

*Volkmar, E.C. and Dahlgren, R.A., 2006.* Biological Oxygen Demand Dynamics in the Lower San Joaquin River, California. Environ. Sci. Technol. 40, 18, 5653-5660.

*Wang M, Qin D, Lu C, Li Y, 2010.* Modeling Anthropogenic Impacts and Hydrological Processes on a Wetland in China. Water Resour Manag 24:2743-2757.

*Vozmediano J., 2003.* Hacia una Consolidación Jurídica y Social del Programa MaB. Impreso en España / Printed in Spain EBCOMP, S.A. Bergantín, 1 - 28042 MADRID. ISBN: 84-89633-70-3.

Wang, H., Xiao, X., Wang, H., Li, Y., Yu, Q., Liang, X. Feng, W., Shao, J. Rybicki, M., Jungmann, D., Jeppesen, E., 2017. Effects of high ammonia concentrations on three cyprinid fish: Acute and whole-ecosystem chronic tests. Sci. Total Environ. 598, 900-909. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.070.

*Waterkey, Grillas, P., Vanschoenwinkel, B., Brendonck, L., 2008.* Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. Freshwater Biology 53,1808–1822.

*Webler, T., Levine, D., Rakel, H., y Renn, O., 1991.* A novel approach to reducing uncertainty: The group Delphi. Technological Forecasting and Social Change, 39(3), 253-263. doi:10.1016/0040-1625(91)90040-M

*WMO, 1987.* Water Resources and Climate Change: Sensitivity of Water Resources Systems to Climate Change and Variability. Geneva.

*WWF, 2016.* Noticias. Las Tablas de Daimiel, cada vez más artificiales con el Plan aprobado hoy por su Patronato. Publicado el 16 junio 2016. https://www.wwf.es/?39840/Las-Tablas-de-Daimiel-cada-vez-ms-artificiales-con-el-Plan-aprobado-hoy-por-su-Patronato.

Xing-Guo M., Shi H., Zhong-Hui L., Su-Xia L .y Jun X. 2017. Impacts of climate change on agricultural water resources and adaptation on the North China Plain. Advances in Climate Change Research, Volume 8, Issue 2, 2017, Pages 93-98, ISSN 1674-9278, https://doi.org/10.1016/j.accre.2017.05.007

*Xu, Y., Wang, Y., Li, S., Huang, H., Dai, C., 2018.* Stochastic optimization model for water allocation on a watershed scale considering wetland's ecological water requirement. Ecol. Indic. 92, 330-341.

Xu T., Weng B., Yan D., Wang K., Li X., Bi W., Li M., Cheng X., Liu Y., 2019. Wetlands of International Importance: Status, Threats, and Future Protection. Int J Environ Res Public Health. 2019 May; 16(10): 1818. Published online 2019 May 22. doi: 10.3390/ijerph1610181.

*Yuan, L., Ge, Z., Fana, X., Zhang, L., 2014.* Ecosystem-based coastal zone management: A comprehensive assessment of coastal ecosystems in the Yangtze Estuary coastal zone. Ocean & Coastal Management 65, 63-71.

*Zhang, R., Zhang, X., Yang, J., Yuan, H., 2013.* Wetland ecosystem stability evaluation by using Analytical Hierarchy Process (AHP) approach in Yinchuan Plain, China. Mathematical and Computer Modelling 57 (2013) 366–374.

Zhang, L., Hou, G. L., Zhang, G. X., Liu, Z. L., Sun, G. Z., Ll, M. N., 2016. Calculation of wetlands ecological water requirement in China's western Jilin province based on regionalization and gradation techniques. Applied Ecology and Environmental Research 14(3): 463-478.

*Zhu, P., Gong, P., 2014.* Suitabilitymapping of global wetland areas and validation with remotely sensed data. Sci. China Earth Sci. 57, 2283–2292.

ANEXO IV. LINEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

## ANEXO IV. LINEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

# ANEXO IV.-LINEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

Partiendo de los trabajos recogidos en la presente tesis sería posible sugerir nuevas líneas de investigación a desarrollar en un futuro. Se enumeran a continuación las que se consideran más interesantes:

- Sería muy conveniente aplicar en otros humedales la metodología desarrollada en esta tesis para las Tablas de Daimiel, al tratarse de un procedimiento general. De esta forma se podrían analizar circunstancias particulares que se presenten, que a su vez pudieran dar pie a otras nuevas líneas de investigación.
- 2. La dualidad existente entre las aguas subterráneas y las superficiales, es un factor que puede ser de interés en la caracterización de los humedales. Se ha apuntado en los trabajos realizados durante el desarrollo de esta tesis la forma de estimar el grado de similitud hidroquímica de diferentes masas de agua, utilizando una métrica basada en la concentración de iones mayoritarios, que dio lugar a una comunicación en un congreso. Una posible línea de investigación futura consistiría en desarrollar nuevas métricas e índices que permitan incorporar este aspecto en la toma de decisiones relativas a cuáles son las fuentes de agua más apropiadas para la regeneración hídrica de los humedales
- 3. En la línea del punto anterior, analizar los procesos de mezcla de las aguas aportadas al humedal con las existentes, teniendo en cuenta la cantidad y calidad, así como los procesos químicos, tales como la

# ANEXO IV. LINEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

formación de iones complejos, actividades e índices de saturación respecto a los diferentes minerales.

- 4. Diseñar nuevos índices para considerar en la selección de fuentes de agua, además de la calidad del agua, factores sociales, ambientales y económicos.
- 5. Finalmente, profundizar en la consideración de aspectos intangibles, cuya valoración es muy difícil de evaluar, como por ejemplo sucede con la afección al paisaje, abre multitud de nuevas vías de investigación.

#### **ANEXO V.-PUBLICACIONES**

# PUBLICACIÓN I

Canto-Perello J., Benitez-Navio A., Martin-Utrillas M., Martinez-Leon J., Curiel-Esparza J., 2021. Water resources sustainability model for wetland conservation based on anonymous expert elicitation, Environmental Modelling & Software, Volume 136, 2021, 104952, ISSN1364-8152

Abstract: Wetlands play a key role in preserving biodiversity and preventing climate change. Their conservation poses an important and pressing challenge. In the Mediterranean region, one of the key threats to wetland survival is the lack of water due to competition for resources.

The selection of the most sustainable water resources for wetland conservation is a complex elicitation problem. A novel Water Resources Sustainability Model (WRSM) focused on water quality has been developed to support the decision-making. This collaborative elicitation model is based on the analytical hierarchy process and uses the reference environmental status of the wetland.

The model can be used to discriminate which water resources are more sustainable for the conservation of the wetland. The WRSM has been applied successfully to Las Tablas de Daimiel National Park. The framework enables establishing priorities when analyzing in terms of water quality any surface, recycled or underground water resources.

Keywords: Sustainability model; Wetlands conservation; Hydrological restoration; Physico-chemical indicators; Expert elicitation

# PUBLICACIÓN II

Benítez Navío A., Cantó Perelló J., Martín Utrillas M., Martínez León, J., Curiel Esparza, J., 2020. Sustainable allocation of water resources in wetlands based on physico-chemical parameters. 24th International Congress **Project** on Management and Engineering Alcoi, 7th 10th July 2020. Abstract: The selection of water resources for hydrological restoration of wetlands can be based on physico-chemical parameters. They must represent the quality and characteristics of water resources. The number of parameters chosen should not be too high or expensive to obtain. Different physicochemical indices are compared. Traditionally, indices have been used to determine water quality, both considering the use of water and the conservation of aquatic life. In view of the above, a list of physico-chemical parameters is proposed to assess the suitability of water resources for wetland conservation and restoration. Keywords: sustainable water resources; wetland conservation; physico-chemical parameters.

# PUBLICACIÓN III

Benítez Navío A., Martínez León J., Cantó Perelló J., Curiel Esparza J., Martín Utrillas M., 2020. The duality of surface water and groundwater in the restoration of wetlands. 24th International Congress on Project Management and Engineering Alcoi, 7th – 10th July 2020.

Abstract: Wetland conservation is a high priority since these ecosystems have disappeared at an accelerated rate. During the 20th century more than 50% were lost. These natural spaces, besides being a biodiversity reserve, are sinks of greenhouse gases, and therefore are one of the most effective tools in the fight

against climate change. Frequently, water resources are reallocated to ensure the minimum environmental water requirements of the wetland.

The water supplied should reproduce as much as possible the natural hydrogeological functioning. Groundwater and surface water flows to the Tablas de Daimiel wetland are analyzed, taking into account the representative hydrochemical facies of both the wetland and the water sources proposed for hydrological restoration. Keywords: hydrogeochemical facies; surface water; groundwater; wetland restoration

# **PUBLICACIÓN IV**

Martín Utrillas M., Benítez Navío A., Rubio Balaguer J. M., Curiel Esparza J., Cantó Perelló J., 2020. Real time estimation of flow rates in the flood plains of the Azuer river and Jabalon river. 24th International Congress on Project Management and Engineering, Alcoi, 7th – 10th July 2020.

Abstract: The measurement of flow rates in flood plains is a very complex issue. Rivers that run over very flat reliefs easily overflow during floods. When this happens, conventional gauging stations are within the flooded area and do not provide a real measure of the flow rates. A novel method has been developed for a better estimation of the flow rates in this type of rivers.

This method has been applied to the Azuer River and Jabalón River. Real-time flows are estimated using a height-flow rate curve obtained by applying a HecRas model. Extensive topographic surveys have been carried out and the appropriate boundary conditions were introduced in the model. Keywords: flow rates estimation; flood plain; Azuer River; Jabalón River

# PUBLICACIÓN V

Martín Utrillas M., Benítez Navío A, Martínez León J., Curiel Esparza J., Cantó Perelló J., 2020. Evolution in a climate change scenario of water resources in the reservoirs of the upper Guadiana river basin. 24th International Congress on Project Management and Engineering Alcoi, 7th – 10th July 2020.

Abstract: The available water resources are insufficient in the Mediterranean watersheds. In addition, the Mediterranean area is a global desertification hot spot, with Spain being the European country most threatened by this process. Long periods of drought are frequent and the weather is getting warmer and drier. The evolution of the water resources of the reservoirs of La Vega del Jabalón, Gasset, Peñarroya and Torre de Abraham has been studied over a period of several decades. The availability of surface water from reservoirs is decreasing, causing a situation of permanente water stress. The trends observed in the evolution of the water inflow to the reservoirs have been described, as well as the possible impact of the climate change in which we are immersed. Keywords: water resources evolution; climate change; upper Guadiana river basin

# PUBLICAIÓN VI

Benítez Navío A., Curiel Esparza J., Martínez León J., Cantó Perelló J., Martín Utrillas M., 2020. Linear rating functions for the evaluation of water resources in wetlands. The Peñarroya reservoir. 24th International Congress on Project Management and Engineering Alcoi, 7th – 10th July 2020

Abstract: Wetlands need water resources to meet their environmental water requirements. Water resources are scarce and their demand is increasing, so it is

necessary in many cases to supply water to the wetland from external water sources. Previously, water suitability for wetland restoration and conservation should be evaluated. To address this problem, a novel methodology based on linear rating functions has been designed. This methodology has been applied to the Peñarroya reservoir. Keywords: water resources evaluation; wetland restoration; linear rating functions.

# PUBLICACIÓN VII

Martín Utrillas M., Benítez Navío A., Martínez León J., Cantó Perelló J.; Curiel Esparza J., 2020 . LOW COST SYSTEM FOR MEASURING LEVELS IN RIVERS. 24th International Congress on Project Management and Engineering Alcoi, 7th – 10th July 2020

Abstract: Knowing the water levels in the rivers is vital for flood management. It is also important in other circumstances, for example, to ensure that the minimum environmental requirements are met. Traditional methods for measuring river levels involve the construction of gauging stations, which also allow the estimation of flow rates. This implies the construction and maintenance of expensive infrastructures, which in many cases may not be desirable from an environmental point of view, both because of their impact on the environment and because they alter the river natural water flow. A novel method has been implemented to monitor the levels of the Azuer River. The impact on the environment has been minimal and the costs, both for installation and maintenance, were very low. All the elements and devices that make up the system, their characteristics and the software developed are described. Keywords: river levels; low cost; gauging station.

# **PUBLICACIÓN I**

# WATER RESOURCES SUSTAINABILITY MODEL FOR WETLAND CONSERVATION BASED ON ANONYMOUS EXPERT ELICITATION

# **DICIEMBRE DE 2020**

**ENVIRONMENTAL MODEL AND SOFTWARE 136 (2021) 104952** 

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952



Contents lists available at ScienceDirect

#### **Environmental Modelling and Software**

journal homepage: http://www.elsevier.com/locate/envsoft



# Water resources sustainability model for wetland conservation based on anonymous expert elicitation



- Department of Construction Engineering and Civil Engineering Projects, Universitat Politecnica de Valencia, 46022, Valencia, Spain
   The Guadiana River Water Authority, Carretera de Porzuna 6, 13005, Ciudad Real, Spain
   Physical Technologies Center, Universitat Politecnica de Valencia, Camino de Vera S/n, 46022, Valencia, Spain
   The Jucar River Water Authority, Av Vicente Blasco Ibáñez 48, 46010, Valencia, Spain

#### ARTICLEINFO

# Keywords: Sustainability model Wetlands conservation Hydrological restoration Physico-chemical indicator Expert elicitation

#### ABSTRACT

Wetlands play a key role in preserving biodiversity and preventing climate change. Their conservation poses an important and pressing challenge. In the Mediterranean region, one of the key threats to wetland survival is the lack of water due to competition for resources. The selection of the most sustainable water resources for wetland conservation is a complex elicitation problem. A novel Water Resources Sustainability Model (WRSM) focused on water quality has been developed to support the decision-making. This collaborative elicitation model is based on the analytical hierarchy process and uses the reference environmental status of the wetland. The model can be used to discriminate which water resources are more sustainable for the conservation of the wetland. The WRSM has been applied successfully to Las Tablas de Daimiel National Park. The framework enables establishing priorities when analyzing in terms of water quality any surface, recycled or underground water resources.

#### 1. Introduction

On the World Water Day 2018, the Director-General of UNESCO, Ms Audrey Azoulay called for urgent solutions to be found to protect Earth's natural resources. Wetlands conservation was among the list of solutions proposed to address contemporary water management challenges in an effective and sustainable manner, improving the well-being of individuals and preserving biodiversity resources (UN-Water, 2018). Unfortunately, 50% of the world wetland surface disappeared in the 20th tecting and restoring wetlands has become not only a critical policy, but an urgent issue as well (Alafifi and Rosenberg, 2020). Among the UN Sustainable Development Goals (UN, 2015), Target 15.1 is to ensure the conservation, restoration, and sustainable use of wetlands. Resilience forecasting and modelling are required to achieve this target for wetlands (Hess and Dam, 2019; O'Neil et al., 2020). When wetlands resilience is overcome, its restoration implies supplying water from external sources (Tooth, 2018). For this purpose, water is often provided by nearby reservoirs, aquifers, wastewater recycling plants and inter-basin

water transfers (Xu et al., 2018). For any of the available alternatives, water allocation must ensure that wetlands water requirements are fulfilled. Physico-chemical water quality is among the most important factors for the selection and allocation of water resources (Wang et al., 2017). There are several physico-chemical parameters that must be considered when evaluating wetlands water inflow (Sagar et al., 2015). Determining what source of water has the most adequate physico-chemical water quality features for wetland conservation poses a decision-making problem. A comparison is made between the reference environmental status for the wetland and the actual values for the water resources. Water resources recovery facilities could be built to remove and reuse excess nutrients, such as phosphorus, recovering them into fertilizers. The uncertainty about the benefits and conflicting goals among available water inflows presents a complex elicitation problem. Therefore, decisions should be undertaken based on a systematic and comprehensive procedure with enough consensus and transparency to avoid lack of acceptance (Canto-Perello et al., 2017; Curiel-Esp et al., 2019). This becomes an issue of more concern if the wetland is under water stress due to overexploitation of water resources and

E-mail addresses: jcantope@cst.upv.es (J. Canto-Perello), abenitez@chguadiana.es (A. Benitez-Navio), mgmartin@fis.upv.es (M. Martin-Utrillas), jesus.martinez@ chj.es (J. Martinez-Leon), jcuriel@fis.upv.es (J. Curiel-Esparza).

https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104952 Accepted 10 December 2020 Available online 15 December 2020 1364-8152/© 2020 Elsevier Ltd. All rights reserved.

<sup>\*</sup> Corresponding author.

climate change (Sapriza-Azuri et al., 2015; Lefebvre et al., 2019).

A novel collaborative elicitation model based on Analytical Hierarchy Process (AHP) to evaluate physico-chemical indicators has been developed in this research. The AHP (Saaty, 1980) is a universally recognized mathematical method in continuous development and has been used in numerous environmental applications. The AHP method is based on paired comparison judgments from a panel of experts through a hierarchical structure of several levels (Saaty, 2012). The panelists have interacted by anonymous feedback. The collaborative elicitation model needs to provide detailed information and practical guidelines to select the most sustainable water resources. AHP has been successfully applied to other decision-making procedures in water and environmental management. Zhang (2013) analyzed the importance of different factors affecting the stability of the wetland ecosystem for the Yinchuan Plain. Yuan et al. (2014) ranked the indicators weights in the assessment of wetland coastal ecosystems for the Yangtze Estuary. Martinez-Martinez et al. (2015) studied the environmental benefits and economic cost of wetland restoration scenarios for sediment reduction in the Raisin River, in the southeastern of Michigan and northeastern of Ohio. Zhang (2016) performed the evaluation of water requirements based on regionalization and prioritization methods in China's western Jilin Province. Sutadian (2017) prioritized the water quality criteria for the West Java

Province. Singh et al. (2018) assigned weights in a model-based assessment of suitability of water quality for irrigation purpose in India. And Sun et al. (2019) assessed the ecosystem health of the Jiaozhou Bay wetland using weights for each environmental indicator. The proposed elicitation is applied to the Las Tablas de Daimiel

The proposed elicitation is applied to the Las Tablas de Daimiel National Park (TDNP), a wedland that needs hydrological restoration. TDNP is the core area of La Mancha Húmeda, a 25,000 ha region in central Spain designated Biosphere Reserve by the UNESCO in 1980. The presence of a great number of wetlands and lagoons was a key enabler for this status. TDNP is a floodplain wetland at the junction of the Guadiana River and its Cigüela tributary (Fig. 1). The floodable area covers approximately 1900 ha. The TDNP is in the Mountreux Data Base since 1990 (Mountreux Record, 1990). This list of wetlands of international importance highlights specific cases facing immediate challenges threatening their biodiversity. Moreover, TDNP is contributing to the mitigation of climate change through its ability for carbon sequestration as a peatland. Spain signed the Paris Agreement on Climate Change (UN, 2015) stating that the parties in the agreement should take actions to conserve and enhance sinks of greenhouse gases.

The greatest threat to the continued existence and preservation of this wetland is the lack of water, which is caused by unsustainable agriculture that has led the groundwater to stop flowing to the wetland.

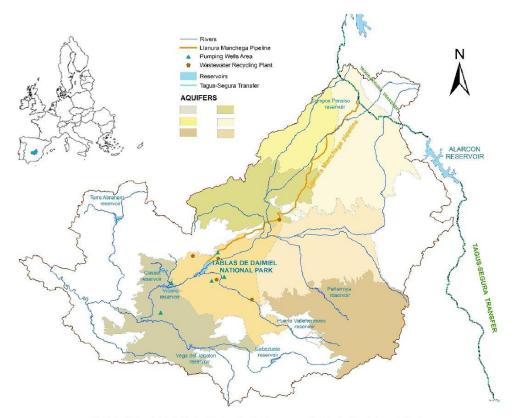


Fig. 1. Las Tablas de Daimiel National Park wetland is the core area of La Mancha Húmeda in central Spain.

#### J. Canto-Perello et al.

TDNP is a good example of a highly sensitive wetland in a Mediterranean semi-arid region, which is linked to groundwater system. This wetland has experienced a degradation process due to water scarcity and inappropriate management (Aguilera et al., 2016). In the 1980s, the Guadiana River dried up because of the overexploitation of the western Mancha karstic aquifers. Since then, only the Cigüela River is providing water to the wetland. The soils are rich in carbon and can self-ignite by self-heating because of its propensity to smouldering (Restucc 2017). In 2004 the wetland dried up, and this situation persisted until 2009, when a peat fire broke out in August during a very hot summer after a long period of drought (Moreno et al., 2011). The lack of water from Cigüela River and the disconnection of the wetland with the groundwater resources caused the situation described above. In addition, TDNP is severely affected by desertification. The Mediterranean region is a well-known global desertification hotspot. Within this area, Spain is by far the European country most threatened by the desertification process (Prăvăliea et al., 2017). An objective of the United Nation Convention to Combat Desertification (UNCCD, 1994) is the rehabilitation, conservation and sustainable management of land and water resources. Spain as a subscriber of this convention is bound to mitigate the effects of drought and allocate adequate resources in a sustainable manner. Biodiversity and key ecosystem services should be protected. For the region the external water supply is an imperative need for the survival of the wetland. Therefore, a minimum content of water in the park soil must be guaranteed to prevent the peat from smouldering again and avoid desertification. Aguilera and Moreno (2018) have identified organic carbon content as key controlling factor for smouldering peat fires in the TDNP area. Identifying the most relevant water resources for sustainability is the main goal of this research. As shown in Table 1, the water resources assessed in this study and located in the vicinity of the TDNP pertain to four different categories: reservoirs, interbasin water transfers, pumping wells and wastewater recycling plants (Fig. 2).

In this paper, the water resources allocation elicitation problem for the hydrological restoration of a wetland is addressed by defining a Wetland Resources Sustainability Model (WRSM). The goal is to find the most adequate water source from the point of view of the wetland sustainability. This WRSM will help to prioritize the various available water sources in five consecutive steps. First, most relevant physico-chemical indicators are selected. Secondly, their relative importance is determined. To that end, weights are assigned to the indicators by collaborative elicitation based on AHP to evaluate the wetland water inflow quality. Thirdly, indicator rating functions are formulated using national and international guidelines assessed by the panel of experts. Rating curves are constructed as trapezoidal linear functions. The closer are the physico-chemical parameters of the water resources to the reference environmental status in the wetland, the higher are their ratings. Fourthly, for each water source, the average of physico-chemical indicator rating is calculated. Finally, the best water allocation for the hy drological restoration of the wetland under water stress is identified (Lefebyre et al., 2019).

#### 2. Methodology

#### 2.1. Data elicitation from experts

The proposed elicitation model is based on a hybrid procedure constructed by applying consecutively AHP and rating curves (Fig. 3). There is consensus in the literature that the optimum number of experts per panel should be between eight and twelve panelists (Okoli and Pawlowski, 2004; Novakowski and Wellar, 2008; Alvarez et al., 2015). A panel of ten environmental experts, civil engineers and water authority officers has been gathered to undertake the elicitation procedure. The panelists have all recognized competence, worked on or studied issues related with the wetland under study. Firstly, an anonymous open-ended survey is sent to the panel of experts, requesting them to propose a list of physico-chemical water parameters and potential water resources for

Table 1 Water resources under study

Water resource	Description	Type	Distance (km)	Location
VICR	Vicario reservoir	Superficial Water	22.08	39° 3′ 32″ N 4° 0′ 10″ W
GASR	Gasset reservoir	Superficial Water	27.12	39° 7′ 43.60″ N 3° 56′
TOAR	Torre de Abraham reservoir	Superficial Water	61.47	15.30" W 39° 24' 20' N 4° 15' 0.50" W
PVAR	Puerto de Vallehermoso reservoir	Superficial Water	58.56	38° 52′ 20′ N 3° 10′ 00″ W
PARR	Peñarroya reservoir	Superficial Water	85.35	38° 3′ 40″ N 3° 16′ 30″ W
TASE	Tagus-Segura interbasin water transfer	Superficial Water	165.42	39° 58′ 35.62″ N 2° 44′ 11.69″ W
VILW	Villarrubia pumping wells area	Groundwater	6.19	39° 13′ 51.10″ N 3° 36′ 55.77″ W
DAIW	Daimiel Casas Pico pumping wells area	Groundwater	23.41	39° 6,49′ 0.79″ N 3° 34,30′ 0.60″ W
FUFW	Fuente Fresno pumping wells area	Groundwater	16.12	39° 14.20′ 11″ N 3° 47′ 26.30″ W
CDEW	Casas Encinas pumping wells area	Groundwater	25.35	39° 5′ 36.37″ N 3° 39′ 9.42″ W
CIRW	Ciudad Real pumping wells area	Groundwater	10.92	39° 4.54′ 33 ″ N 3° 54′ 19.76″ W
POBW	Poblete pumping wells area	Groundwater	33.36	38° 56′ 12.33″ N 3° 58′ 8.11″ W
DARP	Daimiel recycling plant	Treated wastewater	10.87	39° 6′ 0.20″ N 3° 37′ 18.10″ W
MARP	Manzanares wastewater recycling plant	Treated wastewater	35.47	39° 0′ 15″ N 3° 24′ 01″W
FURP	Fuente Fresno wastewater recycling plant	Treated wastewater	17.58	39° 12′ 11.50″ N 3° 46′ 18″W
VIRP	Villarrubia wastewater recycling plant	Treated wastewater	12.85	39° 12′ 11.50″ N 3° 13′ 50.31″ W

the restoration of the wetland (Norouzian-Maleki et al., 2015). The indicators are the physico-chemical parameters in the AHP hierarchy framework as shown in the workflow diagram (Fig. 4). There is an anonymous feedback to achieve consensus by resending these data to the panel of expert to reconsider their judgments (Martin-Utrillas et al., 2015). This feedback is used to develop consensus on the indicators and alternatives proposed (Canto-Perello et al., 2018). Indicators and water resources agreed by the panelists as being of low importance are

J. Canto-Perello et al.

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

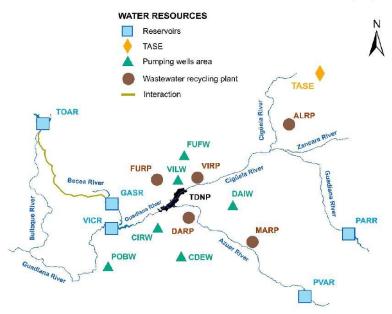


Fig. 2. The water resources assessed pertain to four different categories: reservoirs, interbasin water transfers, pumping wells and wastewater recycling plants.

removed, after reaching agreement between the experts (Curiel-Espatza et al., 2015). The indicators and the alternatives make up the AHP decision hierarchy framework. The survey and data collection lasted four months, while processing them and reaching consensus took just two months. The elicitation for the wetland under study has provided the following nine physico-chemical parameters:

- Temperature (TPT): Aquatic organisms are sensitive to temperature.
   Dallas and Ross-Gillispie (2015) studied sublethal effects of temperature on aquatic organisms and an optimum thermal regime.
   When incoming water temperature is inadequate, aquatic life is adversely affected. The limit for the temperature difference between the water inflow and the wetland water has been determined to be 4 °C (Rivers-Moore et al., 2013).
- pH (PHH): The acidity has an important effect on natural waters chemistry and on aquatic life. The toxicity of many substances like copper, ammonia, aluminum, or nutrients depends on the concentration of hydrogen ions (Brandt et al., 2017). These effects can be worsened in wetlands, for example phosphorous could be released from sediments when pH increases in anoxic environments (Gu et al., 2019).
- Dissolved Oxygen (DOO): The concentration of dissolved oxygen in water is essential to evaluate the overall quality and the health of water bodies (Feld et al., 2014). The level of this parameter must be high enough to guarantee the well-being of aquatic life. Treated wastewater provides nutrients along with a deficit of dissolved oxygen and may pose a risk of eutrophication for receiving water bodies (Nagisetty et al., 2019).
- Electrical Conductivity (ECN): Water conducts electricity only if contains dissolved ionic solids. The conductivity increases as the ionic solids content of the water rises. This parameter is considered as a crude indicator of water quality (Kumar and Sinha, 2010). ECN provides information on the total ionic strength, and salinity of water

- as it is related to the total dissolved solids content (Rusydi, 2018). These factors are decisive for the survival of many wetlands that are threatened by salinization changes and hydrological alterations.
- threatened by salinization changes and hydrological alterations.

   Total Suspended Solids (TSS): Excessive amounts of suspended solids could lead to the ecological degradation of the aquatic environment. Suspended solids can diminish light penetration, cause temperature changes, infill reservoirs, and have undesirable aesthetics effects (Bilotta et al., 2012). Phytoplankton, macrophytes, aquatic invertebrates and fish are affected by suspended solids concentration (Bilotta and Brazier, 2008). Wetlands remove suspended solids from water by different mechanisms like sedimentation, interception, flocculation, filtration, and bacterial decomposition (Koskiaho and Puustinen, 2019).
- Biological Oxygen Demand (BOD): This indicator has been included among the physicochemical parameters because BOD affects the evolution of dissolved oxygen. BOD is closely related to the chemical oxygen demand, and correlations can be established with other physicochemical parameters such as pH, NH<sub>3</sub>, and temperature (Man et al., 2019). Additionally, BOD provides information on the organic matter content of water. Large amounts of organic matter in the water can cause oxygen depletion and anoxic conditions which severely affect aquatic biota. (Feld et al., 2014). BOD is also considered an indicator of pollution (Li and Liu, 2018).
- Nitrates (NTT): An excess of nitrate in water is harmful to aquatic life (Pottinger, 2017; Camargo et al., 2006). Air pollution, agricultural nitrogen fertilizers and wastewater effluents are some examples of how human activities can increase nitrogen levels in water bodies. Wetlands can withstand higher levels of dissolved nitrate, as they behave as nitrogen sinks by recycling and eliminating the excess of this nutrient (Mayo et Muraza, 2018). However, the consequences of nitrogen water pollution can also be an overgrowth of algae, eutrophication, hypoxia, and other undesirable effects that can deteriorate aquatic habitats and ecosystems (Haas et al., 2017).

4

J. Canto-Perello et al.

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

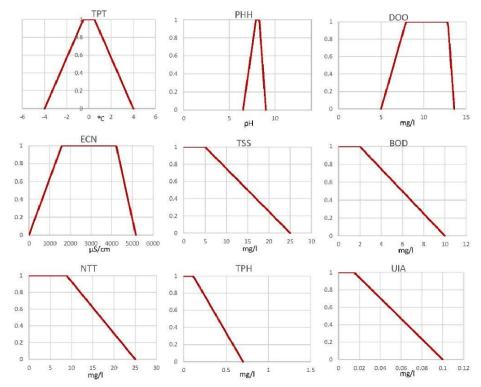


Fig. 3. Rating curves for each indicator constructed by linear functions.

- Total Phosphorous (TPH): The cycle of phosphorus in wetlands consist of physical, chemical, and biological processes in an equilibrium among plants, water, and soil (Caen et al., 2019; Juston and Kadlec, 2019). An excess of phosphorus can lead to eutrophication and the reduction of the ecological status because of plant and algal overgrowth (Blaas and Kroeze, 2016). Fertilizers, sewage discharges and urban runoff are main phosphorus sources. Climate change also contributes to increase the eutrophication risk, because higher temperatures and decreased summer flows are expected (Sperotto et al., 2019).
- Un-Ionized Amonia (UIA): This indicator evaluates the concentration
  in water of the most toxic inorganic nitrogenous compound. If the
  concentration of ammonia exceeds the lethal threshold, the entire
  aquatic ecosystem could be damaged or endangered (Liu et al.,
  2019). Wetlands can withstand higher concentrations of ammonia
  compared with other water bodies, removing large amounts of UIA
  under appropriate aerobic conditions (Lin-Lan et al., 2019).

#### 2.2. AHP procedure

The AHP method prioritizes the different physico-chemical indicators to determine the relative importance of every one of them. The strength of this process is that it organizes indicators in a systematic way and provides a structured yet relatively affordable procedure to the prioritization of water resources. The AHP method is based on a pairwise

comparison technique to reduce the complexity of the decision making, since only two indicators are compared simultaneously. This pairwise comparison procedure is developed in three steps: elaborating an elicitation matrix, computing the priorities for each indicator and analyzing the consistency. In the AHP method, elicitation matrices are constructed using multiplicative priority relations to express the decision makers' preferences. Several methods can be used to aggregate the panel's judgements. This research applies the Aggregation of Individual Judgments (AIJ) using the geometric mean method (Dong et al., 2010). Treating the panel of experts as a new individual with AIJ requires satisfaction of the reciprocity condition for the elicitation (Curiel-Esparza et al., 2016). The 9-point Saaty's scale is applied to compute the physico-chemical indicator's priorities (Saaty, 2012). The aggregation yields a reciprocal symmetric n-by-n matrix  $P=[p_{ij}]$ , where  $p_{ii}=1$ , since each element of the diagonal compares an indicator with itself, and  $=1/p_{ji}$ , as reciprocals are placed in symmetrical positions. If the physico-chemical indicator i has a 1 to 9 point value in Saaty's scale assigned to it when compared with indicator j, then j has the reciprocal value when compared with i. Forman and Pe wati (1998) have shown that the geometric mean is the only method which preserves the recip-rocally symmetric structure of the elicitation matrices and satisfies the unanimity condition (Pareto principle). If all panelists prefer indicator i to indicator j, then the panel of experts should prefer i to j. This elicitation applies the geometric mean method to aggregate individual physico-chemical priorities for n panelists  $(p_{ii}^{(k)})$  in order to obtain the

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

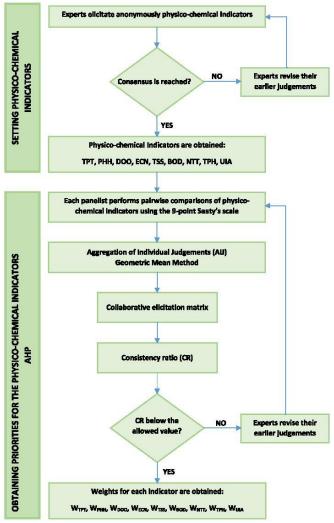


Fig. 4. Setting physico-chemical indicators and obtaining priorities using AHP.

collaborative elicitation matrix as follows in Equation (1):

$$p_{ij} = \prod_{k=1}^{n} \left( p_{ij}^{(k)} \right)^{1/n} \tag{1}$$

The elicitation matrix [P] is constructed as shown in Table 2. The most important indicators have the higher priorities, the weight increases with the importance of the indicator. The priority of each individual physico-chemical indicator is evaluated using the eigenvector method. The principal eigenvector of the elicitation matrix [P] is the physico-chemical indicators priority vector [IPV]. To find IPV, the linear

system  $[P] \cdot [IPV] = \lambda \cdot [IPV]$  must be solved as follows in Equation (2):

$$det([P] - \lambda \cdot [I]) = 0 \tag{2}$$

where  $\lambda$  are the elicitation matrix eigenvalues and [I] is the identity matrix. Eigenvalues can be ranked from the greatest to the smallest according to their absolute value. Principal eigenvalue is the one with the greatest absolute value. The panelists' priorities may contain bias and misinterpretation that

The panelists' priorities may contain bias and misinterpretation that could lead to inconsistencies in the elicitation procedure (Saaty, 1980). The AHP method allows the evaluation of the consistency of the

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

 Table 2

 Elicitation matrix constructed to compute the physico-chemical indicator's priorities and consistency analysis of the results.

	PHH	TPT	ECN	TSS	UIA	DOO	TPH	NTT	BOD	Priority vector
PHH	1.00	3.26	3.05	2.32	3.58	0.32	0.85	1.13	1.12	0.1385
TPT	0.31	1.00	0.97	0.52	0.75	0.26	0.38	0.50	0.34	0.0474
ECN	0.33	1.03	1.00	0.87	1.53	0.41	0.45	0.48	0.48	0.0615
TSS	0.43	1.91	1.15	1.00	1.60	0.33	0.48	0.77	0.42	0.0707
UIA	0.28	1.34	0.65	0.63	1.00	0.23	0.25	0.29	0.30	0.0428
DOO	3.15	3.87	2.46	3.01	4.34	1.00	1.96	2.17	1.97	0.2396
TPH	1.18	2.62	2.21	2.08	4.04	0.51	1.00	1.89	1.27	0.1511
NTT	0.89	2.02	2.08	1.30	3.44	0.46	0.53	1.00	0.61	0.1048
BOD	0.90	2.98	2.07	2.36	3.36	0.79	0.79	1.64	1.00	0.1436

 $\lambda_{max} = 2.2144 \text{ CI} = 0.0304 \text{ CR} = 0.0209$ 

elicitation matrix. To this end, a maximum consistency ratio (CR) must be guaranteed. The CR measures the degree of deviation from pure inconsistency. The CR is obtained by the ratio between the consistency index (CI) and the random consistency index (RCI) defined in Equation (3):

$$CR = CI/RCI$$
 (3)

The RCI is computed from a large number of simulation runs and depends upon the order of matrix, as shown in Table 3. Maximum CR, which should not be exceeded, for elicitation matrices with order upper than four is 0.10 to guarantee consistency. CI is computed using the maximum eigenvalue for the elicitation matrix [P], as follows in Equation (4):

$$CI = \frac{\lambda_{max} - 1}{n - 1} \tag{4}$$

where  $\lambda_{max}$  is the maximum eigenvalue of the elicitation matrix and n is the order of matrix. The RCI value depends on the order of the matrix (Saaty, 2012). As shown in Table 2, the consistency analysis of the results is within the tolerance range.

#### 2.3. Rating curves for the physico-chemical indicators

The last step to address in the elicitation model for water allocation is to evaluate the quality of water resources, in order to determine which, one is the most sustainable to the hydrological conservation of the wetland. Hanh et al. (2011) and Singh et al. (2015) have successfully applied linear rating functions in water quality evaluation. In the WRSM model, the rating curves for each indicator are constructed using linear functions. These functions assign a rate for the water quality status between 0 and 1 to the physico-chemical parameters depending on their values in the water resources as depicted in Fig. 3. The proposed curves are based on the continuous rescaling method (Juwana et al., 2012; Tyagi et al., 2013).

The parameter rating functions are based on reference values and on permissible limits to preserve the good status of aquatic life in the wetland (Fig. 5). The functions used are piecewise linear membership functions. If the actual value of the parameter is between the minimum and maximum for the reference range, the index value is 1. As shown in Fig. 3, between permissible limits and reference range the index is obtained by linear interpolation. The reference values are representative for unaltered natural conditions. These values have been calculated by means of a statistical analysis of the historical data of the TDNP wetland (Cirujano et al., 1996; Sutadian et al., 2016). Assuming that the statistical distribution of the reference values is Gaussian (PHG, 2016). The maximum and minimum reference values are set at a distance of a

standard deviation from the mean (CHG-CSIC, 2010). This criterion is stricter than considering the 25th percentile as the threshold reference value. (USEPA, 2000; Sánchez-Montoya et al., 2012). The permissible limits are threshold values, which should not be exceeded by physical-chemical parameters to protect aquatic life. Except for total phosphorus and electrical conductivity, all permissible limits of physicochemical parameters are established in accordance with international standards (IWQGES, 2016; EPA, 2019; EU Directive 2006/44/EC, 2006). Phosphorus limits have been obtained from local studies, which are compiled and summarized in the Tablas de Daimiel Plan of Gradual Restoration (Alvarez Cobelas et al., 2009). Finally, the electrical conductivity permissible limits are estimated using the 25th percentile. As an example, sample rating pH ( $pH_{samp}$ ) as function of water sample pH ( $pH_{samp}$ ) can be written as is defined in Equation (5):

$$\begin{cases} pH_{min} \leq pH_{samp} \leq pH_{ref\ min}pH_{sr} = \frac{pH_{samp} - pH_{min}}{pH_{ref\ min} - pH_{min}} \\ pH_{ref\ min} \leq pH_{samp} \leq pH_{ref\ max}1 \\ pH_{ref\ max} \leq pH_{samp} \leq pH_{max}pH_{sr} = \frac{pH_{max} - pH_{samp}}{pH_{max} - pH_{ref\ max}} \end{cases}$$
(5)

Finally, the wetland resources sustainability index is obtained from Equation (6):

$$WRSM = \sum W_i \cdot RF_i \tag{6}$$

where  $W_i$  are the physico-chemical parameters weights obtained applying AHP, and  $RF_i$  are the output of the rating functions evaluated for the physico-chemical parameter i.

The evaluation of WRSM for the different water resources under study is shown in the workflow diagram of Fig. 6, and the results in Table 4.

#### 3. Results

In general, the best WRSM ratings correspond to reservoirs, as shown in Table 4. These values vary from 0.9415 for the PVAR reservoir to 0.8307 for the VICR reservoir. Water from the Tagus-Segura interbasin transfer is stored in reservoirs and is conveyed by a canal first and a pipeline secondly to the TDNP (Lobanova et al., 2017). In consequence, the characteristics of this water are like those of superficial waters. The WRSM rating of the TASE water transfer is 0.9237, which is consistent with the range of values recorded in the reservoirs. Groundwater shows clearly lower WRSM ratings than surface water. Additionally, three of the five pumping well areas have been considered not acceptable due to their high content of dissolved nitrates. Pollution caused by agricultural

Table 3

Random consistency index for different order of the elicitation matrix (Saaty, 2012).

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RCI	0	0	0.52	0.89	1.11	1.25	1.35	1.40	1.45	1.49

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

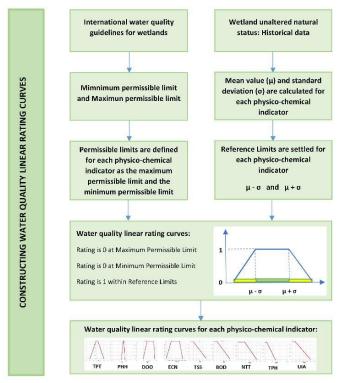


Fig. 5. Constructing water quality rating curves for each physico-chemical indicator

activity is a non-sustainable problem in most aquifers of the area under study (Perez-Martin et al., 2016). Only the VILW and FUFW pumping well areas are considered acceptable. Their WRSM ratings are 0.7364 and 0.5961, respectively. This last value is the lowest acceptable water resource. Finally, many wastewater recycling plants are considered non-acceptable as water resources because the limits of organic matter and nutrient content are exceeded. Only two water recycling plants of the five under study have all the indicators within the acceptable rating.

The preferred water source for TDNP hydrological restoration is the PVAR reservoir, followed by the PARR reservoir (0.9272), the TASE water transfer and the GASR reservoir (0.9195). Among the reservoirs, VICR is the one with the lowest WRSM rating due to its high values of TSS, BOD and TPH. Groundwater WRSM show a low degree of sustainability. The best rated pumping well area (VILW) has a WRSM rating of 0.7364, significantly lower than reservoir ratings. DAIW, CDEW and CIRW are considered non-acceptable due to their high nitrate content. FUFW is considered as an acceptable water resource, but its WRSM rating of 0.5961 is the worst among all sources. Wastewater recycling plants are classified as the least sustainable water resources. Only two plants of the five under study have all the indicator within the acceptable ratings. VIRP is the best rated wastewater recycling plant (0.6780), but it is not much better than MARP (0.6027), the only other wastewater recycling plant considered acceptable. The MARP and VIRP wastewater recycling plants have been improved and expanded in recent years, becoming acceptable water sources (Sanchez-Ramos et al. although their WRSM ratings are still low when compared to other

resources. The acceptable limits are exceeded in three recycling plants. DARP and ALRP wastewater recycling plants record high values of BOD while the FURP recycling plant has high levels of phosphorus. The non-acceptable recycled wastewater plants would have to be expanded by implementing additional treatments to allow the reuse of their effluents for the restoration of the TDNP. In conclusion, the most sustainable water resources for the restoration of the TDNP are reservoirs and the Tagus-Segura aquaduct. All resources of surface water are acceptable and are by far the best ones. There is a remarkable variability in the groundwater and recycling plant resources. The use of the proposed WRSM makes possible to establish a clear preference for any surface, recycled or groundwater resource.

#### 4. Discussion and conclusions

The proposed collaborative elicitation model has been successfully applied to the Tablas de Daimiel National Park wetland. Four categories of possible water resources for the hydrological restoration of TDNP are evaluated in this research: reservoirs, interbasin water transfer, groundwater, and recycled water. To prioritize these heterogeneous water resources from the point of view of sustainability, the novel WRSM has been developed and applied. This model rates each of the proposed water resources under nine physico-chemical indicators. When compared to other methods, the advantage of the WRSM is that it allows assigning a score to new water resources without repeating the complete elicitation process each time a decision needs to be made. Once the

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

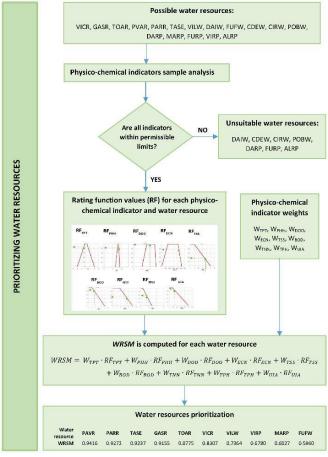


Fig. 6. Prioritizing water resources under study.

values of the physicochemical parameters are known for any water resource, the water resource can be ranked immediately by performing the WRSM model. Other elicitation procedures involve long and sometimes complex techniques that must be revaluated each time a decision has to be made. In addition, there is no limit on the number of water resources under study in the WRSM decision-making process. WRSM compares the parameters of water resources with the sustainable status of the TDNP wetland. When the conservation and restoration of the wetland requires supplying water from external sources, the sustainability criterion is achieved if the indicators of the water inflow are as close as possible to the original water in the wetland in its sustainable state. In that case, the WRSM rating tends to 1. Water indicators are quite different depending on their origin and the stage of the hydrologic cycle considered. Reservoirs store surface water in the runoff step of the hydrologic cycle. Consequently, surface water is less mineralized than groundwater because the renewal periods of reservoirs are shorter than those of aquifers (Ajami, 2020). Another important aspect is that

groundwater is found inside the pores and fractures of the rocks, in prolonged contact with minerals (Zhang et al., 2020). Furthermore, because of the differences in the geology of the pumping well areas there is a high variability in the characteristics of groundwater (Mejias-Moreno et al., 2012). Hydrogeological features like permeability, recharge and discharge zones and water budget of the aquifer have an impact in the indicators (Viaroli et al., 2020). Moreover, anthropogenic activities can cause a long-lasting contamination of groundwater. Long-term curmulative effects of pollution are more likely in groundwater than in surface water because residence times of pollutants could be decades (Zektser and Everett, 2004). This is the case of dissolved nitrate, which show records with high values in groundwater due to the cumulative effect of diffuse pollution from fertilizers used in agricultural activity (Klove et al., 2011). The indicators of the recycled water depend on the constituents added to the water supply through use, and the efficiency of the treatment applied in the recycling process. Consequently, there is great variability in these water resources (Navarno et al., 2011). The

J. Canto-Perello et al.

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

Table 4 Evaluation of WRSM for the seventeen water resources under study.

Source of water	PHH	TPT	ECN	TSS	UIA	DOO	TPH	NTT	BOD	WRSM
VICR	1.0000	0.6257	1.0000	0.2813	1.0000	1.0000	0.6780	1.0000	0.6375	0.8307
GASR	1.0000	0.5543	0.2453	1.0000	0.6988	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	0.9195
TOAR	0.8948	0.3114	0.1238	0.8313	1.0000	1.0000	0.9375	1.0000	1.0000	0.8775
PVAR	1.0000	0.0314	0.9115	0.9000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	0.9415
PARR	1.0000	0.3514	0.3172	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	0.9272
TASE	1.0000	0.0500	0.4918	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	0.9237
VILW	0.1701	0.9371	0.0983	1.0000	1.0000	0.6236	1.0000	1.0000	1.0000	0.7364
DAIW	Nitrate limi	it exceeded								
FUFW	0.4075	0.9371	0.1955	1.0000	1.0000	0.0000	1.0000	0.7152	1.0000	0.5961
CDEW	Nitrate limi	it exceeded								
CIRW	Nitrate limi	it exceeded								
POBW	Nitrate limi	it exceeded								
DARP	Biological o	xygen demand e	xceeded							
MARP	0.6378	0.7543	1.0000	0.5910	0.0271	0.2041	0.7695	1.0000	0.7250	0.6027
FURP	Total phosp	ohorous limit exc	eed							
VIRP	0.4252	0.7371	0.4540	0.9900	1.0000	0.4082	0.7627	1.0000	0.8750	0.6780
ALRP	Biological o	xygen demand e	xceeded							

treatment process must be expanded and improved before the effluent can be reused in the TDNP (Sánchez-Ramos et al., 2011). Excess phosphorus, nitrogen and organic matter are serious problems detected in recycled waters. Most water recycling plants in the area under study cannot be used as a water resource for the wetland. Political and economic considerations could actually reject the transfer of water from any of the resources under study. However, this model focused on physico-chemical indicators is open to evaluate any possible alternative. The political and economic framework should be considered when selecting any water resource from the WRSM model results. The added value of the WRSM model is to systematize and clarify the collaborative elicitation process in the selection of water resources

The Paris climate change agreement outlined the role wetlands play as the most powerful carbon sinks. Their loss is inadmissible in a world under alarming environmental threats. Consequently, wetlands conservation has become a very high priority goal in preventing and combating climate change. The hydrological restoration of wetlands most often involves the reallocation of water resources. The key criterion must be sustainability to guarantee the well-being of the ecosystem. The environmental indicators of wetlands should be kept as close as possible to their sustainable state. Developing decision support systems and elicitation techniques contributes to the sustainable allocation of water resources. The elicitation model should guarantee traceability and transparency in achieving consensus among the panelists. The variability of water indicators and their different impact requires a systematic method of elicitation. In this research, a novel water resources sustainability model based on environmental indicators has been developed for wetlands conservation.

#### Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

- Aguilera, H., Moreno, L., 2018. Data on chemical composition of soil and water in the semiarid wetland of Las Tablas de Damiel National Park (Spain) during a drought period. Data in Brief 19, 2481–2486. https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.04.085. Aguilera, H., Moreno, L., Wesseling, J.G., Jiménez-Hernández, M.E., Castaño, S., 2016. Soil moisture prediction to support management in semiarid wetlands during drying episodes. Catena 147, 709–724. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.007. Ajami, H., 2020. Encyclopedia of geology. In: Earth Systems and Environmental Sciences. https://doi.org/10.1016/9878-0-12-409548-9-12-388-7.
- https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9-12388-7.
  Alaffi, A.H., Rosenberg, D.E., 2020. Systems modeling to improve river, riparian, and
  wetland habitat quality and area. Environ. Model. Software 126, 104643. https://
  doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104643.
  Alvarez Cobelas, M., Citripina Bracamonte, S., Colom i Montero, W., Lopez Carceller, V.,
  2009. Plan REGATA Restauración Gradual de las Tablas de Daimiel. Ministerio de

Medio Ambiente y Medio Rural y Marino - Consejo Superior de Investig

- Alvarez Etxeberria, I., Garayar, A., Calvo Sánchez, J.A., 2015. Development of
- Avarez Exxeberria, I., Garayar, A., Calvo Sanchez, J.A., 2015. Development of sustainability reports for farming operations in the Basque Country using the Delphi method. Rev. Contab. 18 (1), 44–54. https://doi.org/10.1016/j.rcsar.2014.03.004. Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Res. 42 (12), 2849–2861. https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018.
- Bilotta, G.S., Burnside, N.G., Cheek, L., Dunbar, M.J., Grove, M.K., Harrison, C., Bilotta, G.S., Burnside, N.G., Cheek, L., Dunbar, M.J., Grove, M.K., Harrison, C., Joyce, C., Peacock, C., Davy-Bowker, J., 2012. Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. Water Res. 46 (7), 2324–2332. https://doi.org/10.1016/j.waters.2012.01.055.
  Blaas, H., Kroeze, C., 2016. Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000–2050. Ecol. Indicat. 67, 328–337. https://doi.org/10.1016/j.ccolind.2016.03.004.
  Brandt, M.J., Johnson, K.M.J., Elphinston, A.J., Patnayaka, D.D., 2017. Twor's Water Supply, seventh ed. Microbiology and Biology of Water, pp. 235–321. https://doi.org/10.1016/j.by78-0-08-100025-0.00007-7 (Chapter 7): Chemistry.
  Caen, A., Latour, D., Mathius, J.D., 2019. Dynamical effects of retention structures on the mitigation of lake entrophication. Environ. Model. Software 119, 309-326. https://doi.org/10.1016/j.ej.eusoft.22019.66.1012.

- doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.06.012.
  Camargo, J.A., Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. Environ. Int. 32 (6), 831-849. https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002.
  Canto-Perello, J., Martinez-Leon, J., Cutiel-Esparza, J., Martin-Utrillas, M., 2017.
  Consensus in prioritizing river rehabilitation projects through the integration of social, economic and landscape indicators. Ecol. Indicat. 72, 659-666. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.004. org/10.1016/j.ecolind.2016.09.004.
  Canto-Perello, J., Morera-Escrich, J.L., Martin-Utrillas, M., Curiel-Esparza, J., 2018
- Restoration prioritization framework for roadway high cut slopes to reverse land degradation and fragmentation. Land Use Pol. 71, 470–479. https://doi.org/
- 10.1016/j.landusepol.2017.11.020. CHG-CSIC, 2010. Caracterización de las masas de agua superficiales de c Convenio Confederación Hidrográfica del Guadiana Centro Superio
- Cirujano, S., Casado, C., Bernués, M., Camargo, J.A., 1996. Ecological study of Las Tablas de Daimiel national park (Ciudad real, Central Spain): differences in water physico-chemistry and vegetation between 1974 and 1989. Biol. Conserv. 75 (3), 211–215.
- Curiel-Esparza, J., Gonzalez-Utrillas, N., Canto-Perello, J., Martin-Utrillas, M., 2015. Integrating climate change criteria in reforestation projects using a hybrid decision support system. Environ. Res. Lett. 10 (9), 094022 https://doi.org/10.1088/1748
- Grie-Espara, J., Mazario-Diez, J.L., Canto-Perello, J., Martin-Utrillas, M., 2016.

  Prioritization by consensus of enhancements for sustainable mobility in urban areas.

  Environ. Sci. Pol. 55 (1), 248–257. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.015.

  Cartie-Espara, J., Reyes-Medina, M., Martin-Utrillas, M., Martinez-Garcia, M.P., Canto-Perello, J., 2019. Collaborative elicitation to select a sustainable biogas desulfurization technique for landfills. J. Clean. Prod. 212, 1334–1344. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.095.
- g/10.1016/j.jclepto.2018.12.093.

  H.F., Ross-Gillespie, V., 2015. Sublethal effects of temperature on freshwater ganisms, with special reference to aquatic insects. WaterSA 41 (5), 712–726. https://doi.org/10.4814/WSA V4115.15.
- https://doi.org/10.4314/W8A.V4115.15.

  Dong, Y., Zhang, G., Hong, W.C., Xu, Y., 2010. Consensus models for AHP group decision making under row geometric mean prioritization method. Decis. Support Syst. 49 (3), 281–289. https://doi.org/10.1016/j.dss.2010.03.003.

  EPA, 2019. National recommended Water Quality Criteria Aquatic Life Criteria Table. United States Environmental Protection Agency. Available online. https://www.epa.
- gov/wqc/natonal-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table.
  EU Directive 2006/44/EC, 2006. DIRECTIVE 2006/44/EC of the European Parliament and of the Council on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life. Off. J. Eur. Union, 25/09/2006. Available online. htt

J. Canto-Perello et al.

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

- ur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:264:0020:0031:
- Feld, C.K., de Bello, F., Dolédec, S., 2014. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates Freshwater. Biol. 59, 233–248. https://doi.org/10.1111/
- Forman, E., Peniwati, K., 1998. Aggregating individual judgments and priorities with the analytic hierarchy process. Eur. J. Oper. Res. 108, 165–169. https://doi.org/
- anayota hietarity pitotess. Eur. J. Open. Res. 108, 103-103. https://doi.org/ 10.1016/S03377-2217097)00244-0.

  Gu, S., Gruau, G., Dupas, R., Petitjean, P., Li, Q., Pinay, G., 2019. Respective roles of Fe-oxyhydroxide dissolution, pH changes and sediment inputs in dissolved phosphorus release from wetland soils under anoxic conditions. Geoderma 338, 365-374. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.12.034.

  Hans, M.B., Guse, B., Fohrer, N., 2017. Assessing the impacts of Best Management Practices on nitrate pollution in an agricultural dominated lowland catchment considering environmental protection versus economic development. J. Environ. Manag. 196, 347-364. https://doi.org/10.1016/j.jenvmam.2017.02.060.

  Hanh, P.T.M., Sthiannopkao, S., Ba, D.T., Kin, K.W., 2011. Development of water quality indexes to identify pollutants in Vietnam's surface water. J. Environ. Eng. 137 (4), 273-283. https://doi.org/10.1061/ASCE/EEI.1943-787.00000314.

  Hes, E.M.A., van Dan, A.A., 2019. Modelling nitrogen and phosphorus cycling and retention in Cyperus papyrus dominated natural wetlands. Environ. Model. Software 122, 104531. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104531.

  WQGES, 2016. International Water Quality Guidelines for Ecosystems. UNER. United Nations University. UNU-EHS, Institute for Environment and Human Security. Available online. http://web.unep.org/sites/default/files/Documents/20160315\_ iwqges. pd final.pdf.

- Juston, J.M., Kadlec, R.H., 2019. Data-driven modeling of phosphorus (P) dynamics in low-P stormwater wetlands. Environ. Model. Software 118, 226–240. https://doi.
- Juwana, I., Muttil, N., Perera, B.J.C., 2012. Indicator-based water sustainability assessment a review. Sci. Total Environ. 438, 357–371. https://doi.org/10.
- Kløve, B., Allan, A., Bertrand, G., Druzynska, E., Ertürk, A., Goldscheider, N., Henry, N., Karakaya, N., Karialainen, T.P., Koundouri, P., Kupfersberger, H., Kwerner, J., Lundberg, A., Muotka, T., Preda, E., Pulido-Velazquez, M., Schipper, P., 2011. Groundwater dependent ecosystems. Part II. Ecosystem services and management in Europe under risk of climate change and land use intensification. Environ. Sci. Pol. 14 (7), 782–793. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.04.005.
- 14 (7), 782–793. https://doi.org/10.1016/j.enver.2011.09.005.
  Koskiaho, J., Puustinen, M., 2019. Suspended solids and nutrient retention in two constructed wetlands as determined from continuous data recorded with sensors. Ecol. Eng. 137, 65–75. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.006.
  Kumar, N., Sinha, D.K., 2010. Drinking water quality management through correlations they among various physico-chemical parameters: a case study. Int. J. Enviton. Sc
- o-chemical par rs: a case study. Int. J. Environ. Sci
- Lefebvre, G., Redmond, L., Germaina, C., Palazzi, E., Terzagob, S., Willm, L., Poulin, B., 2019. Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean Basin. Sci. Total Environ. 692, 546–555. https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2019.07.263.
- Case Studies. Academic Press, pp. 113-159.
  Lin-Lan, Z, Ting, Y., Jian, Z., Xiangzheng, L., 2019. The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: a review. Bioresour. Technol. 293, 122086. https://
- uon org. 10.1016/j.norieten.2019.122086.
  2. Tai, P., Li, X., Kong, L., Matthews, T.&G., Lester, E.L., Mondon, J.A., 2019.
  Deriving site-specific water quality criteria for ammonia from national versus international toxicity data. Ecotoxicol. Environ. Saf. 171, 665-676. https://doi.org/10.1016/j.cepres.2019.13.076
- 10.1016/j.ecoenv.2018.12.00/8.
  Lobanova, A., Liersch, S., Tabara, J.D., Koch, H., Hattermann, F.F., Krysanova, V., 2017.
  Harmonizing human-hydrological system under climate change: a scenario-based approach for the case of the headwaters of the Tagus River. J. Hydrol. 548, 436–447.
- https://doi.org/10.1016/j.jhydroi.2017.03.015.
  Martin-Utrillas, M., Reyes-Medina, M., Curiel-Esparza, J., Canto-Perello, J., 2015. Hybrid method for selection of the optimal process of leachate treatment in waste treatment and valorization plants or landfills. Clean Technol. Environ. Policy 17 (4), 873–885.
- Man, Y., Hu, Y., Ren, J., 2019. Forecasting COD load in municipal sewage based on ARMA and VAR algorithms. Resour. Conserv. Recycl. 144, 56-64. https://doi.org/
- Martinez-Martinez, E., Nejadhashemi, A.E., Woznicki, S.A., Adhikari, U., Giri, S., 2015 Martinez-Martinez, E., Nejadhashemi, A.E., Woznicki, S.A., Adhikari, U., Giri, S., 2015. Assessing the significance of wethand restoration scenarios on sediment mitigation plan. Ecol. Eng. 77, 103–113. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.031. Mayo, A.W., Muraza, J., Norbert, J., 2018. Modelling nitrogen transformation and removal in mara river basin wetlands upstream of Lake Victoria, Phys. Chem. Earth 105, 136–146. https://doi.org/10.1016/j.pec.2018.03.005. Mejias-Moreno, M., Löpez-Gutiérrez, J., Martinez-Cortina, L., 2012. Hydrogeological characteristics and groundwater evolution of the Western La Mancha unit: the influence of the wet period 2009-2011. Bol. Geol. Min. 123 (2). 91–108. Millennium Ecosystem Assessment, 2015. Ecosystems and Human Well-Being: Syn-Thesis. Island Presy, Washington, DC, ISBN 1-59726-040-1.

- Intests. Island Press, Washington, DC, ISBN 1-39/26-040-1.
  Moreno, L., Jimenez, M.E., Aguilera, H., Jimenez, P., 2011. The 2009 smouldering peat fire in Las Tablas de Daimiel national park (Spain). Fire Technol. 47 (2), 519-538. https://doi.org/10.1007/s10694-010-0172-y.

- Nagisetty, R.M., Flynn, K.F., Uecker, D., 2019. Dissolved oxygen modeling of effluent-dominated macrophyte-rich Silver Bow Creek. Ecol. Model. 393, 85–97. https://do.
- Navarro, V., García, B., Sánchez, D., Asensio, L., 2011. An evaluation of the application of treated sewage effluents in Las Tablas de Daimiel National Park, Central Spain. J. Hydrol. 401 (1-2), 53-64, http
- J. Hydroi. 401 (1-2), 33-94. https://doi.org/10.1016/j.j.pupulas/13.2016/j. Norouzian-Maleki, S., Bell, S., Hosseini, S.B., Faizi, M., 2015. Developing and testing a framework for the assessment of neighbourhood liveability in two contrasting countries: Iran and Estonia. Ecol. Indicat. 48, 263-271. https://doi.org/10.1016/j.
- Novakowski, N., Wellar, B., 2008. Using the Delphi technique in normative planning research: methodological design considerations. Environ. Plann. 40 (6), 1485–1500.
- O'Neil, G.L., Go ..., Goodall, J.L., Behl, M., Saby, L., 2020. Deep learning using physically aed input data for wetland identification. Environ. Model. Software 126,
- 104665. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104665. ez-Martin, M.A., Estrela, T., del-Amo, P., 2016. Measures required to reach the nitrate objectives in groundwater based on a long-term nitrate model for large river basins (Lúcar, Spain). Sci. Total Environ. 566-567, 122-133. https://doi.org/10.1016/j.
- (dictar, Spain), Sct. 10tal Environ. 506-50/, 122-133. https://doi.org/10.1016/j.sctiotenv.2016.04.206.
  PHG-Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2016. Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábirio Occidental, Gandalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas de Cantábirio Oriental, Mino-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. Agencia Estatal Boletir Coficial del Estado, Madrid, pp. 2972-4301.
  Pottinger, T.G., 2017. Modulation of the stress response in wild fish is associated with variation in dissolved nitrate and nitrite. Environ. Pollut. 225, 550-558. https://doi.org/10.1016/j.enven0.210.73.001.
- variation in dissolved nitrate and nitrite. Environ. Pollut. 225, 550–558. https://doi. org/10.1016/j.empol.2017.03.021.

  Präväliea, R., Patricheb, C., Bandoc, G., 2017. Quantification of land degradation sensitivity areas in Southern and Central Southeastern Europe. New results based on improving DISMED methodology with new climate data. Catena 158, 309–320. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.07.006.

  Record, Montreux, 1990. Ramsar Convention on Wetlands. List of Wetlands or International Importance Included in the montreux Record. Las Tablas de Daimiel, designated 04/05/82, Castilla-La Mancha, 1,928 ha, Montreux Record 04/07/90. Available online. https://www.ramsar.org/dise/default/files/de-omate/tilbsey/d
- Available online. ht
- Restuccia, F., Huang, X., Rein, G., 2017. Self-ignition of natural fuels: can wildfires of carbon-rich soil start by self-heating? Fire Saf. J. 91, 828–834. https://doi.org/

- carbon-rich soil start by self-heating? Fire Saf. J. 91, 828–834. https://doi.org/
  10.1016/jfresaf(2017.03.052.

  Rivers-Moore, N.A., Dallas, H.F., Morris, C., 2013. Towards setting environmental water
  temperature guidelines: a South African example. J. Environ. Manag. 128, 380–392.

  https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.059.

  Rusydi, A.F., 2018. Correlation between conductivity and total dissolved solid in various
  type of water: a review. 10P Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 118, 012019 https://doi.
  org/10.1088/1755-1315/118/1/012019.
  Sayty, T.L., 1980. The Analytic Hierarchy Process. McGraw Hill. RWS Publications
  International, New York, Pittsburgh.
  Sasty, T.L., 1980. The Analytic Hierarchy Process for
  Decisions in a Complex World, third ed. RWS Publications, Pittsburgh.
  Sagar, S.S., Chavan, R.P., Patil, C.L., Shinde, D.N., Kekane, S.S., 2015. Physico-chemical
  parameters for testing of water a review. Int. J. Chem. Sud. 3, (2), 24–28.
  Sánchez-Montoya, M.M., Arce, M.L., Vidal-Abarca, M.R., Suarez, M.L., Prat, N.,
  Gomez, R., 2012. Establishing physico-chemical reference conditions in
  Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive.
  Water Res. 46 (7), 2257–2269. https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.042.
  Sanchez-Romso, D., Sanchez-Emeterio, G., Plorin Beltran, M., 2016. Changes in water
  quality of treated sewage effluents by their receiving environments in Tablas de
  Daimiel National Park, Spain. Environ. Sci. Pollut. Res. 23, 6082–6090. https://doi.
  org/10.1007/s11356-015-4660-y.
- Sánchez-Ramos, D., Sánchez-Emeterio, G., García-Fernández, B., Florin-Beltrán, M., 2011. Wastewater reuse in las Tablas de Daimiel National Park by improving i quality through constructed wetlands. In: 7th Symposium for European Freshwater
- Sapriza-Azuri, G., Jódar, J., Carrera, J., Gupta, H.V., 2015. Toward a comprehensive assessment of the combined impacts of climate change and groundwater pumping on catchment dynamics. J. Hydrol. 529 (3), 1701–1712. https://doi.org/10.1016/j.
- Singh, S., Gosh, N.C., Krishan, G., Galkate, R., Thomas, T., Jaiswal, R.K., 2015 Development of an overall water quality index (OWOI) for surface water in Indian context. Curr. World Environ. 10 (3), 813-822. https://doi.org/10.12944/
- Singh, S., Ghosh, N.C., Suman, Gurjar, S., Krishan, G., Kumar, S., Berwal, P., 2018. Index-based assessment of suitability of water quality for irrigation purpose under Indian conditions. Environ. Monit. Assess. 190 (1), 29. https://doi.org/10.1007/s10661-0737667
- 017-6-007-3.
  1017-6-007-3.
  1017-007-3.
  1019. A Bayesian Networks approach for the assessment of climate change impacts on nutrients loading. Environ. Sci. Pol. 100, 21–36. https://doi.org/10.1016/j.envscj.2019.06.004

J. Canto-Perello et al.

Environmental Modelling and Software 136 (2021) 104952

- Sun, B., Tang, J., Yu, D., Song, Z., Wang, P., 2019. Ecosystem health assessment: a PSR analysis combining AFP and FCE methods for Jiaozhou Bay, China. Ocean Coast Manag, 168, 41–50. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.10.026.
  Studadian, A.D., Muttil, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2016. Development of river water quality indices a review. Environ. Monit. Assess. 188, 58. https://doi.org/10.1007/s10661-015. ESSE0.
- s10661-015-5050-0.
  Sutadian, A.D., Muttil, N., Yilmaz, A.G., Perera, B.J.C., 2017. Using the Analytic Hierarchy Process to identify parameter weights for developing a water quality index. Ecol. Indicat. 75, 220-233. https://doi.org/10.1016/j.ceolind.2016.12.043.
  Tooth, S., 2018. The geomorphology of wetlands in drylands: resilience, nonresilience, or ......? Geomorphology 305, 33-48. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.10.017.
  Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R., 2013. Water quality assessment in terms of water quality index. Am. J. Water Res. 1 (3), 34-38. https://doi.org/10.12691/ajwr-13-3.

- UN, 2015. Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development.
- UN, 2015. Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. United Nations, New York. https://stg.wedcox.unep.org/bistream/handle/20.500.11822/11125/unepswiosmlinf2xdg.pdf?reequence=1.
  Un-Water, 2018. Official Celebration of World Water Day, 22th of March of 2018. 8th World Water Forum. UNESCO, Brasilia.
  Unecd, 1994. United Nations Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification. Particularly in Africa. Bonn, Germany, 14 October.
  USEPA, 2000. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Rivers and Streams. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-B00-002.
- Of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-800-0 Viaroli, S., Mastrorillo, L., Lotti, F., Paolucci, V., Mazza, R., 2018. The groundwater budget: a tool for preliminary estimation of the hydraulic connection between

- neighboring aquifers. J. Hydrol. 556, 72-86. https://doi.org/10.1016/j.
- neighboring aquifers. J. Hydrol. 556, 72-86. https://doi.org/10.1016/j.
  jhydrol.2017.10.066.
  Wang, H., Xiao, X., Wang, H., Li, Y., Yu, Q., Liang, X., Feng, W., Shao, J., Rybicki, M.,
  Jungmann, D., Jeppesen, E., 2017. Effects of high ammonia concentrations on three
  cyprinid fish: acute and whole ecosystem chronic tests. Sci. Total Environ. 598,
  900-909. https://doi.org/10.1016/j.scintemv.2017.04.070.
  Xu, Y., Wang, Y., Li, S., Hangal, H., Dai, C., 2018. Stochastic optimization model for water
  allocation on a watershed scale considering wetland's ecological water requirement.
  Ecol. Indicat. 92, 330-341. https://doi.org/10.1016/j.cccolind.2017.02.019.
  Yuan, L., Ge, Z., Fana, X., Zhang, L., 2014. Ecosystem: based coastal zone management: a
  comprehensive assessment of coastal ecosystems in the Yangitze Estuay coastal zone.
  Ocean Coast Manag, 65, 63-71. https://doi.org/10.1016/j.occcoaman.2014.04.005.
  Zekkser, LS, Everett, L.G., 2004. Groundwater Resources of the World and Their Use.
  BHP-VI Series on Groundwater, vol. 6. UNESCO, Paris, ISBN 92-9220-007-0.
  Zhang, R., Zhang, X., Yang, J., Yuan, H., 2013. Wednad ecosystem stability evaluation by
  using analytical hierarchy process (AI-PP) approach in Yinchuan plain, China. Math.
  Comput. Model. 57 (3-4), 366-374. https://doi.org/10.1016/j.necn.2012.06.014.
  Zhang, L., Hon, G.L., Zhang, G.X., Liu, Z.L., Sun, G.Z., Li, M.N., 2016. Calculation of
  wetlands ecological water requirement in China's western Jilin province based on
  regionalization and gradation techniques. Appl. Ecol. Environ. Res. 14(3), 463-478.
  https://doi.org/10.15666/aeer/1403.463478.
  https://doi.org/10.15666/aeer/1403.463478.
  https://doi.org/10.15666/aeer/1403.463478.
  https://doi.org/10.15666/aeer/1403.463478.
  https://doi.org/10.15666/aeer/1403.463478.
  https://doi.org/10.1566/aeer/1403.463478.
  https://doi.org/10.1566/aeer/1403.463478.

- Zhang, B., Zhao, D., Zhou, P., Qu, S., Liao, F., Wang, G., 2020. Hydrochemical characteristics of groundwater and dominant water-rock interactions in the Delingha area, Qaidam basin, Northwest China. Water 12 (3), 836. https:// iii.0.3390/w12030836.

# **PUBLICACIÓN II**

## SUSTAINABLE ALLOCATION OF WATER RESOURCES IN WETLANDS BASED ON PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS

#### **JULIO DE 2020**

24TH INTERNATIONAL CONGRESS ON PROJECT MANAGEMENT AND ENGINEERING ALCOI, 7TH – 10TH

 $24^{th}$  International Congress on Project Management and Engineering Alcoi,  $7_{th} - 10_{th}$  July 2020

04-003

## SUSTAINABLE ALLOCATION OF WATER RESOURCES IN WETLANDS BASED ON PHYSICO-CHEMICAL PARAMETERS

Benítez-Navío, Alberto (1); Cantó Perelló, Julián (2); Martín Utrillas, Manuel (2); Martínez León, Jesús (3); Curiel Esparza, Jorge (2)

(1) Confederación Hidrográfica del Guadiana, (2) Universitat Politècnica de València, (3) Confederación Hidrográfica del Júcar

The selection of water resources for hydrological restoration of wetlands can be based on physico-chemical parameters. They must represent the quality and characteristics of water resources. The number of parameters chosen should not be too high or expensive to obtain. Different physico-chemical indices are compared. Traditionally, indices have been used to determine water quality, both considering the use of water and the conservation of aquatic life. In view of the above, a list of physico-chemical parameters is proposed to assess the suitability of water resources for wetland conservation and restoration.

Keywords: sustainable water resources; wetland conservation; physico-chemical parameters

#### ASIGNACIÓN SOSTENIBLE DE RECURSOS HÍDRICOS EN HUMEDALES BASADA EN PARÁMETROS FISICO-QUÍMICOS

La selección de recursos hídricos para la restauración hidrológica de humedales puede basarse en parámetros físico-químicos. Estos parámetros han de ser elegidos de forma que sean adecuados para representar la calidad y características de dichos recursos. El número de parámetros elegido no debe ser muy elevado y no muy costosa su determinación, facilitando con ello la toma de decisiones. Se comparan diferentes indices compuestos por parámetros físico-químicos, los cuales han sido utilizados tradicionalmente para determinar la calidad de las aguas, tanto desde el punto de vista de la vida acuática como de su utilización en regadio, abastecimiento u otros usos. Se ha obtenido una lista de posibles parámetros físico-químicos propuestos para la evaluación de las características e idoneidad de los recursos hídricos destinados a la conservación y restauración de los humedales.

Palabras clave: sostenibilidad recursos hídricos; conservación humedales; parámetros físico-químicos

Correspondencia: Alberto Benítez Navío abenitez@chguadiana.es



© 2020 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

#### 1. Introducción

En el último siglo se ha producido una alarmante disminución del número de humedales en todo el mundo (Davidson, 2014). Ello supone una enorme pérdida para la biodiversidad. La restauración y conservación de las zonas húmedas es un asunto de vital importancia, porque además muchos humedales son sumideros de gases de efecto invernadero, especialmente aquellos que albergan turberas, con un destacado papel en la lucha contra el cambio climático (Brown, 2020). El agua es un factor crítico para la supervivencia del humedal y de todo su ecosistema. Además, en el caso de las turberas ha de garantizarse un grado mínimo de humedad, pues de no ser así se puede producir un fenómeno de autocombustión con efectos devastadores (Turetsky et al., 2014). Por ello, en muchos casos, debido a demandas de agua cada vez mayores ocasionadas por el crecimiento de la población así como por la aparición de nuevas industrias y de prácticas agrícolas no sostenibles, es frecuente que se produzcan fenómenos de sobreexplotación de los recursos hídricos, que se traducen en que las necesidades mínimas medioambientales no sean satisfechas, siendo necesario aportar agua desde otras fuentes externas, reasignando los recursos hídricos de una forma sostenible, y dando prioridad a la satisfacción de las demandas de agua necesarias para la conservación de los ecosistemas y del medio ambiente (Cui et al., 2009). Se deben seleccionar las aguas aportadas para que sean las más adecuadas para la conservación del humedal. Esta cuestión es esencial en cualquier proyecto de restauración hídrica de humedales. Los parámetros físico-químicos han sido utilizados de forma generalizada a lo largo de los años para la caracterización de los recursos hídricos y más concretamente para determinar su calidad mediante la elaboración de índices Abbasi y Abbasi (2012), que proporcionan un valor que sintetiza toda la información de los parámetros analizados y que es representativo de la calidad de la masa de agua estudiada. Ramírez-Fernández y Fernández (2004) estudiaron treinta y seis índices de calidad de agua, los parámetros más utilizados fueron; Oxígeno Disuelto, Sólidos Totales y pH. En 2019, Soumaila et al. obtuvieron diecisiete índices al revisar recientes publicaciones.

#### 2.Objetivos

El objetivo principal es seleccionar una lista de parámetros fisicoquímicos, a utilizar para la evaluación sostenible de los recursos hídricos, en la restauración de los humedales. Los parámetros elegidos garantizarán el objetivo de que se cumplan las demandas medioambientales y el buen estado de los ecosistemas acuáticos.

#### 3. Metodología

Para garantizar la gestión sostenible de los recursos hídricos es necesario satisfacer las demandas medioambientales y la supervivencia de los ecosistemas acuáticos y así evitar la degradación y pérdida de zonas húmedas. Es un problema que se ha de resolver desde la sostenibilidad por lo que en el caso de la regeneración hídrica de los humedales es necesario contar con indicadores para discriminar las fuentes de agua más apropiadas

Un índice de calidad es un número adimensional que se obtiene indirectamente con los valores determinados en muestras de agua para los parámetros elegidos. Hay cuatro fases fundamentales para el diseño de un índice de calidad. La primera es la selección de los parámetros. La segunda fase consiste en establecer unos valores adimensionales o subíndices. Estos subíndices vienen determinados por unas funciones de rating creadas al efecto, que contienen toda la información sobre valores límites y valores óptimos de cada parámetro. Estas funciones se determinan con posterioridad a la selección de los

parámetros. El tercer es fijar pesos para cada uno de los parámetros, de modo que se da más importancia a unos que a otros. Esta información da a conocer los parámetros que tienen más repercusión en el valor final del índice de calidad, permitiendo establecer criterios para su selección. El cuarto y último paso a seguir para elaborar un índice de calidad es la agregación de los subíndices citados en la fase dos, de manera que se pueda obtener el valor final del índice (Lumb, Sharma y Bibeault, 2011)

Para la selección de los parámetros físico-químicos se realizan dos revisiones bibliográficas, una sobre los índices de calidad del agua y otra sobre los índices aplicados a humedales y así obtener los parámetros utilizados mas frecuentes. Con los resultados obtenidos se elabora una lista de los parámetros a utilizar para evaluar la idoneidad de los recursos hídricos destinados a la conservación de humedales y que sean sostenibles, garantizando la vida acuática (Naigaga et al.,2011). Los parámetros se ordenan por su frecuencia y se proponen los parámetros físico-químicos con frecuencia mayor.

#### 4.Revisión y Estudio de los Parámetros más Frecuentes en los Índices de Calidad de Aguas.

La primera revisión relativa a los índices para estimar la calidad del agua para distintos fines han sido cuarenta y tres. Algunos de los índice más significativos considerados se resumen a continuación:

El primer índice de calidad de aguas moderno es el de Horton (1965). Considera en su mayoría parámetros físico-químicos y son: Oxígeno disuelto, pH, Coliformes fecales, Conductividad específica, Alcalinidad, Cloruros Carbon chloroform extract, Temperatura y Porcentaje de población aguas arriba conectada a un saneamiento. Estableció pesos para todos los parámetros oscilando entre 1 y 4. Este índice se pretendía aplicar a todas las masas de agua del país, por tanto trata de medir la calidad con carácter general y las variables seleccionadas para confeccionar el índice tenían en cuenta su disponibilidad, eligiendo los parámetros más utilizados en los análisis de agua.

National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), se desarrolló a primeros de la década de los 70 (Brown et al. 1970). Más de cien expertos de calidad de agua de todo Estados Unidos participaron en la confección de este índice. Para la selección de los parámetros se utilizó el método Delphi, que también sirvió para establecer las curvas de rating de cada parámetro. Se consideran también los pesticidas y los elementos tóxicos se estableció que si la concentración de estos pasaba del valor admisible el índice de calidad es automáticamente cero. Los parámetros fueron; Oxígeno disuelto, Coliformes Fecales, pH, DBO5, Nitratos, Fosfatos, Temperatura, Turbidez, Sólidos Totales. Este índice estima la calidad general del agua, sin distinguir usos como podrían ser el abastecimiento, los usos industriales, baño o agricultura.

O'Connor (1972) desarrolló dos índices de calidad. Uno de ellos para medir la calidad del agua destinada al consumo humano (PWS), y el otro para determinar la calidad del agua para los peces y la vida acuática (FAWL). Los parámetros son, Índice FAWL: Oxígeno Disuelto, pH, Nitratos, Fosfatos, Temperatura, Turbidez, Sólidos Disueltos, Fenoles, Amonia, Índice PWS: Oxígeno Disuelto, Coliformes fecales, pH, Nitratos, Turbidez, Sólidos Disueltos, Fenoles, Fluoruros, Dureza, Cloruros, Alcalinidad, Color y Sulfatos. El valor final de estos índices de calidad se obtiene por la suma ponderada de los subindices. Esta suma total se multiplica por un factor cuyo valor es cero o uno en función de que se detecten sustancias tóxicas o pesticidas excediendo los límites recomendados.

Índice de British Columbia Water Quality Index (BCWQI,1996), se confeccionó para controlar que se cumplen los límites de los parámetros establecidos por la legislación, de modo que queden protegidos todos los usos del agua El índice tiene una gran versatilidad, puesto que

se puede aplicar a cualquier masa de agua, ya sea superficial, subterránea, o incluso marina. El problema de este índice es que no vale para determinar la calidad en un período de tiempo corto, está diseñado para intervalos más largos, por lo que no detectará, por ejemplo, un vertido que produzca una contaminación puntual en el tiempo. Normalmente el período de tiempo utilizado es un año. Este índice tiene la ventaja de que es flexible porque puede utilizar los parámetros que se quieran, puesto que se basa en la consecución de los objetivos que se adaptan a los valores límites que se elijan de acuerdo a la legislación y a los usos que se determinen.

El índice consta de tres factores. El primero es el porcentaje del número de objetivos (parámetros o grupos de parámetros) alcanzados en el año. El segundo factor es la frecuencia de los objetivos no alcanzados. Finalmente, el tercer factor multiplicativo que integra el índice es obtenido calculando la cantidad de objetivos no alcanzados en un año. El índice se considera como si fuese un vector cuyas componentes son los tres factores anteriormente citados. Por ello la suma de los cuadrados de los factores es el cuadrado del índice, tal y como sucedería cuando se calcula la norma de un vector en el espacio tridimensional. No obstante el tercer factor suele dividirse por tres, ya que tiene un efecto que es mayor que el de los otros dos factores y haría que estos no quedasen representados en el índice.

Índice de Calidad de Agua Oregón (OWQI),la primera versión fue desarrollada en los años setenta (Dunnete, 1979). Tenía inicialmente seis parámetros y ocho en su segunda versión para usos recreativos, actualizada por Cude (2001) y no tienen peso los parámetros. Se ha utilizado para evaluar la calidad con carácter general de los ríos de Oregón.

La finalidad de este índice es evaluar la calidad de las aguas para los usos recreativos en general. También se utilizó en el departamento de calidad medioambiental de Idaho. El proceso de selección de parámetros fue complejo y se llevó a cabo en varias fases, la primera de las cuales fue la revisión bibliográfica con la búsqueda de otros índices. Como resultado de esta consulta obtuvo una primera una lista de 90 posibles parámetros, los cuales se usaban en otros índices de calidad. En la siguiente fase mediante razonamientos rechazó un gran número de parámetros, para quedarse solo con 30, tras considerar los datos disponibles y rechazar aquellos cuya importancia era cuestionable. Una vez hecho esto empleó una técnica de Delphi modificada para quedarse finalmente con solo los seis parámetros del índice primitivo con pesos diferentes: Oxígeno, pH, Coliformes Fecales, Demanda Biológica de Oxígeno, Sólidos,Nitratos + Amonia , Fósforo Total, Parámetros añadidos posteriormente.

Al realizar la revisión bibliográfica de los cuarenta y tres índices anteriores se obtienen los cincuenta y nueve parámetros diferentes. Si se ordenan los parámetros de los anteriores índices y se representan, el porcentaje de frecuencias de cada parámetro respecto del total se obtiene la gráfica correspondiente, como se indica en la Figura 1.

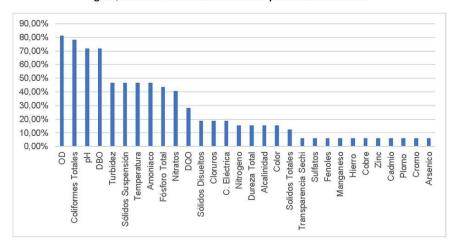
En cualquier caso, los índices de calidad del agua anteriores son el reflejo de los usos evaluados del agua para abastecimiento y de carácter general, los cuales no en todos los humedales serán prioritarios. El abastecimiento hace que la presencia de bacterias coliformes en el agua y la DBO sean factores muy importantes.

Por ello, a continuación, se realiza el análisis estadístico de la frecuencia de aparición de los parámetros en los distintos índices de calidad del agua, distinguiendo tres categorías o subconjuntos de los parámetros iniciales, de modo que se puedan obtener conclusiones más precisas para el caso de los humedales. En la Figura 2 se grafía el porcentaje del subconjunto de parámetros excluidos los parámetros de los índices de abastecimiento.

90,00% 80,00% 70.00% 60,00% 50,00% 40,00% 30,00% 20,00% 10,00% 0,00% do Hd Nitratos Turbidez Fósforo Color Sólidos Disueltos Dureza Conductividad Sulfatos Sólidos Totales Cianidas Temperatura Sólidos Su spensión Cloruros Alcalinidad

Figura 1.- Aguas de todo tipo. Frecuencia en porcentaje de los parámetros de índices de calidad.

Figura 2.- Frecuencia en porcentaje de aparición de parámetros en los índices de calidad de aguas, excluidos los índices de calidad para abastecimientos.



Para el subconjunto vida acuática y usos recreativos, la gráfica se indica en la Figura.3. Los parámetros más importantes son distintos a los índices generales. Destacan el pH, la Temperatura, el Oxígeno disuelto y los nutrientes. Si consideramos el subconjunto con los índices de vida acuática, se obtiene la Figura 4. En general la calidad del agua en los humedales va a tener más que ver con el buen estado de la vida acuática que con su aptitud para usos determinados. Se observa que el orden de los parámetros preferidos para la medición de la calidad del agua para la vida acuática, cambia totalmente y ocupan los

primeros puestos, la turbidez, temperatura, pH, oxígeno disuelto, fósforo total, sólidos suspendidos y amonio.

Figura 3. Porcentaje de la frecuencia de aparición de parámetros en índices de vida acuática y usos recreativos.

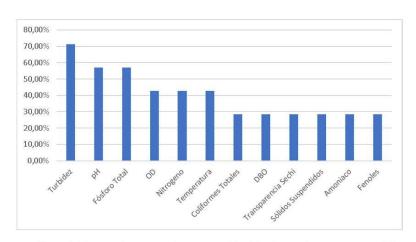
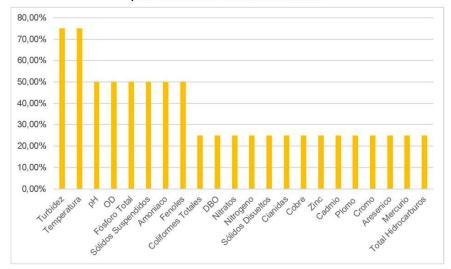


Figura 4. Frecuencia expresada en porcentaje del número de veces que se utiliza cada parámetro en los índices de vida acuática.



Se realiza una segunda revisión bibliográfica de los índices de calidad de aguas en los humedales. Han sido catorce los índices revisados y se indican a continuación por países, Bangladés: Shitalakka Wetland, Alam et al. (2017); Chile: Wetland el Yali, Chile. Rivera el al.

(2019); China: Nanhai Wetland, Gao et al. (2016); Etiopia: Wetlands in Etiopia, Troyer et al. (2016); Irán: Choghakhor Wetland, Iranian Plateau, Fathi et al. (2015); Iraq: Hammar Marsh Wetlands, Al-Musawi, Al-Obaidi y Al-Rubaie (2018); India: Wetlands, India, Saha (2013), Thod Wetland, Mahendra y Pradeep (2018) y Deepor Beel Wetland, Assam, Kalita and al. (2018); Indonesia: Perancak Estuary, Ministry of Environment Republic Indonesia. (2003); Italia: Torre Flavia, Sabia et al. (2018); Nepal: Betna Wetland, Das (2018); USA: 110 Wetlands of the Lauretian Great Lakes, Chow-Fraser (2015) y Isolated Wetlands Georgia, Deemy y Rasmussen (2018).

Para determinar la calidad del agua en Perancak Estuary, Indonesia, se realiza la comparación del valor de los parámetros de las muestras de agua con los estándares de calidad. Se establece un sistema de puntuación y distingue tres categorías de parámetros, los físicos, los químicos y los biológicos. En 110 Wetlands of the Lauretian Great Lakes, US, se utilizan métodos estadísticos mediante al análisis de componentes principales y por tanto la selección de los parámetros a considerar para determinar la calidad es objetiva y es también determinada cuerpos de agua determinados que son humedales. En cinco artículos se utiliza el índice Weight Arithmetic Water Quality que permite la libre elección de los parámetros y compara el valor de las muestras de agua con los valores límites y con los valores óptimos o ideales, cuanto mayor es la puntuación obtenida menor es la calidad del agua (Paul et al., 2016).

La mayoría de los índices permiten la libre selección de los parámetros a utilizar, de modo que éste se construye expresamente para esa masa de agua, siendo específico para caracterizar la calidad del humedal.

En la revisión bibliográfica de los catorce índices que se aplican a humedales se obtienen treinta y un parámetros. Se calculan las frecuencias de los parámetros, se ordenan y se representan, como se indica en la Figura 5. el parámetro preferido para la medición de la calidad del agua para humedales, es el pH.

120,00% 100,00% 80,00% 60,00% 40,00% 20,00% 0.00% Fósforo Total Nitritos Sulfatos Temperatura Cloruros DBO DQO Dureza Total Alcalinidad Fosfatos Turbidez Sólidos. Sodio Nitrogeno Solidos Totales Amonio

Figura 5. Frecuencia en tanto por ciento de parámetros utilizados en índices aplicados a humedales.

#### 5.Resultados

En la restauración sostenible hídrica de humedales hay que garantizar la vida acuática, por lo que los parámetros que definen ambas situaciones serán la unión o suma de ambos. Se representa en la Figura 6, siendo los parámetros que se .an con una frecuencia de más de la mitad, pH, Turbidez, Temperatura, Oxígeno disuelto, Amonio y Nitratos.

160
140
120
100
80
60
40
20
0
Humedales Vida Acuática

Figura 6. Suma de frecuencias en porcentaje de parámetros utilizados en índices aplicados a humedales y solo en vida acuática de índices de aqua.

#### 6.Conclusiones

Se ha llevado a cabo una revisión de cuarenta y tres índices de calidad del agua, y se han obtenido los parámetros para determinar la calidad del agua de la vida acuática, que unidos a los parámetros obtenidos de la revisión de índices de calidad de aplicaciones exclusivas a humedales, se concluyen los parámetros fisico-químicos que mayoritariamente se utilizan en la restauración de humedales. La lista de parámetros fisico-químicos es, pH, Turbidez, Temperatura, Oxígeno disuelto, Amonio y Nitratos. Son parámetros para la evaluación de los recursos hídricos para la conservación de humedales que tienen relación con las condiciones naturales y ambientales de las masas de agua, y que a su vez se puedan relacionar con las condiciones de referencia del humedal. Se han seleccionado un reducido número de parámetros fisico-químicos específicos para la evaluación sostenible de los recursos hídricos destinados a la conservación y restauración de los humedales y como consecuencia con una selección adecuada del agua se podrán preservar las características originales de la zona húmeda a conservar y conseguir que la actuación sea sostenible.

#### 7. Bibliografía

Abbasi, T. & Abbasi, S.A. (2012). Water Quality Index. Elsevier.

Alam, M. Z., Carpenter-Boggs, L., Rahman, A., Haque, Md. M., Miah, Md. R. U., Moniruzzaman, M., Qayum, Md. A. & Abdullah, H. M. (2017). Water quality and resident perceptions of declining ecosystem services at Shitalakka wetland in Narayanganj city. Sustainability of Water Quality and Ecology 9–10 (2017) 53–66.

Al-Musawi, N. O., Al-Obaidi, S.K. & Al-Rubaie, F.M. (2018). Evaluating Water Quality Index of Al-Hammar Marsh, South of Iraq with the Application of GIS Technique. *Journal of Engineering Science and Technology Vol.* 13, No. 12, 4118 – 4130.

- British Columbia Water Qquality Index. (1996). Ministry of Environment Lands and Parks. The Water Quality Section.
- Brown L. (2020). Challenges in delivering climate change policy through land use targets for afforestation and peatland restoration. Environmental Science & Policy Volume 107, May 2020, Pages 36-45.
- Brown R, M., McCelland, N. I., Deininger, R.A., & Tozer, R.G. (1970). A water quality index Do we dare?. Water and Sewage Works, 117(10), 339-343.
- Cude, C. G. (2001). Oregon water quality index: a tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association* 37(1), 125-137.
- Cui B., Tang N., Zhao X., & Bai J. (2009). A management-oriented valuation method to determine ecological water requirement for wetlands in the Yellow River Delta of China. *Journal for Nature Conservation Volume 17*, *Issue 3*, August 2009, Pages 129-141.
- Chow-Fraser, P. (2006). Development of the Water Quality Index (WQI) to assess effects of basin-wide land-use alteration on coastal marshes of the Laurentian Great Lakes. Coastal Wetlands of the Laurentian Great Lakes: health, habitat and indicators. Eds. Simon, T.P. and Stewart, P.M.
- Das, B. D., Kumar, B. N., Mishra, R. K. & Choudhary, S. K. (2018). Assessment of Water Quality Index for the SurfaceWater in Betna Wetland of Morang District, Nepal. Journal of Emerging Technologies and Innovative Research Volume 5, Issue 2.
- Davidson, N.C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. Marine and Freshwater Research Volume 65, Issue 10, 934-941
- Deemy, J. B. & Rasmussen, T. C. (2017). Hydrology and water quality of isolated wetlands: Stormflow changes along two episodic flowpath. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 14, 23–36.
- Dunnete, D. A. (1979). A geographically variable water quality index used in Oregon. *Journal Water Pollution Control Federation* 51(1), 53-61.
- Fathi P., Ebrahimi E., Mirghafarry M. & Esmaeili O. A. (2016). Water quality assessment in Choghakhor Wetland using water quality index (WQI). Iranian Journal of Fisheries Sciences 15(1) 508- 523.
- Gao, J.T., Wang, X.Y., Li, W.P., Yu, L.H., Yang, W.H. & Yin, Z.Y. (2016). Water quality assessment and analysis for rehabilitate and management of wetlands: a case study in Nanhai wetland of Baotou, China. MATEC Web of Conferences 60 02004. DOI: 10.1051/matecconf/2016602004.
- Horton R.K. (1965). An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300-306.
- Kalita, S., Kalita, H., Das, M. & Sikia, M.D. (2018). Assessment of Spatial Variations of Water Quality Indexo f Deepor Beel, Assam, India. *International Research Journal of Engineering and Technology*. Volume: 05 Issue: 06.
   Kangaba, R.D., Bhoominatha, S.D., Kanagara & S., Govindaraju, M. (2015). Development of
- Kangaba, R.D., Bhoominatha, S.D., Kanagara & S., Govindaraju, M. (2015). Development of a water quality index (WQI) for the Loktak Lake in India. Appl Water Sci., 7, 2907– 2918. DOI 10.1007/s13201-017-0579-4.
- Lumb A., Sharma T.C. & Bibeault, J.F.(2011). A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI). Water Qual Expo Health 3, 11–24 DOI 10.1007/s12403-011-0040-0
- Mahendra, B. H. & Pradeep, M. C. (2018). Water quality index of Thol Wetland, Mehsana, Gujarat, India. International Research Journal of Environmental Sciences Vol. 7(6), 19-24.
- Naigaga I., Kaiser H.,Muller W.J., Ojok L.,Mbabazi D., Magezie G., Muhumuza E. (2011). Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: A case study in

- Lake Victoria wetlands, Uganda. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C Volume 36, Issues 14–15, 918-928.
- Ministry of Environment Republic Indonesia. (2003). Ministry of Environment Decree number 115 of 2003. About the Guidelines for Determination of Water Quality Status.
- Naigaga, H. Kaiser, W.J. Muller, L. Ojok, D. Mbabazi, G. Magezi, & E. Muhumuza (2011). Fish as bioindicators in aquatic environmental pollution assessment: A case study in Lake Victoria wetlands, Uganda. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Volume*36, Issues14–15,918-928, ISSN1474-7065, https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.07.066.
- O'Connor, M. (1972). The application of multiattributive scaling procedures or indices of values. Michigan USA.
- Paul, J., Cruceru, L.V., Chiriac, F.L., Niculescu, M., Vasile, G.G., & Marin, N. M. (2016). Water Quality Indices - Methos for Evaluating the Quality of Drinking Water. *INCD ECOIND – International Symposium – SIMI* 2016.
- Ramírez-González, A. & Fernández, N. (2004). Physico-chemical Water Quality índices, a comparative review. Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas, vol. 2, núm. 1, 2004, pp. 19-30. Universidad de Pamplona. Pamplona, Colombia.
- Rivera, C., Quiroga, E., Meza, V. & Pastene, M. (2019). Evaluation of water quality and heavy metal concentrations in the RAMSAR Wetland El Yali (Central Chile, 33°45'S). *Marine Pollution Bulletin 145*, 499–507.
- Sabia, G., Petta, L., Moretti, F. & Ceccarellic, R. (2018). Combined statistical techniques for the water quality analysis of a natural wetland and evaluation of the potential implementation of a FWS for the area restoration: the Torre Flavia case study, Italy. *Ecological Indicators* 84, 244–253.
- Saha, S. (2013). Water Quality Assessment of Four Different Wetlands And Its Implication to Climate Change. *International Indexed & Refereed Research Journal, January, VOL-IV* \* 40 ISSN 0975-3486, RNI- RAJBIL- 2009-30097.
- Soumaila, K. I., Niandou, A.S., Naimi, M., Mohamed, M., Shimmel, K., Luster-Teasley, S., & Sheick, N.N. (2019). A Systematic Review and Meta-Analysis of Water Quality Indices. *Journal of Agricultural Science and Technology B9* 1-14.
- Troyer, N. D., Mereta, S.T., Goethals, P.L.M. & Boets, P. (2016). Water Quality Assessment of Streams and Wetlands in a Fast Growing East African City. *Water 8*, 123. doi:10.3390/w8040123.
- Turetsky, M.R., Benscoter, B., Page, S. Rein, G. van der Werf, G.R. & Watts, A. (2015). Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nature Geoscience Vol 8*. January.

Comunicación alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible







# **PUBLICACIÓN III**

## THE DUALITY OF SURFACE WATER AND GROUNDWATER IN THE RESTORATION OF WETLANDS

#### **JULIO DE 2020**

24TH INTERNATIONAL CONGRESS ON PROJECT MANAGEMENT AND ENGINEERING ALCOI, 7TH – 10TH

 $24^{th}$  International Congress on Project Management and Engineering Alcoi,  $7_{th} - 10_{th}$  July 2020

04-006

### THE DUALITY OF SURFACE WATER AND GROUNDWATER IN THE RESTORATION OF WETLANDS

Benítez Navío, Alberto (1); Martínez León, Jesús (2); Cantó Perelló, Julián (3); Curiel Esparza, Jorge (3); Martín Utrillas, Manuel (3)

(1) Confederación Hidrográfica del Guadiana, (2) Confederación Hidrográfica del Júcar, (3) Universitat Politècnica de València

Wetland conservation is a high priority since these ecosystems have disappeared at an accelerated rate. During the 20th century more than 50% were lost. These natural spaces, besides being a biodiversity reserve, are sinks of greenhouse gases, and therefore are one of the most effective tools in the fight against climate change. Frequently, water resources are reallocated to ensure the minimum environmental water requirements of the wetland. The water supplied should reproduce as much as possible the natural hydrogeological functioning. Groundwater and surface water flows to the Tablas de Daimiel wetland are analyzed, taking into account the representative hydrochemical facies of both the wetland and the water sources proposed for hydrological restoration.

Keywords: hydrogeochemical facies; surface water, groundwater, wetland restoration

#### DUALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA EN LA RESTAURACIÓN HIDROLÓGICA DE HUMEDALES

La conservación de humedales es prioritaria ya que estos ecosistemas han desaparecido a un ritmo acelerado. Solo durante el siglo XX se perdieron más del 50%. Estos espacios naturales, además de ser una reserva de biodiversidad, son sumideros de gases de efecto invernadero, y por tanto son una de las herramientas más eficaces en la lucha contra el cambio climático. Es frecuente tener que reasignar recursos hídricos para garantizar las dotaciones mínimas de los humedales. Los recursos hídricos aportados deben reproducir en lo posible el funcionamiento hidrogeológico natural. Se analizan las diferentes características de los posibles aportes con aguas subterráneas y superficiales a las tablas de Daimiel, teniendo en consideración las facies hidroquímicas, representativas tanto del humedal como de las fuentes de agua propuestas para su restauración hidrológica.

Palabras clave: facies hidrogeoquímica; agua superficial; agua subterránea; restauración humedales

Correspondencia: Alberto Benítez Navío abenitez@chguadiana.es



©2020 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (<a href="https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/">https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/</a>).

#### 1.Introducción

El informe Global Wetlands Outlook del convenio Ramsar (2018) indica que la existencia de los humedales está en peligro. Desde 1700, el 87% han desaparecido, y desde 1970, el 35%, con lo que en la actualidad su tasa de desaparición triplica a la de los bosques. Aquellos humedales que desarrollan turberas, siendo sólo un tres por cien de la superficie terrestre, pueden eliminar el doble de dióxido de carbono de la atmósfera que todos los bosques del planeta. (FAO and Wetlands International, 2012).

Los humedales están alimentados en general conjuntamente por aguas superficiales y aguas subterráneas, siendo sus aguas una mezcla de estas dos componentes (Kazezyilmaz-Alham y Medina, 2008). La hidrología del acuífero y el buen estado del ecosistema del humedal están ligados (Johansen et al. 2011, Drexler et al., 2013). Los manuales Ramsar ( Secretaria de la Convención de Ramsar, 2010 a y b), para el uso racional de los humedales, aconsejan que las aguas superficiales, las aguas subterráneas y los humedales, sean gestionados de forma integrada, para garantizar la sostenibilidad del ecosistema y del agua.

La reasignación y aporte de recursos hídricos externos al humedal, ha de tratar de reproducir el funcionamiento hidrológico natural, tanto en cantidad, calidad del agua y distribución temporal (Froend, Horwitz y Sommer, 2016).

El Parque Nacional Tablas de Daimiel (PNTD) es un ejemplo de humedal que cuenta con turberas. Que se sequen los humedales ocasiona un incremento en la frecuencia y extensión de los incendios de turberas, con las consiguientes emisiones de gases de efecto invernadero (Turetsky et al. 2015). Para evitar la aparición de incendios en el PNTD hay que garantizar unos niveles mínimos de humedad (Aguilera et al., 2016). Todo ello se agrava en climas semiáridos, donde la conectividad hidráulica es un factor esencial (Saco et al., 2020). La reasignación y aporte de recursos hídricos externos es por tanto inevitable.

El agua subterránea tiene un papel fundamental y determinante en la ecología del PNTD, hecho que no había sido considerado hasta épocas recientes en España (Bernáldez, 1992). Es la combinación de aguas subterráneas y aguas superficiales la que proporciona las características especiales propias de este humedal. Ejemplos de lo anterior se dan en muchos humedales que se consideran dependientes de las aguas subterráneas (Ameli y Creed, 2017, Sampath et al., 2015).

Debido a las extracciones para una actividad agrícola insostenible, en el PNTD se ha producido una disminución del nivel del agua subterránea, que ha ocasionado que el humedal quede desconectado del acuífero (Sánchez-Carrillo, et al. 2010). La composición química del agua se ha salinizado por la falta de aportes de aguas subterráneas menos mineralizadas (Aguilera y Merino, 2018).

En este trabajo se desarrolla una metodología para determinar que recursos hídricos son los más apropiados para ser aportados a los humedales, considerando la dualidad de las aguas superficiales y las aguas subterráneas. Se compara la hidroquímica del agua del humedal en su estado inalterado con las fuentes de agua propuestas para su restauración, seleccionando las más apropiadas, mediante la utilización de diagramas hidroquímicos y la aplicación de una medida de similaridad.

#### 2.Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es poner de manifiesto la importancia que tiene considerar la dualidad del agua superficial y subterránea en la regeneración hídrica de un humedal.

Se establecerá un criterio que tenga en cuenta la dualidad en la selección de las fuentes de agua de las que procedan los recursos hídricos externos.

La regeneración hídrica ha de ser sostenible, basándose en un estado de referencia que represente el estado óptimo del humedal.

Es un objetivo de este trabajo, utilizar una medida que permita cuantificar de forma expresa la proximidad a ese estado de referencia.

Por último, se analizará la evolución de las características hidroquímicas del agua de las PNTD.

#### 3. Metodología

La metodología utilizada obedece al objetivo fundamental de dilucidar que fuente de agua es más adecuada para ser utilizada en la regeneración hídrica de un humedal. Se comparan las facies hidroquímicas de las diferentes fuentes de agua a utilizar en la recuperación del humedal con las facies del agua del humedal en el estado inalterado o de referencia.

Las facies se representan en diagramas de Piper, utilizado un programa informático (Easy Quim), que permite el cálculo de los balances químicos en análisis de agua y su representación gráfica.

Para contar con una estimación objetiva, que proporcione una medida representativa de las diferencias de composición química entre distintos tipos de aguas, es necesario obtener un valor numérico que represente la similitud entre las facies hidroquímicas. Se emplea el índice de Bray y Curtis (1957), que facilita una estimación numérica como valor de la proximidad. Éste índice se utiliza en estudios y análisis multivariante de toda índole, y especialmente en la comparación de ecosistemas (Basuri et al., 2020), siendo de amplia aplicación para la comparación de variables medioambientales.

El índice de Bray y Curtis permite interpretar la proximidad de elementos entre sí, de forma que cuando una fuente de agua tiene una composición química muy cercana al humedal, su valor se aproxima a cien y si es muy lejana su valor es cercano a cero. La fórmula matemática del índice es la unidad menos el resultado de la división entre la suma de los valores absolutos de las diferencias de las componentes de dos vectores y la suma de los valores absolutos de las componentes de los dos vectores, el resultado se multiplica por cien.

Para analizar la evolución hasta fechas recientes de las facies hidroquímicas del agua del humedal elegido para su estudio, PNTD, se ha seguido el historial de la calidad de las aguas. haciendo una revisión de publicaciones de donde se recopilan los datos más antiguos. El punto de inicio de la revisión bibliográfica es el año 1974, fecha en la que se dispone de datos más completos y en la que se considera no alterado el humedal. Con dichos datos se obtiene una clasificación geoquímica de las aguas representando los iones mayoritarios en diagramas de Piper. Se analiza la evolución temporal de las facies hidroquímicas del agua del humedal, que reflejaran los cambios ocasionados por la degradación del humedal.

Por último, se comparan las posibles fuentes de agua propuestas para la restauración del humedal del PNTD. Se confeccionan también cuadros con los resultados de la aplicación del índice de Bray y Curtis. El cálculo del índice y los cuadros se han confeccionado utilizando una hoja de cálculo, en la que se han introducido los datos de calidad del agua obtenidos mediante la recopilación bibliográfica y la consulta a la página web de la Confederación Hidrográfica del Guadiana.

#### 4. Caso de estudio.

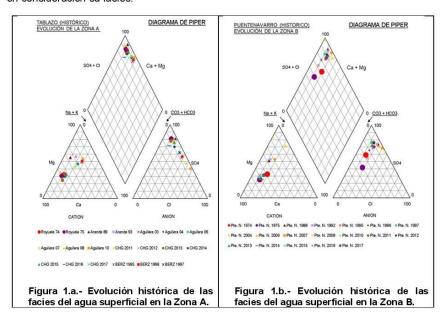
El PNTD se forma por la confluencia de los ríos Guadiana y Cigüela que se extiende sobre una enorme llanura de inundación, que en la actualidad puede llegar a alcanzar las 2.000 hectáreas. El cierre hidráulico del PNTD es la presa de Puente Navarro, aguas arriba hay un dispositivo hidráulico, la presa del Morenillo, situada en el centro del humedal. La zona de aguas arriba del Morenillo, es el paraje de las Tablas, Tablazo o zona A, mientras que la zona comprendida entre el dispositivo hidráulico y la presa de Puente Navarro es el paraje de las Cañas, Puente Navarro o zona B. La aportación del río Guadiana se realiza por las aguas subterráneas alumbradas en numerosos manantiales, ubicados en el paraje denominado los Ojos del Guadiana y es en la zona A, mientras que la aportación del río Cigüela es de aguas superficiales en la zona B. El PNTD estuvo en riesgo de desaparición por su total desecación y la combustión de las turbas (Moreno et al., 2010). La pérdida rápida de superficie inundada y la salinización del medio causó la pérdida de capacidad de almacenamiento de carbono y además su degradación (Domínguez-Castro, F. et al., 2006). Estas situaciones han sido recurrentes también en la actualidad (Celis et al. 2017).

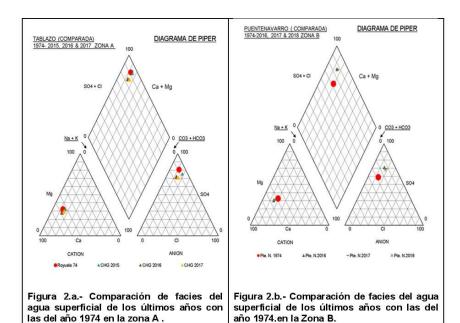
El PNTD, según el modelo conceptual de Aguilera et al. (2013), en el que describe la interacción entre las aguas subterráneas y superficiales, el funcionamiento hidrológico actual es un humedal antropizado. También en la actualidad es un sistema de embalses conectados, que se comporta como una balsa de recarga, donde las pérdidas de agua por infiltración son muy importantes (Castaño, Martínez-Santos y Martínez-Alfaro, 2008). Esta situación ha evolucionado en diversos períodos, pudiéndose distinguir hasta el año 2010 de acuerdo con De la Losa et al. (2013) tres etapas fundamentales que se pueden vincular a la evolución de las facies hidroquímicas de las aguas superficiales del humedal. El agua subterránea es actualmente más salina de lo era en la década de los setenta y su facies en el entorno del PNTD ha pasado de bicarbonatada cálcica con baja conductividad a ser sulfatada cálcica con una moderada conductividad (Castaño, De la Rosa y Martínez-Santos, 2018).

Los datos de calidad de aguas superficiales en el PNTD anteriores al año 2010 se han recopilado de los artículos y trabajos publicados, mientras los datos del año 2011 y proceden de la red de control de calidad de aguas de la Confederación Hidrográfica del Guadiana. Los datos más antiguos proceden del capítulo dedicado al agua en un estudio realizado en la década de los setenta sobre el estado ecológico de las Tablas de Damiel (Sáez-Royuela, 1977). Se han utilizado los datos extractados del anterior estudio, que figuran en dos publicaciones posteriores. La primera publicación (Cirujano et al., 1996), hace una comparación entre los valores medios de los parámetros fisicoquímicos de muestras de aguas tomadas en 1974-1975 y las de 1988-89. La segunda publicación (Berzas et al., 2000) estudia la evolución de la calidad del agua del PNTD en el período 1995-1997, comparándola también con las muestras tomadas en 1974-1975 de Saez-Royuela. En estos años el régimen del humedal era próximo al natural con aportaciones del acuífero, y hay una clara distinción entre las facies hidroquímicas, sulfatada cálcicomagnésica, de las aguas de la zona A, y las de la zona B que tienen una facies más bicarbonatada. Con carácter general las aguas de la zona A son más salinas que las de la zona B. Entre 1988 y 1993 se han utilizado los datos publicados por De Aranda, Garcia y Martin-Montalvo (1993). Las aguas del humedal en este período tienen una facies menos diferenciada y en general son sulfatadas cálcico-magnésicas debido al recorrido del río Cigüela por los materiales triásicos donde abundan los yesos, y a que el acuífero calizo mioceno de la Mancha Occidental ha dejado de aportar agua y por tanto desaparece la componente bicarbonatada. Desde el año 2003 hasta el año 2010 se han usado los datos publicados por Aguilera y Merino (2018). Se han empleado los valores medios para obtener la representación de la evolución sufrida por las facies hidroquímicas a lo largo de estos años

#### 5.Resultados

Se han representado en diagramas de Piper las Zonas A y B. Se observa en la zona A (Figura 1.a), que en los años húmedos, cuando se han producido avenidas y aportes importantes del rio Cigüela, años 1996, 1997, 2010, 2011 y 2012, la facies hidroquímica pasa a ser sulfatada mangnésico sódica, siendo las aguas más cloruradas y menos sulfatadas, llegando incluso a ser cloruradas en el año 2010, fecha en la que se produjeron las mayores avenidas registradas en la serie histórica estudiada. Este hecho confirma la tendencia a que el agua sea más clorurada y sódica cuando se producen fuertes aportes del río Cigüela, debido a la alta salinidad de estas aguas. En los años 2015, 2016 y 2017, en los que no ha habido aportes del río Cigüela ni trasvases del Tajo-Segura, las aguas se vuelven más sulfatadas y cálcicas, acercándose su facies a la del estado inalterado del humedal en el año 1974 (Figura 2.-a). En la zona B, Puente Navarro (Figura 1.-b), se observa que las aguas han evolucionado hacia más sulfatadas manteniendo su carácter de cálcicas, salvo en ciertos años secos en los que han evolucionado a ser más magnésicas. Así sucedió en 1988 y 1992, que coinciden con el inicio de los trasvases desde el Tajo-Segura. al igual que durante los años 2006, 2007 y 2008 en los que también puede haber influencia de aguas trasvasadas en años inmediatamente anteriores. Finalmente, en los últimos años, 2016, 2017 y 2018, que corresponden a un período seco, en la Zona B Puente Navarro, las aguas son también más sulfatadas que en el año 1974, pero son igualmente cálcicas (Figura 2.b). Estás variaciones en las facies hidroquímicas muestran los cambios producidos por la degradación del humedal, por la alteración de su régimen hidrológico y la aportación de recursos hídricos externos. Estos recursos han sido necesarios desde que se produio la desconexión del humedal del acuífero, por lo que en un medio plazo seguirán siéndolo. En este trabajo se establecen las bases que permiten discriminar que fuente de agua externa puede ser más adecuada desde el punto de vista de su composición hidroquímica teniendo en consideración su facies.

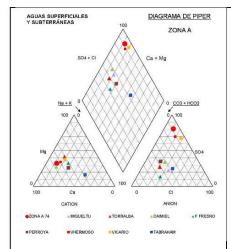




Como posibles fuentes externas de agua para la regeneración hídrica del PNTD se han propuesto cuatro embalses, el embalse de Peñarroya, Vicario, Puerto de Vallehermoso y Torre de Abraham, todos ellos en la cuenca alta del Guadiana. Las posibles fuentes de aguas subterráneas analizadas han sido también cuatro de la red de control de calidad de aguas subterráneas, representativas de la calidad de las captaciones de cada una de esas cuatro zonas. Los puntos elegidos se encuentran en los términos municipales de Miguelturra, Torralba de Calatrava, Daimiel y Fuente el Fresno.

Las aguas más adecuadas serán las que tengan facies parecidas al estado inalterado del humedal. Se han representado las facies de las fuentes de agua propuestas para la regeneración hídrica, junto con la del año 1974 del humedal, que se toma como estado de referencia, y que corresponde con el régimen natural.

Se observa en la Figura 3.a que las facies más parecidas al estado de referencia del humedal para la Zona A, El Tablazo, son las del embalse del Vicario y del Puerto de Vallehermoso. Para la Zona B Puente Navarro, Figura 3.b, las más apropiadas serían las aguas subterráneas correspondientes a Miguelturra y Daimiel y también las del embalse de Vallehermoso.



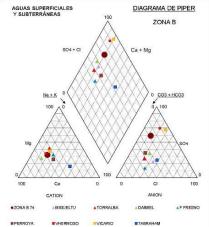


Figura 3-a.-Comparación entre las facies de las fuentes externas propuestas y las del año 1974. Zona A.

Figura 3-b.-Comparación entre las facies de las fuentes externas propuestas y las del año 1974. Zona B.

Para conocer la proximidad entre de las facies hidroquímicas de las fuentes, con respecto al humedal inalterado, año 1974, se aplica el índice de Bray y Curtis a cada una de las facies de las fuentes de agua superficial, año 2017 (Tabla 1) y de agua subterránea año 2018 (Tabla 2). Con los datos anteriores del índice de Bray y Curtis en la Tabla 3, se establece la afinidad de la facies para cada zona y para cada uno de los años iniciales y finales. Aplicado el índice de Bray y Curtis a las diferentes fuentes de aguas propuestas para restaurar En el PNTD, se aprecia que para el año 1974 en la Zona A, los embalses eran los más apropiados (Vicario, 82,75% y Puerto de Vallehermoso, 58,64%) y en la Zona B, lo eran las aguas subterráneas (Daimiel,77,52%, Miguelturra 73,54% y Torralba de Calatrava,71,30%) junto con el embalse del Puerto de Vallehermoso, 75,73%. Comparando con una situación de restauración actual, año 2017 en la Zona A, también son los embalses de Puerto de Vallehermoso (85,39%) y Vicario (75,87%) y las aguas subterráneas de Torralba de Calatrava (60,46%) las mejores opciones, mientras que para la Zona B tomando como año de referencia el año 2018, ya no serían los preferibles las aguas subterráneas sino los embalses del Vicario (93,67%) y Vallehermoso (66,93%).

Tabla 1.- Índice de Bray y Curtis aplicado a las posibles fuentes de aguas superficiales respecto a las condiciones de referencia año 1974 de la Zona A y Zona B y para la situación

Aguas Superficiales						
Bray y Curtis	Peñarroya	Vallehermoso	Vicario	Torre Abraham		
ZONA A 1974	22,81	58,64	82,75	7,82		
ZONA B 1974	57,43	75,73	48,84	22,6		
ZONA A 2017	37,55	85,39	75,87	13,62		
ZONA B 2018	27	66,93	93,67	9,41		

Tabla 2.- Índice de Bray y Curtis aplicado a las posibles fuentes de aguas subterráneas respecto a las condiciones de referencia año 1974 de la Zona A y Zona B y para la situación actual

	Aguas Subterráneas						
Bray y Curtis	Miguelturra	Torralba	Daimiel	Fuente el Fresno			
ZONA A 1974	36,83	40,86	34,18	12,68			
ZONA B 1974	73,54	71,3	77,52	34,96			
ZONA A 2017	56,54	60,46	54,04	21,68			
ZONA B 2018	40,5	44,83	37,87	15,17			

Tabla 3.- Orden de preferencias según el Índice Bray y Curtis para las fuentes de agua propuestas, en función del año y de la zona del humedal.

Zona A 1974	Zona B 1974	
VICARIO	82,75	DAIMIEL
VALLEHERMOSO	58,64	VALLEHERMOSO
TORRALBA CTVA	40,86	MIGUELTURRA
MIGUELTURRA	36,83	TORRALBA CTVA
DAIMIEL	34,18	PEÑARROYA
PEÑARROYA	22,81	VICARIO
FUENTE EL FRESNO	12,68	FUENTE EL FRESNO
TORRE ABRAHAM	7,82	TORRE ABRAHAM

Zona B 1974					
DAIMIEL	77,52				
VALLEHERMOSO	75,73				
MIGUELTURRA	73,54				
TORRALBA CTVA	71,3				
PEÑARROYA	57,43				
VICARIO	48,84				
FUENTE EL FRESNO	34,96				
TORRE ABRAHAM	22,6				

Zona A 2017	
VALLEHERMOSO	85,39
VICARIO	75,87
TORRALBA CTVA	60,46
MIGUELTURRA	56,54
DAIMIEL	54,04
PEÑARROYA	37,55
FUENTE EL FRESNO	21,68
TORRE ABRAHAM	13,62

Zona B 2018	
VICARIO	93,67
VALLEHERMOSO	66,93
TORRALBA CTVA	44,83
MIGUELTURRA	40,5
DAIMIEL	37,87
PEÑARROYA	27
FUENTE EL FRESNO	15,17
TORRE ABRAHAM	9,41

Los embalses de la Torre de Abraham y el de Peñarroya, así como las aguas subterráneas de Torre Abraham son los que tienen facies hidroquímicas menos parecidas a las aguas del PNTD.

#### 6.Conclusiones

Las aguas superficiales del humedal del PNTD se han clasificado en dos zonas, la Zona A influencia del río Cigüela y la Zona B de influencia del río Guadiana. Para rehabilitar el PNTD se han estudiado alternativas de restauración con aguas superficiales y subterráneas (cuatro embalses y cuatro áreas acuíferas). Los datos de calidad del estado de referencia para garantizar la sostenibilidad son los del año 1974. Se han utilizado diagramas de Piper para la caracterización hidroquímica de las aguas y el índice de Bray y Curtis como medida de la proximidad de la facies hidrogeoquímica. Los resultados obtenidos aplicando ambas técnicas muestran que para la regeneración hídrica de las PNTD en la zona A, eran en el año de referencia 1974 y en la actualidad 2017 el agua de los embalses de Puerto de Vallehermoso y Vicario en tanto que la Zona B eran en el año 1974 las aguas subterráneas de Daimiel, Miguelturra y Torralba de Calatrava junto con el embalse del Puerto de Vallehermoso y en la actualidad 2018 agua de los embalses de Puerto de Vallehermoso y

Mediante el uso combinado del índice Bray y Curtis y la representación de los diagramas de Piper, ha sido posible establecer un orden de preferencia para la selección entre diversas fuentes de agua de aquellas que son las más apropiadas para la regeneración hídrica del PNTD teniendo en consideración sus facies hidroquímicas. Aunque el método de la facies hidrogeoquímica aquí se ha aplicado al caso particular del PNTD, es aplicable a la restauración sostenible de un humedal, una vez determinado el estado de referencia y elegidas las posibles fuentes de agua sostenibles a evaluar. El índice de Bray y Curtis expresa la similitud entre facies hidroquímicas. Tiene la ventaja de que los valores numéricos aportan una información precisa y objetiva, al puntuar cada una de las opciones.

#### 7. Bibliografía,

- Aguilera, H., Castaño, S., Moreno, L., Jiménez-Hernández, M.E. & De la Losa, A. (2013). Model of hydrological behaviour of the anthropized semiarid wetland of Las Tablas de Damiel National Park (Spain) based on surface water-groundwater interactions. *Hydrogeology Journal*, 21: 623-641
- Aguilera H., Moreno, L., Wesseling, J.G., Jiménez-Hernández, M.E. & Castaño, S. (2016). Soil moisture prediction to support management in semiarid wetlands during drying episodes. *Catena* 147, 709–724.
- Aguilera H. & Merino L.M. (2018). Data on chemical composition of soil and water in the semiarid wetland of Las Tablas de Daimiel National Park (Spain) during a drought period. *Data in Brief* 19, 2481-2486.
- Ameli, A. A. & Creed, I. F. (2017). Quantifying hydrologic connectivity of wetlands to Surface water systems. Hydrology and Earth System Sciences, 21,1791-1808.
- Basuri C.K., Pazhaniyappan E., Munnooru K., Chandrasekaran M., Vinjamuri RR., Karri R. & Mallavarapu RV. (2020). Composition and distribution of planktonic ciliates with indications to water quality in a shallow hypersaline lagoon (Pulicat Lake, India). Environ Sci Pollut Res Int. 2020 Mar 17. doi: 10.1007/s11356-020-08177-6. [Epub ahead of print]
- Bernáldez, F. G. (1992). Ecological aspects of wetland groundwater relationships in Spain. Limnetica, 8: 11-26.
- Berzas, J. J., García, L. F., Rodríguez, R. C. & Martín-Álvarez, P. J. (2000). Evolution of the Water Quality of a Managed Natural Wetland: Tablas de Daimiel National Park (Spain). *Water Resources, Vol. 34. Nº 12*, 3161-3170.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. (1957). An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- Castaño S., Martinez-Santos P. & Martinez-Alfaro PE. (2008). Evaluating infiltration losses in a Mediterranean wetland. Las Tablas de Daimiel National Park. Spain Hydrolo Process 22, 5048-5053.
- Castaño S, De la Losa A., Martínez-Santos P., Mediavilla R. & Santiesteban J.I. (2018). Long-term effects of aquifer overdraft and recovery on groundwater quality in a Ramsar wetland: Las Tablas de Daimiel National Park, Spain. Wileyonlinelibrary.com/journal/hyp 2863. Hydrological Processes. 2018;32:2863–2873. https://doi.org/10.1002/hyp.13225
- Celis, A., Mediavilla, R., Santisteban, J.I., Castaño, S. & De la Losa, A. (2017). La desecación de las Tablas de Daimiel (1750-1987): cambios agrarios e impactos medioambientales a partir de la interpretación del registro sedimentario. *Historia Agraria*, 71, 5-35. ISSN: 1139-1472.
- Cirujano, S., Casado, C., Benúes, M. & Camargo, J.A. (1996). Ecological Study of Las Tablas de Daimiel National Park (Ciudad Real, Central Spain): Differences in Water Physico-Chemistry and Vegetation between 1974 and 1989. *Biological Conservation* 75, 211-215.
- De Aranda, G., García, J. & Martín-Montalvo, J.M. (1993). Evolución de la Calidad de las Aguas en el P.N. de las Tablas de Daimiel (Ciudad Real) Durante el Período Comprendido desde 1988 a 1993. *Ecología Nº* 7, 503-519.
- De la Losa A., Aguilera H., Jiménez-Hernández, E., Castaño S. & Moreno L. (2013). Las Tablas de Daimiel: agua y sedimentos. Capítulo 5. Hidrología e Hidroquímica. / Rosa Mª Mediavilla López, ed.- *Madrid Instituto Geológico y Minero de España, 2012*. ISBN: 978-84-7840-894-8.

- Drexler, J. Z., Knifong, D., Tuil, J., Flint, L. E. & Flint, A. L. (2013). Fens as whole-ecosystems gauges of groundwater recherge under climate change. *Journal of Hydrology 481*, 22-34.
- Domínguez-Castro, F., Santisteban, J.I., Mediavila, R., Dean, W.E., López-Pamo, E., Gil-García, M.J. & Ruíz-Zapata, M.B. (2006). Cambios en el almacenamiento de C en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (PNTD) en los últimos 1000 años. *Boletín Geológico y Minero*, 117 (Núm. Monográfico Especial), 537-544.
- Easy Quim. Cálculo de los balances químicos en análisis de agua y su representación gráfica. Grupo de Hidrología Subterránea del Departamento de Ingeniería del Terreno. Universidad Politécnica de Cataluña. https://h2ogeo.upc.edu/es/software-hidrologia-subterrania/11-software-hidrologia-subterrania/42-easy-quim
- FAO and Wetlands International (2012). Peatlands guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use. *Mitigation of Climate Change in Agriculture Series 5*. ISBN 978-92-5-107302-5. http://www.gret-perg.ulaval.ca/fileadmin/-fichiers/fichiersGRET/pdf/Doc\_generale/Joosten\_2012\_Peatlands-guidance\_for\_climate\_-change.pdf.
- Froend, R.H., Horwitz, P. & Sommer, B. (2016). Groundwater Dependent Wetlands. C. M. Finlayson et al. (eds.). *The Wetland Book*. DOI 10.1007/978-94-007-6173-5 246-1.
- Johansen, O. M., Pedersen, M. L., Jacob & Jensen, J. B. (2011). Effect of groundwater abstraction on fen ecosystems. *Journal of Hydrology, volume 402*, Issues 3–4, 25 May 2011, 357-366.
- Kazezyilmaz-Alham, C.M. & Medina, M.A. (2008). The effect of surface/ground water interactions on wetland sites with different characteristics. *Desalination* 226, 298-305.
- Moreno L., Jiménez M.E., Aguilera, H. Jiménez & P. de la Losa A. (2011). The 2009 Smouldering Peat Fire in Las Tablas de Daimiel National Park (Spain). *Fire Technology*, 47, 519-538. DOI: 10.1007/s10694-010-0172-y.
- Saco, M. P., Rodríguez, J. F., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Azadi, S., Sandi, S., Baartman, J., Rodrigo-Comino, J. & Rossi, M., J. (2020). Using hydrological connectivity to detect transitions and degradation thresholds: Applications to dryland systems. *Catena*, *Volume* 186, March 2020, 104354.
- Saéz-Royuela, R. (1977). Contribución al estudio ecológico de las Tablas de Daimiel: las aguas. Anales *INIA*, *3*, 101-49.
- Sampath, P. V., Liao, H., , Z. K., Doran, P. J., Herbert, M. E., May, C. A. & Li, S. (2015). Understanding the Groundwater Hydrology of a Geographically-Isolated Prairie Fen: *Implications for Conservation. PLoS ONE 10(10)*: e0140430, doi: 10, 1371/journal.phone 0140430
- Sánchez-Carrillo, S. Angeler, D. G., Cirujano, S. & Álvarez-Cobelas, M. (2010). The Wetland, Its Catchment Settings and Socioeconomic Relevance: An Overview. Ecology of Threatened Semi-Arid Wetlands: Long-Term Research in Las Tablas de Daimiel. Springer Science+Business Media B.V. doi: 10.1007/978-90-481-9181-9\_1.
- Secretaría de la Convención de Ramsar (2010 a). Asignación y manejo de los recursos hídricos: Lineamientos para la asignación y el manejo de los recursos hídricos a fin de mantener las funciones ecológicas de los humedales. *Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales*, 4ª edición, vol. 10. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza). <a href="https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-10sp.pdf">https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-10sp.pdf</a>
- Secretaría de la Convención de Ramsar (2010 b). El manejo de las aguas subterráneas: Lineamientos para el manejo de las aguas subterráneas a fin de mantener las

características ecológicas de los humedales. *Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 4ª edición, vol. 11.* Secretaría de la Convención de Ramsar, Gla*nd (Suiza)*. <a href="https://www.ramsar.org/sites-/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-11sp.pdf">https://www.ramsar.org/sites-/default/files/documents/pdf/lib/hbk4-11sp.pdf</a>

Ramsar Conventión on Wetlands (2018). The Global Wetland Outlook - Status and Trends 2018.

The Ramsar Convention Secretariat. Switzerland. <a href="https://www.global-wetland-outlook.ramsar.org/">https://www.global-wetland-outlook.ramsar.org/</a>.

Turetsky, M.R., Benscoter, B., Page, S. Rein, G. van der Werf, G.R. & Watts, A. (2015). Global vulnerability of peatlands to fire and carbon loss. *Nature Geoscience Vol 8. January, 2015.* <a href="https://www.nature.com/naturegeoscience">www.nature.com/naturegeoscience</a>

Comunicación alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible







# **PUBLICACIÓN IV**

## REAL TIME ESTIMATION OF FLOW RATES IN THE FLOOD PLAINS OF THE AZUER RIVER AND JABALON RIVER

#### **JULIO DE 2020**

24TH INTERNATIONAL CONGRESS ON PROJECT MANAGEMENT AND ENGINEERING ALCOI, 7TH – 10TH

 $24^{th}$  International Congress on Project Management and Engineering Alcoi,  $7_{th} - 10_{th}$  July 2020

04-009

### REAL-TIME ESTIMATION OF FLOW RATES IN THE FLOOD PLAINS OF THE AZUER RIVER AND JABALÓN RIVER

Martín Utrillas, Manuel (1); Benítez Navío, Alberto (2); Rubio Balaguer, José Manuel (3); Curiel Esparza, Jorge (1); Cantó Perelló, Julián (1)
(1) Universitat Politècnica de València, (2) Confederación Hidrográfica del Guadiana, (3)
Coven s I

The measurement of flow rates in flood plains is a very complex issue. Rivers that run over very flat reliefs easily overflow during floods. When this happens, conventional gauging stations are within the flooded area and do not provide a real measure of the flow rates. A novel method has been developed for a better estimation of the flow rates in this type of rivers. This method has been applied to the Azuer River and Jabalón River. Real-time flows are estimated using a height-flow rate curve obtained by applying a Hec-Ras model. Extensive topographic surveys have been carried out and the appropriate boundary conditions were introduced in the model.

Keywords: flow rates estimation; flood plain; Azuer River, Jabalón River

### ESTIMACIÓN EN TIEMPO REAL DE CAUDALES EN LA LLANURA DE INUNDACIÓN DEL RÍO AZUER Y RÍO JABALÓN

La medida de los caudales en zonas húmedas y llanuras de inundación de ríos que discurren sobre relieves muy llanos plantea una gran dificultad. Estos ríos se desbordan fácilmente durante las crecidas o avenidas. Cuando esto sucede la medida proporcionada por las estaciones de aforo convencionales no refleja los caudales realmente circulantes, ya que los dispositivos de aforo quedan inmersos dentro de la zona inundada. Se ha desarrollado un método para una mejor estimación de los caudales en este tipo de ríos. Este sistema se ha aplicado a los ríos Azuer y Jabalón. La estimación del caudal en tiempo real se lleva a cabo utilizando una curva alturascaudales, obtenida utilizando un modelo Hec-Ras. Para ello ha sido necesario realizar amplios levantamientos topográficos e introducir las condiciones de contorno apropiadas en los modelos.

Palabras clave: estimación de caudales; llanura de inundación; río Azuer, río Jabalón

Correspondencia: Manuel Martín Utrillas mgmartin@fis.upv.es



© 2020 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

#### 1.Introducción

Las inundaciones son dentro de los peligros naturales los que tienen una mayor incidencia social, económica y territorial, a la vez que son los más frecuentes (Olcina-Cantos, 2008). Las avenidas entrañan grandes riesgos, pudiendo poner en peligro poblaciones y propiedades, como sucedió con la rotura de la presa de Tous (Piqueras, 1983), por ello en la década de los noventa se estableció en España un Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH), que tenía por finalidad paliar los riesgos causados por las inundaciones (Del Campo-Benito y Yagüe-Córdoba, 2007).

El sistema SAIH facilita información que permite la prevención de las avenidas, y así poder tomar medidas de diversa índole, que pasan desde la gestión anticipada del sistema de embalses a alertar a la población. Entre los datos que proporciona el SAIH destacan por su importancia, los meteorológicos, los pluviométricos y de modo especial, los caudales circulantes registrados en tiempo real en las diversas secciones de los ríos de la cuenca hidrográfica correspondiente (Membrillera, 2019).

La medida de caudales en los ríos se realiza habitualmente construyendo estaciones de aforo en el cauce. En muchos casos este procedimiento acarrea problemas medioambientales, pues estas infraestructuras constituyen barreras para la fauna piscícola (Sanz-Ronda, Bravo-Córdoba y Martínez de Azagra, 2010) y alteran el régimen de corrientes, produciendo impactos de diversa índole (Cisowska y Hutchins, 2016). La construcción de estas estaciones puede suponer un mayor impacto que la canalización mediante muros de hormigón en las márgenes de un pequeño tramo de río (González del Tánago, y García de Jalón. 1995). Las estaciones de aforo solo pueden ser eficaces si el planicie manchega se desbordan con pequeños caudales, formando llanuras de inundación (DGPC y DGOH ,1985), en las que las estaciones de aforo llegan a quedar inmersas, dejando, por tanto, de ser operativas.

Los ríos Jabalón y Azuer, situados en la cuenca alta del Guadiana, se desbordan fácilmente cuando se producen avenidas, formando llanuras de inundación (DGPC, 2014). A pesar de que en la década de los cuarenta y cincuenta se realizaron actuaciones de encauzamiento, las estaciones de aforo aguas arriba de los embalses de la Vega del Jabalón y de Puerto de Vallehermoso, en el río Azuer este último, quedan inutilizadas al ser anegadas. El desbordamiento de los ríos supone un grave problema para la gestión de las avenidas, ya que es primordial conocer los caudales entrantes en los embalses.

Se ha desarrollado un método novedoso de medida de los caudales, sin utilizar las estaciones de aforo tradicionales. Para medir los caudales hay que establecer secciones de control en aquellos lugares donde se rompe la continuidad de la llanura de inundación, por barreras físicas, bien naturales o artificiales, como son las vías de comunicación. Utilizando esos puntos de paso del agua obligados se puede medir el nivel y establecer una curva de gasto (Aldana-Valverde 2002), que permita conocer el caudal en cada momento. Ello tiene además la ventaja de que no se construyen nuevas infraestructuras, evitando los efectos negativos comentados anteriormente. Se han establecido secciones control en diferentes infraestructuras, para calcular las curvas de gasto a lo largo de los cauces de ambos ríos por medio de un modelo hidráulico.

Al aplicar el método de medida de caudales se supone que en el periodo transcurrido desde la obtención de la curva de gasto, hasta el momento de utilizarla, las condiciones del cauce no cambian de forma significativa, sin embargo, las avenidas y los cambios en la vegetación pueden alterar la curva de gasto (Ven Te Chow, 1994). La situación cambiará tras una avenida, donde se pueden producir modificaciones sustanciales en las condiciones del

cauce. Algunos de estos cambios serán reversibles, ya que el cauce volverá poco a poco a su equilibrio. En todo caso, tras una de avenida se deberá evaluar si la curva de gasto sigue siendo válida o si se debe volver a calibrar el sistema.

De ese modo es posible conocer la evolución de los caudales en tiempo real, Información imprescindible en la gestión de episodios de avenidas.

#### 2.Objetivos

El objetivo principal es medir caudales en los ríos en tiempo real, cuando se desbordan formando llanuras de inundación, en las que no es posible utilizar los métodos tradicionales ya que las estaciones de aforo quedan inutilizadas por la avenida.

Objetivo importante es establecer las ubicaciones apropiadas de las secciones de control en los ríos, siendo respetuosos con el medio ambiente y evitar realizar obras e infraestructuras y aprovechar las existente, como puentes u obras de paso en las que se concentran los caudales.

El siguiente objetivo es obtener el dato de caudal en tiempo real, a través de las medidas de nivel del río.

Por último los caudales se han de poder conocer tanto con las características actuales del cauce, como con las características modificadas por el paso de las avenidas.

#### 3. Metodologia

Para conocer el caudal de un río hay que diseñar una herramienta que permita determinar el caudal circulante por una sección de un cauce natural en un momento determinado. El procedimiento de obtención de datos consiste en conocer la altura de la lámina de agua que se alcanza en un momento determinado en la sección de medición o de control, La medición de la altura se realiza mediante un equipo que dispone de una sonda de lectura y emisión de datos que se ubica en una estructura de paso en el cauce. La estructura es fija e inalterable a las avenidas, como un puente, esto permite enviar datos de forma continua a un centro de decisión, tanto en situación normal como en episodios críticos de crecidas y avenidas. Con el sistema de sonda se obtiene la altura de la lámina de agua en el punto de control en tiempo real. La curva de gasto se obtiene al modelizar el cauce, y el flujo circulante.

Para obtener la curva de gasto se deberá realizar la modelización del cauce que pasará por obtener diferentes secciones del mismo a lo largo de su eje longitudinal, aguas arriba y aguas debajo de la sección de control, también conocer la sección longitudinal del cauce a lo largo del citado eje y los posibles obstáculos al flujo que puedan existir, así como son las diferentes estructuras u obras de paso, arboles de gran porte, vegetación en general tanto en el lecho como las laderas del cauce, escombros o restos de vegetación. Una vez conocidas estas características se deberá establecer el funcionamiento del cauce en situación de flujo variado permanente, situación estacionaria en el tiempo con caudal constante, aunque con variaciones en las características del cauce espacialmente, se considera la más adecuada ya que permite aumentar la densificación de puntos de control de caudal circulante con una pequeña inversión.

Se utiliza el programa Hec-Ras de US Army Corps of Engineers (2016), que cuenta con un primer módulo de modelización de la geometría del cauce, donde se define la forma del mismo mediante la introducción de las secciones transversales, la longitud del cauce, la

pendiente geométrica, la existencia de estructuras y sus dimensiones. En segundo lugar se definen las condiciones de funcionamiento hidráulico, de acuerdo con la siguiente secuencia:

- -Obtención de los datos de campo. Se hace el levantamiento topográfico del cauce en el entorno de cada estructura que soporta el punto de control y se reconoce el cauce, obteniendo datos sobre sus características hidrológicas como vegetación presente, tipo de terreno y pendiente y así obtener el coeficiente de Manning del cauce (n). También se toman los datos pormenorizados de la sección de la estructura.
- Obtención de n. Se aplica la fórmula: n = (n<sub>0</sub> + n<sub>1</sub> + n<sub>2</sub> + n<sub>3</sub> + n<sub>4</sub>) \* m<sub>5</sub>, donde n<sub>0</sub> es el valor básico para un canal uniforme, recto y liso compuesto por los materiales naturales; n<sub>1</sub> considera las irregularidades superficiales; n<sub>2</sub> es función de las variaciones en las secciones transversales del canal en forma y tamaño; n<sub>3</sub> considera las posibles obstrucciones que puedan aparecer en el cauce; n<sub>4</sub> es función de la vegetación que aparece y las condiciones del flujo y m<sub>5</sub> es el factor de corrección de los efectos por meandros en el cauce.
- Modelización de la sección de control. A partir de los datos de campo y utilizando el programa informático se modelizan tanto las estructuras donde se prevé instalar las sondas de lectura como los cauces en el entorno de dichas estructuras.
- Definición de los escenarios posibles con el mismo n. Para cada sección de control se establece mediante el programa informático un proceso de tanteo en el que se obtiene el caudal máximo de agua sin que sobrepase la estructura. Una vez conocido el caudal máximo, se establecen caudales inferiores y se obtiene el intervalo de caudales con unos diez valores del caudal. Se determina con el programa la lámina de agua para cada caudal de la avenida
- Obtención de la curva del caudal ajustada con el mismo n. Tras el proceso anterior se obtiene la tabla de las láminas de agua y sus correspondientes caudales. Se representan esos diez puntos y se obtiene la curva real del caudal, a esta curva que se le ajusta una curva teórica, y se obtiene la curva del caudal ajustada o tipo en el momento que se reconoce el cauce, cuya expresión es:
- $Q = a * b^{n}$ , donde, Q es el caudal circulante, en m³/seg; a y b son los parámetros de la curva para cada punto de control analizado, h es la lámina de agua en el cauce, en m.
- -Obtención de la curva del caudal para varios n ajustada. Se establecen cinco valores de n a lo largo del tiempo, el n del reconocimiento y cuatro posibles. Con los cinco valores propuestos se representa la lámina de agua y la función producto del caudal por el coeficiente de Manning (Q\*n), con cincuenta puntos, a esta curva se le ajusta una curva

teórica, que es la curva para varios n. Su expresión es  $Q *n = a * b^h$ , donde, Q es el caudal circulante, en  $m^3$ /seg; n el coeficiente de Manning; a y b los parámetros de la curva para cada sección de control analizada y h es la lámina de agua en el cauce, en m.

#### 4. Caso de estudio

Los ríos Azuer y Jabalón (Figura 1), nacen en el Campo de Montiel, una región de unos 5.500 km², que se extiende sobre una meseta comprendida entre los 800 metros y los 1000 metros de altitud y que alberga un extenso acuífero. El Campo de Montiel está constituido por materiales calcáreos, donde hay múltiples manantiales, originando el nacimiento de arroyos y ríos. La recarga del acuífero se produce durante el invierno y la primavera, haciendo que el régimen hidrológico los ríos en cabecera sea peculiar, con caudales permanentes incluso durante el verano, debido a que son alimentados por el acuífero

Kárstico del Campo de Montiel, cuya recarga se prolonga hasta la primavera, debido a las aguas infiltradas procedentes del deshielo de la Sierra de Alcaraz.

El río Azuer nace cerca de las Lagunas de Ruidera, al sur, en un paraje denominado Fuente Blanca, en el término municipal de Villahermosa provincia de Ciudad Real (CR). Su afluente principal es el río Cañamares. Tiene una longitud de unos 120 km, con una cuenca de más de 1700 km² y desemboca en el río Guadiana, en las proximidades de las Tablas de Daimiel, donde confluyen sus aguas con las del río Cigüela para formar el humedal manchego. El cauce del río Azuer discurre poco después de su nacimiento por un curso profundo y estrecho, hasta llegar a una zona llana y amplia, donde se une con sus afluentes principales Cañamares y Tortillo, para poco después ser retenido por el embalse del Puerto de Vallehemoso. Aguas abajo de la presa, su cauce cruza las localidades de Membrilla (CR), Manzanares (CR) y Daimiel (CR), antes de llegar a su confluencia con el río Guadiana, en las proximidades del Molino de la Máquina. El río Azuer ha ocasionado numerosas inundaciones en el pasado (DGPC, 2014). Las más recientes son las sufridas en Membrilla y Manzanares en la pasada década, destacando por su intensidad las de finales de 2009 y comienzos del 2010. El relieve llano de la zona propicia que cuando se produce una crecida del río éste se desborde ocupando una gran extensión y generando de forma ocasional, aunque recurrente a lo largo de los años, una gran llanura de inundación, al igual que sucede en el resto de las zonas de la Mancha Húmeda en un área reconocida desde 1980 reserva de la Biosfera por el gran valor ecológico de los ecosistemas que alberga. El río Azuer se encauzó según un proyecto que data de los años cuarenta (Carrillo-Vegas, 1943), sin embargo, en la actualidad el cauce se ha reducido mucho por las invasiones de los terrenos colindantes y por ello el río se desborda con caudales muy pequeños, que no superan un metro cúbico por segundo.

El río Jabalón nace muy cerca de la población de Montiel (CR) en un paraje denominado Los Ojos. Es afluente del río Guadiana, al que se incorpora en un punto próximo a la localidad de Corral de Calatrava (CR), tras un recorrido de unos 161 kilómetros de longitud en el que recibe aguas de una cuenca vertiente de más de 1500 km². Después de recorrer una tercera parte de su curso llega al embalse de la Cabezuela, para a continuación pasar cerca de la ciudad de Valdepeñas (CR). Recorre el área del Campo de Calatrava, caracterizada por afloramientos cuarcíticos y materiales neógenos sobre el zócalo paleozóico, así como por la presencia de materiales y edificios volcánicos (IGME, 2009). La escasa pendiente del terreno, hace que cuando se producen crecidas se inunden grandes extensiones. El caudal de este río es irregular y suele secarse en el verano. Sin embargo, durante las avenidas puede tener caudales que superan los 300 m³/s, y que están muy por encima del caudal que su cauce puede soportar sin desbordarse. Al igual que pasaba con el río Azuer hay proyectos de encauzamiento del río Jabalón, alguno data de los años treinta y el objetivo era liberar las tierras inundadas para la agricultura ya que los humedales se consideraban zonas insalubres

El encauzamiento de estos ríos no fue suficiente para evitar la inundación de amplias zonas cuando se producen avenidas, ya que las antiguas secciones de encauzamiento fueron poco a poco invadidas por los colindantes, reduciendo su capacidad. Todo ello puede verse agravado en el futuro por el impacto del cambio climático (AEMET, 2020, CEDEX, 2017, Inundaciones y Cambio Climático, 2018).



Figura 1: Mapa de situación de los ríos Azuer y Jabalón

El novedoso sistema para la medida de los caudales en las cuencas de los ríos Jabalón y Azuer, consiste en la disposición de sondas limnimétricas en los cauces, aprovechando la existencia de estructuras que permitan su instalación. Las sondas envían los datos de lectura de nivel y, por medio de las curvas de gasto, se obtiene el caudal de la avenida.

Hay diez secciones de control para determinar la curva de gasto y así obtener el caudal circulante a partir de las lecturas de la altura de lámina de la sonda que se disponga. Para realizar las estimaciones de avenida en la cuenca del río Jabalón se utilizan tres secciones de control en el río Jabalón y dos ubicadas en el cauce de la rambla de Santa Cruz de Mudela, se nombran las secciones de control de aguas abajo y hacia aguas arriba en cada cauce. Los puntos de control se encuentran todos en el propio cauce. Para la cuenca del río Jabalón, los puntos de control están situados en los puentes de las carreteras, CR-P-5222 PK 18+800, N-IV PK 202+700, CR-6112 a 300 m de cruce con CR-611, CM-4122 PK 4+700 y el puente a 1 Km. aguas arriba de la presa Vega del Jabalón. En la cuenca del rio Azuer los puntos están en los puentes de: Manzanares CM-9313, Membrilla uno en brazo derecho y otro en el izquierdo CRP-6032, La Campana y La Viña. Se encuentran aguas abajo cuatro secciones, pero el del embalse del Puerto de Vallehermoso se encuentra aguas arriba.

Para cada sección de control, la estructura representa un obstáculo en el flujo del agua, por lo que se disponen más puntos de cálculo en el entorno de la misma. En todas las estructuras contamos con una sección transversal muy cercana aguas arriba y aguas abajo que incluye la geometría del tablero, pilas y estribos, tanto en planta como en alzado. A partir de esa geometría se han interpolado secciones transversales adicionales entre cada una de ellas y la inmediatamente anterior la inmediatamente posterior respectivamente. En general se han interpolado cuatro secciones, ello permite que el programa ajuste mejor los cálculos alrededor de la estructura que es donde nos interesa conocer mejor el funcionamiento. Se adoptan los valores de 0,10 para estrechamientos y 0,30 para ensanchamientos para estimar las pérdidas localizadas que se producen en esos puntos. El régimen del flujo será estacionario y lento, por lo que basta con determinar las condiciones de contorno aguas abajo. Los escenarios de cálculo se determinan para cada caso cuando no se produce el anegamiento de la estructura, de forma que el flujo obtuviese una lámina de agua adecuada. Conocido el rango de caudales se han establecido diez escalones entre ellos que definen los escenarios de cálculo y que permiten determinar la correlación entre los caudales circulantes y láminas de agua del flujo.

Se calcula el coeficiente de Manning, para cada sección de control de la cuenca de río

Jabalón valen: 0,095; 0,120; 0,080; 0,095; 0,095 y en el caso de la cuenca del río Azuer, 0,095; 0,124; 0,095; 0,105 y 0,105. Se obtienen también los cinco valores de n de cada punto de control.

#### 5.Resultados

Con los valores anteriores y con la modelización se obtienen las curvas de gasto correspondiente, a las diez secciones de control.

A continuación, se adjuntan los resultados de una sección de control, el primer punto de control de la cuenca del rio Jabalón, la sección de control 1. El grafico de la relación entre el caudal y la lámina de agua, el gasto, se indica en la Figura 2, ajustando una curva a esta gráfica, se obtiene la expresión paramétrica del gasto para la situación del reconocimiento del cauce, que es:

Q = 1.1729423\*3.4373863<sup>h</sup>

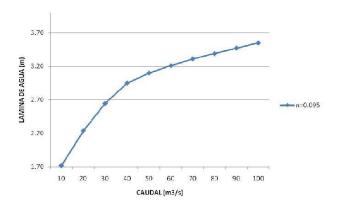


Figura 2: Curva de gasto para la sección de control 1

Los cinco valores previstos de n para el cauce en la sección 1 son: 0,080; 0,095; 0,120; 0,145 y 0,160, por lo que la curva de gasto para diversos valores de n se obtiene con cincuenta puntos y se indica en la Figura 3. La fórmula de la curva ajustada de gasto para n tiene por expresión la siguiente:

Q \* n = 0.10925772 \* 3.4659363<sup>h</sup>

4.50
4.60

3.50

2.50

2.60

2.60

2.60

4.00

8.00

10.00

12.00

14.00

16.00

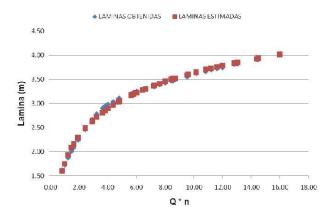
18.00

Q\*n

Figura 3: Curva de gasto para varios n en la sección de control 1

A partir de la fórmula de la curva ajustada de gasto para n, se puede estimar la lámina que proporciona el valor Q\* n determinado. En la Figura 4 se representan tanto los valores de lámina anteriores, Figura 3, como los valores estimados por la fórmula anterior que prácticamente coinciden.

Figura 4: Curvas de gasto de las láminas obtenidas y estimadas, para varios n en la sección de control 1



Se obtienen diez curvas de gasto para cada una de las secciones de control para diferentes valores del coeficiente de Manning, en las cuencas vertientes del Río Jabalón (que incluye la Rambla de Santa Mudela) y del río Azuer. Cada curva de gasto será válida mientras no varíe la forma del cauce, por lo que requiere que se hagan reconocimientos del cauce. En el caso de que se produzcan cambios en las características hidrológicas del cauce como la vegetación, habría que variar le valor del coeficiente de Manning para ajustarlo a la nueva

situación. Una forma de hacerlo es parametrizar la curva de gasto. En la Tabla 1. se presentan los resultados de las curvas de gasto obtenidos para cada una de las diez secciones de control para diferentes valores del coeficiente de Manning n en diversas situaciones del cauce.

Tabla 1: Ecuaciones paramétricas del caudal en cada sección de control, expresadas en función del coeficiente de Manning.

SC	Q (m <sup>3</sup> /s)	n	Q*n = f(h)
1	10-100	0,080-0,160	Q*n = 0.10925772 * 3.4659363 <sup>h</sup>
2	10-55	0,080-0,160	Q * n = 0.12837569 * 3.13257452 <sup>h</sup>
3	5-50	0,060-0,120	Q * n = 0.3229505 * 2.8440503h
4	10-80	0,080-0,160	Q * n = 0.0589317 * 3.6733971h
5	10-130	0,080-0,160	Q * n = 0.0961351 * 6.2235256h
6	10-45	0,080-0,160	Q * n = 0.0104423 * 22.157029h
7	2,5-15	0,095-0,200	Q * n = 0.03579839 * 6.23992408h
8	1-6	0,080-0,160	Q * n = 0.04412401 * 5.31176275h
9	1-6	0,090-0,170	Q * n = 0.06677917 * 11.3393909h
10	1-10	0,090-0,170	Q * n = 0.00247488 * 10.2268004h

#### 6.Conclusiones.

El novedoso sistema diseñado permite medir los caudales en tiempo real cuando los ríos se desbordan y forman llanuras de inundación. Los equipos de medida de nivel se han ubicado en estructuras fijas ya construidas, como puentes. No se introduce ningún obstáculo nuevo en el cauce, por lo que no hay perturbaciones apreciables en el régimen hidráulico del río. Mediante la aplicación del modelo hidráulico se ha establecido una correlación entre el nivel del agua y el caudal circulante en cada momento por la sección del río.

Se han obtenido las curvas de gasto que relacionan altura y caudal para cinco secciones ubicadas en el río Azuer y otras cinco en el río Jabalón. Se obtiene información de los caudales aguas arriba de las presas y también aguas abajo, en las posibles zonas de afección a las poblaciones. Con esta información se pueden tomar decisiones sobre los desembalses para la laminación de las avenidas.

En previsión de que pudieran producirse alteraciones en las características hidrológicas del cauce, se han calculado las ecuaciones paramétricas, que permiten determinar el caudal en función del número de Manning, n, como variable. Si el cauce sufriera alteraciones significativas, debido a una erosión importante o sedimentación, bien por el transcurso del tiempo o bien por los propios episodios de la avenida, sería necesaria una nueva toma de datos y reajuste el modelo.

#### 5.Bibliografia

- AEMET (2020). Proyecciones climáticas para el siglo XXI. http://www.aemet.es/es /serviciosclimaticos/cambio\_climat/. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
- Aldana-Valverde A. L. (2002). Métodos de Estimación de Relaciones Nivel Caudal. Aplicación en los Sistemas en Tiempo Real. Jornadas sobre sistemas de ayuda a la decisión ante problemas hidráulicos e hidrológicos en tiempo real. Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.
- Carrillo-Vegas G. (1943). Proyecto de Regularización del río Azuer en sus términos de Membrilla y Manzanares. *Jefatura de Aguas. Delegación de los Servicios Hidráulicos del Guadiana*.
- Cisowska L.& Hutchins M.G. (2016). The effect of weirs on nutrient concentrations. *Science of the Total Environment* 542 (2016) 997–1003.
- CEDEX (2017). Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Centro de Estudios Hidrográficos Informe Técnico para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Oficina Española de Cambio Climático. Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España. Informe Final. Tomo Único. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento
- Del Campo-Benito J. & Yagüe-Córdoba J. (2007). Desarrollo de las actuaciones del Ministerio de Medio Ambiente en materia de seguridad de presas. Spanish Enviromental Ministry dam's safety program. Revista de Obras Públicas/Marzo 2007/Nº 3.475.
- DGPC (2014). Catálogo Nacional de Inundaciones Históricas. Demarcaciones Hidrográficas, Incluyendo Galicia Costa y Cuencas Internas de Cataluña. Dirección General de Protección Civil y Emergencias. Ministerio del interior.
- DGPC y DGOH (1985). Estudio de Inundaciones Históricas. Mapas de Riesgos Potenciales. Cuenca del Tajo y Cuenca del Guadiana. Madrid: *Dirección General de Protección Civil y Dirección General de Obras Hidráulicas*.
- González del Tánago, M. & García de Jalón D. (1995). Restauración de Ríos y Riberas. Publ. Fundación Conde del Valle de Salazar-Mundi Prensa, Madrid.
- IGME, Instituto Geológico y Minero de España (2009). Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas Actividad 4: Identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descargas por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico Demarcación Hidrográfica 040 Guadiana masa de agua subterránea 040.011 aluvial del jabalón. http://info.igme.es/SidPDF/147000/984/ 147984 0000006.pdf
- Inundaciones y cámbio climático (2018). *Ministerio para la Transición Ecológica .Madrid.* 105 Membrillera G. (2019). Congreso Nacional del Agua Orihuela (2019). Innovación y Sostenibilidad Temática: aguas superficiales y subterráneas. *I* coord. por Joaquín Melgarejo Moreno Árbol académico, Patricia Fernández-Aracil, 2018, ISBN 978-84-1302-034-1, 1119-1140.
- Piqueras J. (1983). Crónica de la Riada del Xúguer (20/21-X-1982). Cuad. De Geogr. 32-33.

39-58 Valencia, 1983.

Sanz-Ronda F.J., Bravo-Córdoba F. J. & Martínez de Azagra A. (2010). Estaciones de aforo V-flat y peces migradores de la Península Ibérica: problemas y soluciones. Ingeniería Civil 158/2010.

US Army Corps of Engineers (2016). Hec-Ras River Analysis System. Hydraulic Reference Manual. Version 5.0. Aproved for public release. Distrib
Unlimited.https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation/HEC
RAS%205.0%2 OReference%20Manual.pdf
Ven Te Chow, 1994: "Hidráulica de canales abiertos". Mac Graw Hill.

Comunicación alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible







# PUBLICACIÓN V

## EVOLUTION IN A CLIMATE CHANGE SCENARIO OF WATER RESORUCES ON THE RESERVOIRS OF THE UPPER GUADIANA RIVER BASIN

#### **JULIO DE 2020**

24TH INTERNATIONAL CONGRESS ON PROJECT MANAGEMENT AND ENGINEERING ALCOI, 7TH – 10TH

 $24^{th}$  International Congress on Project Management and Engineering Alcoi,  $7_{th}-10_{th}\,July~2020$ 

04-007

## EVOLUTION IN A CLIMATE CHANGE SCENARIO OF WATER RESOURCES IN THE RESERVOIRS OF THE UPPER GUADIANA RIVER BASIN

Martín Utrillas, Manuel (1); Benítez Navío, Alberto (2); Martínez León, Jesús (3); Curiel Esparza, Jorge (1); Cantó Perelló, Julián (1)

(1) Universitat Politècnica de València, (2) Confederación Hidrográfica del Guadiana, (3) Confederación Hidrográfica del Júcar

The available water resources are insufficient in the Mediterranean watersheds. In addition, the Mediterranean area is a global desertification hot spot, with Spain being the European country most threatened by this process. Long periods of drought are frequent and the weather is getting warmer and drier. The evolution of the water resources of the reservoirs of La Vega del Jabalón, Gasset, Peñarroya and Torre de Abraham has been studied over a period of several decades. The availability of surface water from reservoirs is decreasing, causing a situation of permanente water stress. The trends observed in the evolution of the water inflow to the reservoirs have been described, as well as the possible impact of the climate change in which we are immersed.

Keywords: water resources evolution; climate change; upper Guadiana river basin

#### EVOLUCIÓN EN UN ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA ALTA DEL GUADIANA

Las cuencas hidrográficas mediterráneas padecen severas limitaciones en los recursos hídricos disponibles. Además, en el área mediterránea se está produciendo un fenómeno de desertificación, siendo España con diferencia el país europeo más amenazado por este proceso. Son frecuentes largos períodos de sequía con un clima cada vez más cálido y seco. Se ha estudiado la evolución de los recursos hídricos en una secuencia de varias décadas en los embalses de La Vega del Jabalón, Gasset, Peñarroya y Torre de Abraham. La disponibilidad de aguas superficiales procedente de los embalses es cada vez más reducida, provocando una permanente situación de las aportaciones, así como el posible impacto del cambio climático en el que estamos inmersos.

Palabras clave: evolución recursos hídricos; cambio climático; cuenca alta Guadiana

Correspondencia: Manuel Martín Utrillas mgmartin@fis.upv.es



© 2020 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

#### 1.- Introducción

La Organización Meteorológica Mundial (WMO, 1987) estudió el impacto del cambio climático en los recursos hídricos. Posteriormente la WMO, junto con el programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas crearon el Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC), que comenzó a elaborar informes con periodicidad quinquenal, desde el año 1990. Es necesario prever los cambios climáticos, para poder anticiparse y combatir sus efectos, implementando las medidas precisas a lo largo del tiempo (Xing-Guo et al., 2017). Los escenarios propuestos para estudiar el cambio climático son proyecciones a largo y medio plazo, en las que son más evidentes las variaciones del clima. Suelen utilizar horizontes situados en el año 2.050 y en el año 2.100. Asimismo, se consideran diversas hipótesis para la elevación de las temperaturas, optimistas o pesimistas, según se suponga que las medidas de mitigación hayan podido ser más o menos exitosas (Nigel, Detlef y Morna, 2011). El último informe elaborado por el IPCC es el quinto (IPCC 2014). Actualmente están preparando el sexto informe de evaluación del cambio climático y está prevista su publicación en el año 2022. En estos informes se incorpora el conocimiento científico actualizado sobre la materia. Con los resultados obtenidos de las previsiones en el cambio climático y utilizando un modelo local, derivado del modelo climático general, se puede obtener la precipitación local en una estación pluviométrica determinada. El paso siguiente consiste en establecer la relación entre los recursos hídricos y los cambios de temperaturas, precipitaciones, evaporación, humedad del suelo y otros parámetros, que tienen influencia en dichos recursos, para lo que es también habitual el uso de modelos (Nan, Bao-hui y Chun-kun, 2011).

En España, la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2020), basándose en el Modelo Climático General y en los informes del IPCC, proporciona proyecciones de temperaturas y precipitaciones en un amplio conjunto de estaciones pluviométricas y termométricas del país. Con estos datos la Oficina Española del Cambio Climático, llevó a cabo en los años pasados con la colaboración del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX, 2017), la Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España. Se utilizaron doce proyecciones climáticas. Los resultados fueron la predicción de una disminución en la escorrentía que en promedio estaría entre el 3% y el 9%, así como un incremento de la evapotranspiración que oscilaría entre el 1% y el 7%, todo ello para el período comprendido entre los años 2010 y 2040. Los tantos por ciento de variación se calcularon comparando con el período de control, comprendido entre el año 1961 y el 2000

El CEDEX, en 2012 había elaborado un informe con anterioridad para el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en el que se pronosticaban descensos en la escorrentía en la cuenca del Guadiana. Las reducciones oscilaban, según el escenario considerado y el modelo utilizado, entre un 7% y un 34 % para el período 2011 a 2040, obteniéndose incrementos en la escorrentía solo para el caso del modelo regionalizado IV, con valores que como máximo eran del 13%. En este caso el período de control era más corto y abarcaba el intervalo de tiempo comprendido entre los años 1961 y 1990. Con anterioridad a estos informes realizados por el CEDEX se habían llevado a cabo ya un buen número de estudios, que auguraban también una disminución en los recursos hídricos de la cuenca hidrográfica del Guadiana, así

Ayala-Carcedo (1996) estimó una reducción de recursos hídricos del 23% y un incremento de la evaporación en los embalses y humedales del 33%.

El Libro Blanco del Agua en España, del Ministerio de Medio Ambiente, hizo una estimación que concluía que los recursos hídricos se verían reducidos en la cuenca Hidrográfica del Guadiana en el año 2030 en un 11%, eso en el mejor de los escenarios, pudiendo llegar a ser del 24%. (MIMAM, 2000). Ayala e Iglesias (2001) pronosticaron una disminución en las precipitaciones del 9% en la cuenca hidrográfica del Guadiana para el horizonte del año 2060. Kisby et al. (2007) estimaron un descenso del orden del 20% para los recursos hídricos anuales en el Guadiana durante el último cuarto del siglo XXI comparando con el período de control 1961-1990. A la vista de lo expuesto anteriormente, los efectos del cambio climático en el que estamos inmersos se deben apreciar en las aportaciones registradas en los embalses.

La evaporación está es afectada por el cambio climático. Su valor se mide diariamente en las presas, pues se trata de un sumando necesario para calcular el balance hídrico del embalse, también se toman la pluviometría y la temperatura. Por ello, los embalses son una masa de agua apropiada para contrastar las predicciones sobre la variación de los recursos hídricos (Qin et al., 2020). Muchas de estas predicciones fueron formuladas en el siglo pasado, por lo que sus resultados deberían ser patentes en la actualidad. Aunque los embalses son localizaciones muy concretas, y por consiguiente sujetas a variabilidad respecto al promedio de las extensas áreas en las que se aplican los modelos, son, sin embargo, el reflejo de la situación de la subcuenca del río que embalsan, lo que supone un ámbito geográfico muy amplio también. En este trabajo se ha estudiado la evolución de la aportación de cuatro embalses ubicados en subcuencas de la cuenca alta del Guadiana.

#### 2.- Objetivos

Los estudios sobre el cambio climático se basan en herramientas matemáticas y modelos, que permiten tras su aplicación hacer pronósticos detallados de cual será la disponibilidad de recursos hídricos en un futuro (Joseph et al., 2018). Estas previsiones están sometidas a incertidumbre por la complejidad de los modelos aplicados, que siempre entrañan supuestos e hipótesis simplificadoras (Shen et al., 2018). También los datos a considerar generan una disparidad de posibles escenarios. Variaciones en el ritmo de emisiones de gases invernadero producen resultados distintos al aplicar los modelos. Por ello, es especialmente importante verificar y contrastar la evolución supuesta con la evolución real de los recursos hídricos, de forma que se pueda constatar que los efectos del cambio climático se están considerando en la planificación hidrológica de las cuencas hidrográficas (Aguilar-Alba y Moral-Ituarte, 2008).

Se trata de comprobar si se están manifestando los efectos del cambio climático en ciertas áreas de la cuenca alta del Guadiana. Para ello se han elegido cuatro embalses, pues son masas de agua superficiales en las que se puede estudiar con el balance hídrico, así como sus variaciones a lo largo del tiempo, ya que se cuenta con datos diarios y se dispone de series históricas.

Hay un buen número de previsiones sobre la evolución de las aportaciones en la cuenca hidrográfica del Guadiana, basadas en los modelos de cambio climático y en los modelos hidrológicos. Son predicciones a nivel global, que por tanto representan un promedio. Lo que se pretende en este estudio es analizar cuatro casos puntuales, para verificar si se pueden observar en ellos las tendencias previstas. Se comparan

series de datos de los embalses, escalándolas previamente, para poder superponer las tendencias observadas en períodos de tiempo similares.

#### 3.- Metodología

Se han seleccionado cuatro masas de agua superficiales correspondientes a los embalses de Gasset, Peñarroya, Vega del Jabalón y Torre de Abraham, para estudiar la evolución de los recursos hídricos hasta la actualidad. El parámetro hidrológico utilizado para determinar la evolución de los recursos hídricos ha sido la aportación de agua al embalse. La aportación natural procede de los cursos de agua superficial y de los acuíferos subterráneos. En este último caso, el emblase puede ser ganador o perdedor de modo que reciba agua de los acuíferos o bien la pierda por infiltración. Lo anterior dependerá del nivel freático de la zona y de las características propias de la formación geológica. En ese sentido el balance está influido también por la mejor o peor situación de los acuíferos.

La aportación natural al embalse ha sido obtenida de utilizando el balance hídrico, puesto que esto permite contar con datos diarios de aportaciones como de nivel del embalse, evaporación y pluviometría y temperatura. Estos datos se obtienen por medida directa, a través de la estación meteorológica de la que dispone cada embalse y de los medidores de burbujeo del nivel del agua. La estación meteorológica cuenta con termómetro, registro de máximas y mínimas, tanque evaporímetro y pluviómetro.

Las aportaciones se han obtenido mediante cálculo indirecto utilizando el balance hídrico del embalse, del que se conocen los consumos directos, la evaporación y las variaciones diarias de nivel del agua con las que es posible, utilizando la curva característica del embalse, obtener el incremento diario de volumen embalsado o aportación neta. La aportación natural se obtiene restando al volumen anterior el volumen de agua evaporado en el día y sumándole el total de los consumos satisfechos en concesiones de riego, abastecimiento y tomas directas. Los consumos son, obtenidos por medida directa de los caudales en las tomas donde hay instalados caudalímetros totalizadores que permiten además del caudal instantáneo obtener el dato del consumo diario. El volumen evaporado se obtiene multiplicando el descenso medido con el evaporímetro por la superficie total de la lámina de agua del embalse en cada momento. Los datos diarios de aportación se han sumado obteniendo la aportación natural total anual. A continuación, se han representado las curvas aportación natural/año para toda la serie disponible, en cada uno de los cuatro embalses estudiados. Se ha calculado la curva de tendencia, mediante regresión lineal y se ha aplicado la prueba estadística no paramétrica de Mann-Kendal, para establecer el nivel de significancia de la tendencia y verificar si se está produciendo un descenso de las aportaciones tal como prevén los estudios sobre el impacto del cambio climático en los recursos hídricos. También se han tomado los valores de los máximos y mínimos relativos de las series de aportaciones de los embalses, para conocer sú situación.

En los dos embalses que tienen series de datos largas, Gasset y Peñarroya, se ha comparado la aportación media en el intervalo de control 1959-1990 con la aportación media en el período entre 1990 y la actualidad. El intervalo de control en Peñarroya va desde 1960 a 1990 pues no hay datos para el año 1959. Se ha tomado ese intervalo de control para que coincida sensiblemente con el intervalo tomado en diversos estudios publicados que cuantifican la repercusión del cambio climático en los recursos hídricos de la cuenca hidrográfica del Guadiana. De este modo es posible comparar el orden de magnitud de esas previsiones con el obtenido en este estudio.

En los embalses donde la serie de años es más corta, Vega del Jabalón y Torre de Abraham se ha escalado del valor anual de las aportaciones para comparar su distribución en el tiempo con la de los embales de Gasset y Peñarroya, cuyas series

son más larga, pues se inician a finales de los años cincuenta y principios de los sesenta respectivamente. El escalado se ha hecho proporcionalmente a las aportaciones totales medias en las series de años consideradas, para que estas resulten coincidentes. Por último, con los datos diarios de precipitación registrada en los embalses, los de temperatura y los de descenso del evaporímetro, se han calculado la precipitación anual total, el descenso anual total por evaporación y la temperatura media anual. Se han representado también gráficamente estos datos, y se ha calculado la línea de tendencia y las variaciones porcentuales en los mismos períodos que fueron utilizados para las aportaciones. De este modo puede tenerse una percepción global del cambio climático registrado y su repercusión en los recursos hídricos.

#### 4.- Caso de Estudio

El estudio se ha realizado en el ámbito geográfico de la cuenca del Guadiana, Geográfico de la cuenca alta del Guadiana. Situada en zona nororiental de la cuenca hidrográfica del Guadiana, se extiende por parte de las provincias de Ciudad Real, Toledo, Albacete y Cuenca. En la cuenca alta nace el río Guadiana y sus afluentes principales Zancara y Cigüela. Su límite más occidental puede fijarse en las proximidades de Ciudad Real capital, en la confluencia del río Bullaque con el río Guadiana. Se caracteriza esta parte la cuenca por tener amplias áreas con una red hidrográfica poco desarrollada con la presencia de un gran número de humedales. Los afluentes del Guadiana por su margen derecha son estacionales con un régimen hidrológico irregular, mientras que los de la margen izquierda, discurren por una zona permeable de la cuenca, caracterizada por el predominio del agua subterránea, debido a la presencia de grandes acuíferos calizos con alta capacidad de infiltración, que además sostienen un caudal de base de los ríos incluso en verano.

y de situación de las presas estudiadas

Cuenca Alta del Guadiana

Cuenca Alta del Guadiana

Entidades

Todos Nosigios Producios de Companyo Dela companyo D

Figura 1.- Plano de la cuenca alta del Guadiana

Por ello no hay un gran número de embalses a pesar de su extensión dentro de la cuenca hidrográfica del Guadiana, abarcando aproximadamente una tercera parte de

ésta. Los embalses objeto de estudio son cuatro, la Vega del Jabalón, Gasset, Torre de Abraham y Peñarroya (Figura 1). Los dos primeros están relativamente próximos a Ciudad Real capital, mientras que los otros dos se encuentras más alejados, uno en el extremo occidental de la cuenca y el otro en el extremo oriental cerca de las Lagunas de Ruidera sobre el río Guadiana.

El embalse de Gasset es el más antiguo de todos los estudiados. Su construcción data del año 1910. La presa está ubicada en el término municipal de Fernancaballero a cuatro kilómetros de dicha población, en la provincia de Ciudad Real, a dieciocho kilómetros de la capital manchega. Destinado a regar 995 ha y abastecer las poblaciones de Fernancaballero y de Ciudad Real. Su capacidad inicial era de 22,7 hm³ pero se incrementó en el año 1984 hasta 41,7 hm³ tras su recrecimiento. La presa está situada en el río Becea, que es un afluente del río Bañuelos al que se une tres kilómetros aguas abajo del embalse para desembocar cinco kilómetros después en el río Guadiana.

La Presa de la Vega del Jabalón se encuentra sobre el río del mismo nombre, afluente del Guadiana por la margen izquierda. El embalse tiene una capacidad de 33 hm³ y se encuentra en una zona perteneciente a los términos municipales de Aldea del Rey y Granátula de Calatrava. La cerrada está aproximadamente a unos 3,5 km aguas abajo del puente de la carretera que une el pueblo de Granátula con Calzada de Calatrava. Las obras de la presa finalizaron en el año 1993. Está dedicada exclusivamente al abastecimiento de unos 40.000 habitantes de la mancomunidad del campo de calatrava, que agrupa las localidades de la comarca del mismo nombre.

La Presa de Peñarroya se encuentra sobre el río Guadiana en el Término Municipal de Argamasilla de Alba, provincia de Ciudad Real, Su construcción finalizó en el año 1959. El embalse está situado aguas abajo de las Lagunas de Ruidera, sin solución de continuidad y por tanto se encuentra dentro del Parque Natural. Si no fuese por carácter artificial podría decirse que es la última laguna. A partir de este embalse el río Guadiana se infiltra en el acuífero de la Mancha Occidental para desaparecer y reaparecer en los Ojos del Guadiana en Villarrubia de los Ojos. Este embalse tiene una capacidad a nivel máximo normal de 47,9 hm³.y está dedicado al regadío de unas 7.000 hectáreas y al abastecimiento de más de 40.000 habitantes en las poblaciones de Argamasilla de Alba y Tomelloso.

La presa de la Torre de Abraham se construyó en el año 1974. Está situada sobre el río Bullaque, en el Término municipal de Retuerta de Bullaque al sur de los montes de Toledo. Posteriormente se recreció en el año 1999 con lo que la capacidad del embalse se incrementó hasta alcanzar al nivel máximo normal los 183,4 hm³, que tiene actualmente. La Torre de Abraham es el embalse de mayor capacidad de los cuatro estudiados. Cuenta con las aportaciones de los ríos Bullaque, Milagros y Las Navas. De todos los ríos que alimentan el río Bullaque es el más importante con una una mayor cuenca y caudal. Las aguas son de muy buena calidad para el abastecimiento, proceden de las sierras de San Pablo y del Chorito. El embalse atiende las demandas de abastecimiento y de regadío de más de cinco mil hectáreas. En cuanto al abastecimiento, además de suministrar agua a las poblaciones cercanas a la presa, apoya el abastecimiento de Ciudad Real capital y su comarca, en concreto las localidades de Carrión de Calatrava, Miguelturra y Fernancaballero, Malagón, Fuente el Fresno, Poblete y Torralba de Calatrava, La Torre de Abrahan está conectada mediante una conducción a la presa de Gasset con la que está conectada mediante una conducción de 46 kilómetros de longitud.

#### 5.- Resultados

Se han estudiado las series de aportaciones, evaporaciones de los embalses y en algunos de ellos la pluviometría. Los embalses con series largas son los que llevan en explotación más años, De Gasset se dispone de datos desde 1958, y de Peñarroya desde su puesta en servicio en 1960. La presa de la Torre de Abraham se construyó en 1974 por lo que los primeros datos de aportación disponibles son de ese año. Finalmente, la presa de más reciente es la Vega del Jabalón que es del año 1993. Tal como se observa en la Figura 2, la serie histórica de las aportaciones naturales (en la presa de Gasset muestra un claro descenso desde al año 1959 a la actualidad, lo mismo sucede con el embalse de Peñarroya, desde 1960, las aportaciones han descendido. Comparando las aportaciones medias con el período de control 1959-1990 y 1960-1990 respetivamente, el descenso porcentual de la aportación media es del 24,34%. para Gasset y del 15,4% para Peñarroya. Valores próximos a los indicados por el Libro Blanco del Agua, que preveía disminuciones en los recursos hídricos entre el 11% y 24 %, para el horizonte temporal del año 2030. La evolución de las aportaciones máximas a lo largo del tiempo ha sido sin embargo dispar. En el embalse de Peñarroya en la Figura 3 se observa que los episodios extremos han aumentado, como cabe esperar en un escenario de cambio climático, con un incremento muy acusado de las aportaciones máximas relativas, por tanto episodios extremos con avenidas mayores y una disminución también muy importante de las aportaciones mínimas relativas que responde a períodos de sequía mas prolongadas y rigurosas.

Figura 2.- Serie histórica aportaciones naturales en hm³ embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019)

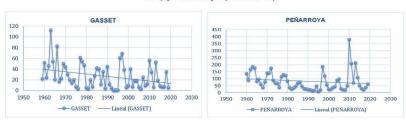
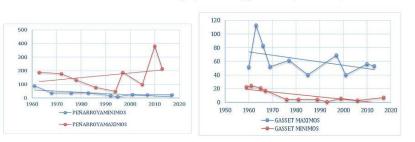
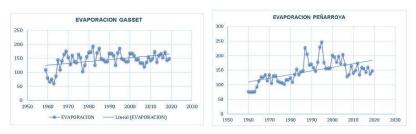


Figura 3.-Serie histórica de aportaciones naturales en hm³ máximas y mínimas en los embalses de Peñarroya (1960-2019) y Gasset (1959-2019)



En Gasset por el contrario los máximos de aportaciones han disminuido, aunque los mínimos siguen la tendencia esperada, al ser cada vez menores. Esto de todos modos es compatible con una disminución generalizada de las aportaciones, que es más acusada en Gasset (24,34%), más de vez y media mayor que en Peñarroya (15,4%). Se puede observar también que en ambos embalses durante el período de control 1960-1990, los mínimos se hicieron menores y los máximos también descendieron. Otro factor del balance hídrico del embalse que se puede ver afectado por el cambio climático es la evaporación. Una mayor evaporación supone mayores pérdidas que se traducen en una reducción de los recursos hídricos disponibles. En ambos embalses se observa la línea de tendencia con clara pendiente ascendente, aunque se ha registrado una estabilización de la evaporación, medida en los tanques evaporímetros de las presas, con un claro descenso respecto a los valores máximos alcanzados a finales de la década de los años ochenta y principio de los noventa, Figura 4. El incremento de la evaporación, respecto al período de control, en el embalse de Gasset es del 10,37% y en el embalse de Peñarroya es del 32,63%, valor éste último muy cercano a la estimación Ayala-Carcedo de un incremento de la evaporación en los embalses y humedales del 33%. Si se contempla el período más reciente desde el año 1993 hasta la actualidad, se observa una evolución de la evaporación, medida en los tanques evaporímetros de presa, que oscila entorno a un valor estable, y con una muy ligera tendencia a la baja en algún caso, Figura 5. Sucede lo mismo con la pluviometría que se mantiene entorno a sus valores medios propios de la zona, con ligera tendencia a la baja también. En cuanto a los embalses con series más cortas, en estos no es posible hacer comparaciones con períodos de control anteriores. No obstante, se pueden observar las tendencias registradas en los años transcurridos desde su construcción. El embalse de Torre de Abraham desde el año 1974 hasta la actualidad registra también una tendencia a la baja de las aportaciones. También bajan ligeramente las evaporaciones, lo que concuerda con la tendencia registrada en el resto de los embalses en las últimas décadas, Figura 6.

Figura 4.- Serie histórica de la evaporación anual en cm en los embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019). Datos de evaporímetro de presa



Por último, el embalse de la Vega del Jabalón, debido a que fue construido en la década de los noventa, cuenta con una serie histórica mucho menor que la de los otros embalses. Se aprecia en la Figura 7 que las aportaciones muestran una tendencia a aumentar, lo cual es debido a que la serie de datos no es suficientemente larga y por tanto no refleja la disminución que se está registrando en períodos más amplios.

Se ha aplicado el test estadístico de Mann-Kendall a los embalses de Gasset y Peñarroya para comprobar las tendencias de la serie de datos de aportaciones naturales y de evaporaciones, confirmando las tendencias comentadas de disminución de las aportaciones y aumento de la evaporación, con altos niveles de significancia Tablas 1 y 2.

Tabla 1.- Resultados de la prueba estadística de Mann-Kendall aplicada a la serie de datos de aportaciones naturales de los embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019)

Aportación Natural. Test de Mann Kendall					
	Tendencia	Estadístico S	Normalizada Z	Significancia	
Embalse de Gasset	Decreciente	-420	-2,67	0,0037	
Embalse de Peñarroya	Decreciente	-417	-2,72	0,0033	

Tabla 2.- Resultados de la prueba estadística de Mann-Kendall aplicada a la serie de datos de evaporación de los embalses de Gasset (1959-2019) y Peñarroya (1960-2019)

Evaporación. Test de Mann Kendall					
	Tendencia	Estadístico S	Normalizada Z	Significancia	
Embalse de Gasset	Creciente	334	2,136	0,9836	
Embalse de Peñarroya	Creciente	811	5,31	0,9999	

Figura 5.- Evaporación en cm y precipitación en mm registradas en el embalse de Gasset (1993-2019) y Peñarroya (1993-2019). Datos de evaporímetro y pluviómetro de presa.

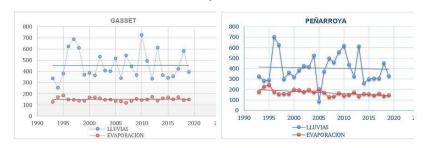


Figura 6.- Serie histórica de aportaciones naturales en hm³ y evaporación en mm





Figura 7.- Serie histórica de aportaciones naturales en hm³ en el embalse de la Vega del Jabalón (1993-2015) y comparación de la aportación escalada con la aportación de Peñarroya (1960-2015)



Por consiguiente, habría que comprobar si se pueden encontrar semejanzas en los parámetros estadísticos de los datos de aportaciones de los embalses con series cortas y los que tienen series largas. De este modo sería posible determinar la representatividad de las series estudiadas para reflejar el cambio climático y su incidencia en los recursos hídricos. Como se puede apreciar en la Figura 7, una transformación afín de las aportaciones de la Vega del Jabalón, escaladas para que su media coincida con la registrada en el embalse de Peñarroya, permite superponer ambas series mostrando su similitud en las últimas décadas. Queda con ello evidenciado que si la serie del embalse de la Vega del Jabalón fuese suficientemente larga, es muy probable que mostrase las mismas tendencias que se observan en las aportaciones de los embalses de Gasset y Peñarroya.

#### 6.- Conclusiones

Se han estudiado las series históricas disponibles de cuatro embalses ubicados en la cuenca alta del Guadiana. Dos ellos con series largas, Gasset desde el año 1958 y Peñarroya desde el 1960 y otros dos de series cortas, Torre de Abraham desde el año 1975 y Vega de Jabalón desde 1993. Se ha analizado la evolución de dos variables principales del balance hídrico de los embalses, la aportación natural y la evaporación. Los embalses con series de datos suficientemente largas muestran disminuciones en las aportaciones naturales. El embalse de Peñarroya ha sufrido una reducción del 15,40%, con un nivel de significancia de 0,0033 y el de Gasset del 24,30% con un nivel de significancia de 0,0037. Reducciones hídricas de acuerdo con las previsiones del Libro Blanco del Agua en España, del Ministerio de Medio Ambiente que son entre 11% y 24 % para el año 2030. Los embalses con series cortas muestran resultados dispares, puesto que el período de tiempo no es suficiente para acusar las variaciones inducidas por el cambio climático en el que estamos inmersos. Sin embargo, si se hace un escalado de la serie corta del embalse de la Vega del Jabalón y se superpone sobre la serie larga del embalse de Peñarroya, estas son coincidentes, lo que indica que su evolución posiblemente ha sido la misma. Los embalses con series de datos suficientemente largas muestran incrementos significativos de la evaporación, en el embalse de Gasset es del 10,37% con un nivel de significancia de 0,9836 y en el de Peñarroya del 32,63% con un nivel de significancia 0,9999. Estos

aumentos se encuentran en el orden de magnitud de las estimaciones publicadas por Ayala-Carcedo de un incremento de la evaporación en los embalses y humedales del 33%, que fueron obtenidas mediante la aplicación de modelos climáticos e hidrológicos. Los embalses con series cortas no reflejan un incremento de la evaporación registrada.

La reducción en los recursos hídricos obtenida en este trabajo es la prevista en los estudios del cambio climático, para horizontes temporales más alejados, año 2030 a 2060, entre diez y cuarenta años más tarde. Para el año 2020 estas reducciones están comprendidas en el rango de los resultados obtenidos en los escenarios más pesimistas, considerados en los modelos aplicados en los citados estudios, lo cual resulta inquietante. En cualquier caso, es necesario tener en cuenta en un futuro las consecuencias que tiene sobre la planificación hidrológica una disminución tan significativa de los recursos hídricos.

#### 7.- Bibliografía

- AEMET (2020). Proyecciones climáticas para el siglo XXI. http://www.aemet.es/es /serviciosclimaticos/cambio\_climat/. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Aguilar-Alba M.& Moral-Ituarte, L. (2008). Evolución de las aportaciones en embalses de cabecera del Guadalquivir: relación con las tendencias climáticas recientes y repercusión en la planificación hidrológica. Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua (8.2008.Vitoria),50-60
- Ayala-Carcedo , F.J. (1996). Reducción de los recursos hídricos en España por el posible Cambio Climático. *Tecnoambiente, Madrid, septiembre.*
- Ayala-Carcedo, F.J. & Iglesias, A. (2000). Impactos del posible Cambio Climático sobre los recursos hídricos, el diseño y la planificación hidrológica en la España Peninsular. In Balairón edit., El Cambio Climático, El Campo de las Ciencias y las Artes, Servicio de Estudios del BBVA, Madrid, 201-222.
- CEDEX (2012). Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Informe Técnico para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Secretaría de Medio Ambiente. Dirección General del Agua. Estudio de los Impactos del Cambio Climático en los Recursos Hídricos de las Masas de Agua. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento.
- CEDEX (2017). Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX).

  Centro de Estudios Hidrográficos Informe Técnico para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Oficina Española de Cambio Climático. Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España. Informe Final. Tomo Único. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento.
- IPCC, 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático IPCC, Ginebra, Suiza.
- Joseph J., Ghosh, S., Pathak A. & Sahai, A.K. (2018) Hydrologic impacts of climate change: Comparisons between hydrological parameter uncertainty and climate

- model uncertainty, *Journal of Hydrology, Volume 566, 2018, Pages 1-22, ISSN 0022-1694*. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.080.
- Kilsby, C.G.; Tellier, S.S.; Fowler, H.J. & Howels, T.R. (2007). Hydrological impacts of climate change on the Tejo and Guadiana Rivers. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11:1175-1189.
- MIMAM, Libro Blanco del Agua en España (2000) . Ministerio de Medio Ambiente, España.
- Nan Y., Bao-hui M. & Chun-kun L. (2011). Impact análisis of climate change on water resources. 2011 International Conference on Advances in Engineering. Procedia Engineering 24 (2011) 643-648.
- Nigel W.A., Detlef P.V. & Morna I., (2011). The implications of climate policy for the impacts of climate change on global water resources. *Global Environmental Change Volume 21, Issue 2, May 2011, 592-603.*
- Qin P., Xu H., Liu M., Du L., Xiao Ch., Liu L. & Tarroja B.(2020). Climate change impacts on Three Gorges Reservoir impoundment and hydropower generation. *Journal of Hydrology, Volume 580, 2020, 123922, ISSN 0022-1694*,
- Shen M., Chen J., Zhuan M., Chen H., Xu Ch. & Xiong, L. (2018). Estimating uncertainty and its temporal variation related to global climate models in quantifying climate change impacts on hydrology, *Journal of Hydrology, Volume* 556, 2018, Pages 10-24, ISSN 0022-1694,
- WMO (1987). Water Resources and Climate Change: Sensitivity of Water Resources Systems to Climate Change and Variability. Geneva.
- Xing-Guo M., Shi H., Zhong-Hui L., Su-Xia L.& Jun X. (2017). Impacts of climate change on agricultural water resources and adaptation on the North China Plain. Advances in Climate Change Research, Volume 8, Issue 2, 2017, Pages 93-98, ISSN 1674-9278, https://doi.org/10.1016/j.accre.2017.05.007

Comunicación alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible







# **PUBLICACIÓN VI**

LINEAR RATING FUNCTIONS FOR THE EVALUATION OF WATER RESOURCES IN WETLANDS. THE PEÑARROYA RESERVOIR

#### **JULIO DE 2020**

24TH INTERNATIONAL CONGRESS ON PROJECT MANAGEMENT AND ENGINEERING ALCOI, 7TH – 10TH

 $24^{th}$  International Congress on Project Management and Engineering Alcoi,  $7_{th}-10_{th}\, July~2020$ 

04-005

## LINEAR RATING FUNCTIONS FOR THE EVALUATION OF WATER RESOURCES IN WETLANDS. THE PEÑARROYA RESERVOIR

Benítez Navío, Alberto (1); Curiel Esparza, Jorge (2); Martínez León, Jesús (3); Cantó Perelló, Julián (2); Martín Utrillas, Manuel (2)

(1) Confederación Hidrográfica del Guadiana, (2) Universitat Politècnica de València, (3) Confederación Hidrográfica del Júcar

Wetlands need water resources to meet their environmental water requirements. Water resources are scarce and their demand is increasing, so it is necessary in many cases to supply water to the wetland from external water sources. Previously, water suitability for wetland restoration and conservation should be evaluated. To address this problem, a novel methodology based on linear rating functions has been designed. This methodology has been applied to the Peñarroya reservoir.

Keywords: water resources evaluation; wetland restoration; linear rating functions

### FUNCIONES LINEALES PARA LA EVALUACIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS EN HUMEDALES. APLICACIÓN AL EMBALSE DE PEÑARROYA

La conservación de humedales requiere disponer de los recursos hídricos mínimos imprescindibles para satisfacer los requerimientos medioambientales del ecosistema. En una situación de escasez, en la que las demandas de agua son crecientes, es necesario en muchos casos aportar recursos hídricos externos. Previamente a su utilización ha de evaluarse la idoneidad del agua para determinar si es apta para la restauración y conservación del humedal. Para abordar este problema se ha diseñado una metodología novedosa, que se aplica al embalse de Peñarroya.

Palabras clave: evaluación de recursos hídricos; restauración de humedales; funciones lineales

Correspondencia: Alberto Benítez Navío abenitez@chguadiana.es



©2020 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

#### 1 Introducción

La conservación de los humedales en muchas ocasiones requiere la reasignación de recursos hídricos, de modo que puedan satisfacerse los mínimos requerimientos medioambientales (Cui et al., 2009). Una forma de evaluar la idoneidad de los recursos hídricos para la restauración hidrológica del humedal es mediante la confección de un índice de sostenibilidad de los recursos, donde se comparan las características del agua aportada con la calidad deseada para el humedal, que se obtendrá considerando las condiciones de referencia de la masa de agua a restaurar. Las funciones de evaluación se construyen para cada uno de los parámetros de calidad del agua que se vayan a evaluar. Una vez que los parámetros de calidad que componen el índice han sido elegidos, es necesario normalizarlos, para que permitan la comparación entre ellos, se hace a través de las funciones de evaluación. Estas funciones pueden tener formas muy diversas, incluso no responder a una expresión matemática analítica determinada. En otras ocasiones no se utilizan funciones de evaluación, así sucede con los índices elaborados utilizando lógica difusa o mediante cálculos estadísticos. Hay índices de calidad que permiten la utilización de parámetros no prefijados de antemano, pudiéndose incluso emplear el número de parámetros que se estime conveniente en cada aplicación, como el índice canadiense (BCWQI, 1996 y CMEE, 2001). En los métodos convencionales, como el índice americano NSFWQI (Brown et al., 1970), los parámetros son fijos y están preestablecidos de antemano, en general se utilizan funciones de evaluación que no son lineales. El índice NSFWQI consta de funciones de evaluación, de los que la mayoría son parámetros físicoquímicos, se desarrolló para estimar la calidad de varias masas de agua muy contaminadas. Los parámetros que se eligieron fueron la Temperatura, el pH, la Turbidez, los Coliformes Fecales, el Oxígeno Disuelto, la Demanda Bioquímica de Oxígeno, Fosfatos y los Sólidos Totales. Para cada uno de estos parámetros se confeccionó una función de evaluación, siendo el valor del índice de calidad el resultado de la media ponderada de los valores obtenidos

Otra forma de utilizar las funciones lineales para la evaluación de los parámetros es indirectamente. Este método es el aplicado en los índices de calidad de aguas que utilizan el método aritmético ponderado (Chauhan et al. 2010).

El índice de Horton (1965), que fue pionero en el diseño de un método para confeccionar índices de calidad de aguas. Singh et al. (2015), desarrollan un índice de calidad para las aguas superficiales con funciones lineales de evaluación específico en la India. Tyagi et al., 2013, definen las funciones de evaluación de modo indirecto, puesto que las sustituyen por ecuaciones lineales en las que se utilizan los valores límites de los parámetros.

En este trabajo se desarrolla un método que permite elaborar funciones de evaluación lineales, en las que no solo están incluidos los valores límites, sino que además se consideran los valores de referencia, teniendo así en cuenta el intervalo óptimo de variación de los parámetros de calidad. De este modo, las funciones no solo son triangulares, sino que también aparecen funciones trapezoidales. Este nuevo método permite establecer funciones de evaluación de forma rápida y sencilla, reduciendo la subjetividad, al establecer objetivos de calidad del agua que se pueden ajustar a las condiciones de referencia de la masa de agua que necesite la aportación de recursos hídricos externos. Ello hace posible discriminar y seleccionar de entre varios recursos hídricos aquella opción que tiene la calidad y las características más adecuadas, para ser aportados a la masa de agua cuya situación de escasez se pretende remediar. La aplicación más inmediata de esta metodología es el caso de los humedales en situación de estrés hídrico, circunstancia frecuente en el área mediterránea, debido a su escasa e irregular pluviometría.

#### 2. Objetivos

El objetivo general es desarrollar una metodología novedosa, que permita construir funciones de evaluación de los recursos hídricos, a través de los parámetros de calidad del aqua.

El siguiente objetivo es que las funciones a construir, basadas en los parámetros de calidad, incluyan la información relativa a los valores de referencia del humedal, para que la aportación de recursos hídricos externos sea sostenible.

Otro objetivo es que las funciones de evaluación garanticen que se preserve el buen estado de la vida acuática. Las funciones han de tener un carácter objetivo, incorporando los valores límites, además de los estados de referencia, que determinan la situación óptima del humedal

Finalmente, el último objetivo es aplicar la metodología desarrollada a un caso concreto, el embalse de Peñarroya.

#### 3. Metodología

Para realizar la restauración de humedales se desarrolla una metodología que permite construir funciones de evaluación para los recursos hídricos a través de los parámetros de calidad del agua. Las funciones construidas con los parámetros incluyen la información relativa a los valores de referencia del humedal, para que la incorporación de recursos externos sea sostenible. Por tanto, hay que considerar los límites máximos y mínimos de los parámetros cuyos valores en caso de ser excedidos provocarían una afección a la calidad del aqua. La mejor opción para aportar recursos hídricos externos será la que sea más próxima al estado de referencia del humedal. Constituye un criterio de exclusión que no se perturbe el buen estado del ecosistema, y por tanto que no se superan los estándares para la vida acuática, los cuales constituirán los límites a los parámetros calidad y a su vez serán un criterio de aceptabilidad y sostenibilidad. Para fijar los valores límites se utiliza el criterio de la vida acuática, de modo que las funciones de evaluación estén orientadas a su protección. Los valores límites máximos serán los que la dañen y los óptimos podrán obtenerse del estudio de las condiciones de referencias específicas de la masa de agua o recurso hídrico concreto que se esté estudiando. La calidad del humedal en su estado inalterado ocurre en los momentos en que la acción humana no haya afectado aún a dicha masa de agua por lo que para conocer el estado inalterado hay que recurrirse a valores históricos y realizar una revisión.

De este modo pueden obtenerse funciones de evaluación de carácter objetivo que permitan una rápida y sencilla evaluación de diferentes recursos hídricos, evaluando su idoneidad para la regeneración hídrica de otras masas de agua, y en concreto de los humedales. La metodología se desarrollada en el uso del embalse de Peñarroya como recurso externo para la restauración sostenible del humedal de las Tablas de Daimiel en la provincia de Ciudad Real

Las funciones de evaluación permiten valorar la calidad de una masa de agua, bien para estimar su desviación o pérdida de calidad respecto a su estado ideal o bien para estimar la calidad del agua de un recurso hídrico externo que puede ser suministrada para su regeneración hídrica. Cuando se restaure hídricamente un humedal se podrá dictaminar si la calidad del recurso externo está dentro de los límites aceptables para que la actuación sea sostenible, en el sentido de que no se deteriore la calidad de la masa de agua a restaurar o conservar. Las funciones de evaluación a construir utilizan funciones lineales que son trapezoidales o triangulares. En la meseta o en el vértice de la función, la valoración será la máxima, que corresponde a la mejor calidad del agua. El vértice o la meseta coincide con el valor del parámetro de calidad que tendría una muestra tomada en la masa de agua de

aportación externa, si ésta se encontrase en la situación de referencia. De ésta manera si el agua aportada tiene características coincidentes con las que corresponderían al estado de referencia de la masa de agua a restaurar, la puntuación obtenida sería la máxima. El estado de referencia, que es el de mejor calidad, corresponde al estado natural inalterado. En los extremos del trapecio o del triángulo se situarían los valores límites que suponen un deterioro de la calidad de la masa de agua. Para obtener estos valores límites se puede recurrir a estudios locales, en los que se hayan determinado los valores de cambio y las situaciones de referencia, tal como sucede con la norma de calidad de aguas en España, o bien recurrir a valores límites establecidos en normativa de carácter internacional o de otros países que pudiese ser de aplicación. Los valores límites, que también pueden constituir un criterio de no aceptación, y que se sitúan como se ha comentado anteriormente en los extremos del trapecio o triángulo de las funciones de evaluación, han de establecerse de acuerdo con algún criterio o uso determinado. En el supuesto de restauración de humedales, el criterio utilizado es la conservación de la vida acuática, ya que lo que se pretende es aportar recursos hídricos al humedal para conservar sus características, aproximándose lo más posible a su situación ideal y de forma que se garantice la conservación del ecosistema y por tanto la vida acuática. Con estas premisas la aportación o reasignación de recursos hídricos es sostenible, y tendente a la recuperación de las mejores condiciones de la masa de agua cuya recuperación y conservación se pretende.

En la Figura 1 se indica una función lineal de evaluación de meseta, situando de forma genérica los valores límites y de referencia utilizados para su construcción. La meseta superior corresponde con los valores máximos de las funciones de evaluación, en las que el valor del parámetro está dentro de los valores de referencia. Los valores extremos que cortan al eje de abscisas son los valores límites para los que la función de evaluación vale cero.

Figura 1.- Función de evaluación de un parámetro de calidad del agua

Los valores límites se han obtenido consultando normativas internacionales, nacional, guías y estudios de carácter local que se indican a continuación.

Los criterios para la vida acuática, en US EPA (2020), indican que la máxima concentración de sustancias químicas tóxicas no supone un riesgo apreciable para la mayoría de las especies de la vida acuática.

Las normas de calidad de agua para vida acuática de British Columbia (2019) establecen dos valores límites. Por una parte, un valor máximo a corto plazo, y por otra un valor a largo plazo o crónico. El valor a corto plazo no puede ser superado nunca, mientras que el de carácter crónico, o de largo plazo, puede superarse ocasionalmente, pero no se puede superar en los valores medios de las muestras en un período de tiempo dado, que es función de cada parámetro analizado. Las normas de Calidad de Aguas de Canadá son una

herramienta para evaluar la calidad del agua, y están orientadas a cuatro usos que son: el abastecimiento de aguas, los usos recreacionales y estética, la preservación de la vida acuática y el uso agrícola Los usos industriales se incluyeron en versiones previas pero no vuelve a considerarlos y al contrario, se han promulgado diversas limitaciones para las sustancias químicas tóxicas. En las normas de Canadienses de Protección de la Vida Acuática, CCME (2001) se proporciona una tabla de concentraciones máximas, donde se distinguen los ecosistemas marinos y los de agua dulce, así como las concentraciones máximas para el corto plazo y para el largo plazo.

Las normas de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC y ARMCANZ, 2000), se basan en proteger lo que en ellas se denominan valores medioambientales. Los valores medioambientales reconocidos en estas normas son ecosistemas acuáticos, industrias primarias, agua de regadío, y usos generales del agua, como son el abrevado de ganado, la acuacultura, o el consumo de alimentos acuáticos. También se incluyen los usos estéticos y recreativos, el abastecimiento a poblaciones, los usos industriales, si bien no hay normas establecidas ni valores límites de calidad para este uso. Los valores culturales y espirituales también se protegen en estas normas de calidad, aunque al igual que en los usos industriales no hay unos valores límites o guías establecidas, ya que estos valores se protegerán considerando para cada masa de agua concreta sus límites de calidad en función de sus características concretas (ANZGF y MWQ, 2000). Las normas de calidad Australianas no son de obligado cumplimiento, sino que debido a la diversidad de ecosistemas del continente han de ser establecidas de forma crítica, adaptándose a las diversas circunstancias locales, de manera que sean alcanzados los correspondientes objetivos de calidad. Las normas de calidad, por tanto, proporcionan recomendaciones, que se deben concretar y aplicar por los gestores, teniendo en cuenta las condiciones locales, así como los costes y beneficios asociados, buscando la eficiencia y el menor coste medioambiental.

La normativa de Europa de calidad establece valores guía para abastecimiento, éstas normativas están traspuestas a la normativa nacional española, sin embargo para la calidad de aguas y para la protección de la vida acuática, la regulación se lleva a efecto a través del desarrollo la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. Las condiciones de referencia podrán derivarse utilizando modelos de predicción o métodos de análisis a posteriori. Los métodos utilizarán los datos disponibles históricos, paleológicos y de otro tipo.

La normativa española dispone los valores de la guía europea de acuerdo con la clasificación de las masas de agua, su tipificación y la definición de las condiciones de referencia del tipo. El Real Decreto 817/2015, establece los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental y en el anexo V de los indicadores fisicoquímicos para lagos, que afectan a los indicadores biológicos aparecen como parámetros a considerar los parámetros generales, la transparencia, las condiciones térmicas, las condiciones de oxigenación, la salinidad, el estado de acidificación, las condiciones relativas a los nutrientes, los contaminantes específicos.

Las guías internacionales de calidad del agua para los ecosistemas elaboradas por UNEP (IWQGES. 2016), constituyen un borrador de consulta que proporciona un marco de referencia para la aproximación de los indicadores y los valores umbral a utilizar.

Por último, se ha tenido en consideración información y estudios de carácter local, para determinar los niveles máximos y los óptimos de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno en el agua. Las concentraciones de nutrientes afectan al crecimiento de determinadas plantas acuáticas, es el caso del crecimiento de los carofitos en las Tablas de Daimiel (Alvarez-Cobelas et al., 2009)

#### 4. Caso de estudio

El embalse de Peñarroya está ubicado a 10 kilómetros de la ciudad de Argamasilla de Alba, en la provincia de Ciudad Real, Tiene una capacidad máxima de 57,7 hectómetros cúbicos. Proporciona agua para el abastecimiento de 43.000 personas y sirve una zona regable de más de 7.000 hectáreas. Por sus valores naturales, se encuentra dentro de la delimitación del Parque Natural de las Lagunas de Ruidera. El parque natural es una serie de quince lagunas conectadas entre sí que se extienden a lo largo de 32 kilómetros. El embalse de Peñarroya tiene una forma alargada, y él solo abarca una longitud de 10 kilómetros, con un ancho medio de tan solo 600 metros. Una particularidad del embalse de Peñarroya es que suele recibir aportaciones durante todo el año, especialmente en verano, cuando el resto de los embalses de la cuenca alta del Guadiana dejan de tener aportaciones, en Peñarroya estas son altas, pues es alimentado por la descarga del acuífero del Campo de Montiel que a su vez recibe el agua del deshielo de la Sierra de Alcaraz. Lo mismo sucede con el resto de las Lagunas de Ruidera. De hecho, el propio embalse podría considerarse una más, si no fuese porque fue creado artificialmente mediante la construcción de una presa. El ancho de coronación de la presa es de 251 y tiene una altura de 43,7 metros. La tipología de la presa es de gravedad y fue construida con hormigón en masa. Es la gran presa más antigua de las existentes en la cuenca alta del Guadiana. El río Guadiana desaparece unos cientos de metros aguas abajo de la presa de Peñarroya, para infiltrarse en el acuífero de la Mancha Occidental, un gran sistema acuífero de más de 5000 km2. El Guadiana reaparece un centenar de kilómetros aguas abajo en los Ojos del Guadiana, para alimentar el humedal de las Tablas de Daimiel que, con una superficie de más de dos mil hectáreas, alberga gran diversidad de aves y constituye una parada para aquellas que hacen su migración. Lamentablemente, en la década de los 80, el acuífero sufrió la sobreexplotación debido a la actividad agrícola no sostenible, lo que ha ocasionado una extracción de aguas subterráneas excesiva que ha roto el equilibrio hidrológico. Producto de ello, los Ojos del Guadiana dejaron de aportar agua al humedal. La consecuencia ha sido una degradación del humedal, que ha tenido que mantenerse a través de aportaciones de agua procedentes del trasvase Tajo-Segura y de la construcción de dos presas, la de Puente Navarro, que cierra el humedal y la semipermeable denominada dispositivo hidráulico del Morenillo. Dichas infraestructuras sirven para mantener los niveles del agua en las Tablas de Daimiel, incluso cuando no hay aportaciones externas. También se ha recurrido a la utilización de pozos de bombeo para aportar caudales que eviten la autocombustión de las turbas del Parque.

Una situación probable es si se podría utilizar agua procedente del embalse de Peñarroya para aportar a las Tablas de Daimiel, mediante una reasignación de recursos hídricos en la cuenca, evitando en lo posible las aportaciones externas procedentes de otras cuencas. Para la regeneración hídrica del Parque Nacional el agua del embalse se califica de manera previa atendiendo a criterios objetivos a través de las funciones de evaluación y a criterios de sostenibilidad puesto que el agua del embalse a utilizar ha de ser similar al agua del humedal antes de que se produjese la sobreexplotación del aculífero. Se construyen las funciones de evaluación de los siguientes parámetros, pH, Oxígeno disuelto y Nitratos

Las funciones de evaluación que se desarrollan son lineales. El valor de la evaluación del parámetro estará comprendido entre cero y uno. De modo que el valor cero indicará que el parámetro no cumple los requisitos y por tanto en nuestro caso se interpretará como criterio de no aceptabilidad. El valor uno sin embargo corresponde a los mejores valores del parámetro de calidad estudiado. El intervalo de la meseta que se considera como de valores óptimos será, el que se encuentra centrado en la media y los extremos serán las desviaciones típicas. Las ecuaciones para describir estas funciones se basan en los valores de referencia para el humedal y en los valores límites permisibles para la conservación del buen estado de la vida acuática en el humedal. Para determinar el estado de referencia del

0,9 0,8 0,7 0,6 0,5 0,4 0,3 0,2 0,1 OD 0,9 0,8 0,7 0,6 0,5 0,4 0,3 0,2 0,1 8 mg/l **NITRATOS** 0,9 3,8 0,7 0,6 0,5 0,4 0,3 0,2 0,1 0 mg/l

Figura 2.- Funciones de evaluación para el pH, el Oxígeno Disuelto y los Nitratos

humedal se han utilizado los valores medios de las muestras de agua tomadas en el humedal antes de que se produjese la sobreexplotación del acuífero. Con los valores medios del estado de referencia de las Tablas de Daimiel y con los límites máximos recomendados por la guía IWQGES se obtienen las funciones de evaluación para pH, Oxígeno disuelto y Nitratos como se indica en la Figura 2. Los valores de referencia para el

oxígeno disuelto y el pH son los correspondientes a los años 1974 y 1975, obtenidos del trabajo de Cirujano et al. (1996). En el caso de los nitratos se han utilizado los valores de referencia y los límites. los obtenidos por los ensayos toxicológicos de Camargo y Alonso (2006), así como los de la norma española de Calidad de Aguas (Real Decreto 817/2015).

En función del valor de los parámetros, la calidad del agua se clasifica como, óptima, buena, aceptable, no deseable y no aceptable. La calidad es óptima, si todos los parámetros están entre 1,00 y 0,80; no aceptable si alguno es menor de 0,10. La calidad es buena si todos los parámetros están entre 0,79 y 0,60 o alguno mayor, es aceptable si todos los parámetros están entre 0,59 y 0,30 o alguno mayor y no deseable si todos los parámetros están entre 0,29 y 0,11 o alguno mayor.

#### 5. Resultados

2010

2010 son aceptables.

Una vez calculadas las funciones de evaluación de las Tablas de Daimiel se pueden aplicar al embalse de Peñarroya para determinar la calidad de sus aguas y si están en el rango adecuado poderlas utilizar como recursos hídricos externos para aportarlos al humedal. Se toman como datos del embalse de Peñarroya los disponibles y públicos de la Confederación Hidrográfica del Guadiana. Si los revisamos, en el bienio 2009-2010 corresponde a años en los que tras una fuerte y prolongada sequía se produjeron intensas lluvias. Ello provocó el os que tras una fuerte y prolongada sequía se produjeron intensas lluvias. Ello provocó el aparar el embalse de Peñarroya, alcanzándose límites inadmisibles para este parámetro. El bienio 2017-2018 muestra la situación actual, a falta de datos más recientes del año 2019, aún no publicados.

Tomamos, como simulación, cuatro situaciones, una de cada año 2009, 2010, 2017 y 2018 y para realizar el cálculo, suponemos que los datos fueran la media aritmética de cada año. Los datos de los cuatro parámetros en las cuatro situaciones se indican en la Tabla 1

Tabla 1: Valor de los parámetros del Peñarroya en los años 2009, 2010,2017 y 2018

PARÁMETROS PEÑARROYA

# AÑO pH OD NITRATOS 2018 9,19 8,33 3,16 2017 8,86 9,41 5,78

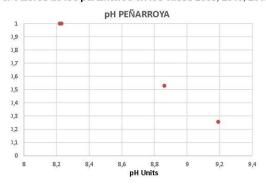
9.60

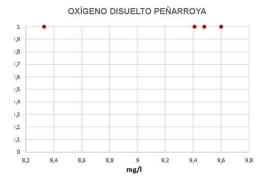
37.63

Al aplicar las funciones de evaluación a estos valores obtenemos la puntuación adimensional para los parámetros. Se representan en la Figura 3 y se indican en la Tabla 2. Obtenidos los valores adimensionales por las funciones evaluación a las aguas del embalse de Peñarroya, la calidad de sus aguas en la restauración hídrica para las Tablas de Daimiel en cada situación, es la que se relaciona en la Tabla 3. En los años 2018 y 2010 las aguas del embalse son no deseables y no aceptable respectivamente, mientras los años 2017 y

8.23

Figura 3.-Valores de los parámetros en los casos 2009, 2010, 2017 y 2018





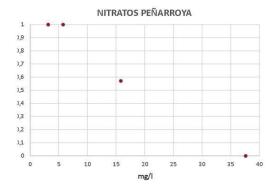


Tabla 2.-Puntuación de los parámetros al aplicar las funciones en el Peñarroya.

EVALUACIÓN DE LAS FUNCIONES						
AÑO	рН	OD	NITRATOS			
2018	0,26	1	1			
2017	0,53	1	i			
2010	1	1	0			
2009	1	1	0,57			

Tabla 3.-Situación del Embalse Peñarroya, aptitud para la Restauración Hídrica.

Situación 2018: No deseable Situación 2010: No Aceptable Situación 2017: Aceptable Situación 2009: Aceptable

Aplicando el método de las funciones de evaluación desarrollado a los posibles aportes a realizar al humedal de las Tablas de Daimiel se determinaría el agua más conveniente, así, el agua del embalse en la situación 2010 no se podría usar, en tanto que la situación 2018 se podría usar sino hubiera otra mejor. Las otras dos situaciones 2009 y 2017 son correctas para la restauración hídrica desde el embalse de Peñarroya.

#### 6. Conclusiones

Se ha desarrollado una metodología para la evaluación de la idoneidad de los recursos hídricos según su potencial para ser utilizados en la regeneración y conservación de humedales. Se utilizan las funciones de evaluación lineales que evalúan mediante una puntuación entre 0 y 1 la bondad del recurso hídrico para cada parámetro considerado.

Hay tantas funciones lineales de evaluación como parámetros se vayan a utilizar para estimar la calidad del agua. La construcción de las funciones de evaluación se hace de forma que sean lo más objetivas posible, para lo que se basan en los valores de referencia del humedal y los valores límites máximos y mínimos de cada parámetro que sean compatibles con un buen estado de la vida acuática. Se garantiza con ello la sostenibilidad del humedal, al incorporar recursos hídricos que serán seleccionados para que sean lo más próximos a la situación del humedal en su estado inalterado, garantizando además el buen estado de la vida acuática.

Se ha aplicado para obtener la calidad de las aguas del embalse de Peñarroya para utilizarlas, en un determinado momento, como restauración hídrica del humedal las Tablas de Daimiel y determinar su conveniencia. El método es una herramienta de elaboración sencilla, que permite una rápida valoración de distintas fuentes de agua, para que sea de ayuda a la decisión sostenible en la reasignación de los recursos hídricos y conseguir la supervivencia y el mantenimiento del buen estado ecológico del humedal y su ecosistema.

#### 7. Bibliografia

- Álvarez-Cobelas M., Cirujano-Bracamonte S., Colom-Montero W. & López-Carceller V.(2009). Plan Regata. Plan de Restauración Gradual de las Tablas de Daimiel. Convenio CHG-CSIC.
- ANZECC & ARMCANZ (Australian and New Zeland Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zeland guidelines for fresh and marine water quality. ANZECC & ARMCANZ. Canberra.
- ANZGF & MWQ (Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality) (2000). Volume 1. The guidelines. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. ISBN 09578245 0 5 (set). ISSN 1038 7072.
- BCWQI. (1996). Ministry of Environment Lands and Parks. The Water Quality Section. British Columbia Water Quality Status Report. April, Victoria, Bc.
- British Columbia (2019), Approved Water Quality Guidelines: Aquatic Life, Wildlife & Agriculture.https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/water/waterquali-ty/ water-quality-guidelines/approved-water-quality-guidelines
- Brown, R.M., McCelland, N. I., Deininger, R.A., Tozer, R.G. (1970). A water quality index Do we dare?. *Water and Sewage Works*, 117(10), 339-343.
- Camargo, J.A. & Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environ. Int.*, 32 (6), 831-849. https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002
- CCME (2001). Canadian environmental quality guidelines for the protection of aquatic life, CCME water quality index: technical report, 1.0. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void.
- Chauhan, A. and Singh, S., (2010) "Evaluation of Ganga water for drinking purpose by water quality index at Rishikesh, Uttarakhand, India", Report Opinion, 2(9). 53-61.
- Cirujano, S., Casado, C., Bernués, M., Camargo, J.A., 1996. Ecological study of Las Tablas de Daimiel National Park (Ciudad Real, Central Spain): differences in water physicochemistry and vegetation between 1974 and 1989. *Biol. Conserv.* 75 (3), 211-215. https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00079-8.
- Cui B., Tang N., Zhao X., Bai J. (2009). A management-oriented valuation method to determine ecological water requirement for wetlands in the Yellow River Delta of China. Journal for Nature Conservation Volume 17, Issue 3, August 2009, 129-141
- Unión Europea. Directiva Marco del Agua, Directiva 2000/60/CE EUR-Lex Europa EU
- Horton R.K. (1965). An index number system for water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300-306.
- IWQGES, 2016. International Water Quality Guidelines for Ecosystems. UNEP, United Nations University. UNU-EHS, Institute for Environment and Human Security. <a href="http://web.unep.org/sites/default/files/Documents/20160315">http://web.unep.org/sites/default/files/Documents/20160315</a> iwages pd final.pdf
- Singh, S., Ghosh, N.G., Krishan, G., Galkate, R., Thomas, T. Jaiswal, R.K. (2015). Development of an Overall Water Quality Index (OWQI) for Surface Water in Indian Context. Vol. 10(3) 813-822.
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., Dobhal, R., 2013. Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources, Vol 1, N*<sup>o</sup> 3, 34-38.

España. 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. BOE» núm. 219, de 12 de septiembre de 2015, 80582 a 80677.

US EPA (2020). National Recommended Aquatic Life Criteria table. <a href="https://www.epa-gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table">https://www.epa-gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table</a>.

Comunicación alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible







# **PUBLICACIÓN VII**

# LOW COST SYSTEM FOR MEASURING LEVELS IN RIVERS

# **JULIO DE 2020**

24TH INTERNATIONAL CONGRESS ON PROJECT MANAGEMENT AND ENGINEERING ALCOI, 7TH – 10TH

24<sup>th</sup> International Congress on Project Management and Engineering Alcoi, 7th – 10th July 2020

04-008

#### LOW COST SYSTEM FOR MEASURING LEVELS IN RIVERS

Martín Utrillas, Manuel (1); Benítez Navío, Alberto (2); Martínez León, Jesús (3); Cantó Perelló, Julián (1); Curiel Esparza, Jorge (1)

(1) Universitat Politècnica de València, (2) Confederación Hidrográfica del Guadiana, (3) Confederación Hidrográfica del Júcar

Knowing the water levels in the rivers is vital for flood management. It is also important in other circumstances, for example, to ensure that the minimum environmental requirements are met. Traditional methods for measuring river levels involve the construction of gauging stations, which also allow the estimation of flow rates. This implies the construction and maintenance of expensive infrastructures, which in many cases may not be desirable from an environmental point of view, both because of their impact on the environment and because they alter the river natural water flow. A novel method has been implemented to monitor the levels of the Azuer River. The impact on the environment has been minimal and the costs, both for installation and maintenance, were very low. All the elements and devices that make up the system, their characteristics and the software developed are described.

Keywords: river levels; low cost; gauging station

#### SISTEMA DE BAJO COSTE PARA MEDIDA DE NIVELES EN RÍOS

Conocer los niveles de agua en los ríos es vital para el manejo de inundaciones. También es importante en otras circunstancias, por ejemplo, asegurar que se cumplan los requisitos ambientales mínimos. Los métodos tradicionales para medir los niveles de los ríos implican la construcción de estaciones de aforo, que también permiten la estimación de los caudales. Esto implica la construcción y el mantenimiento de infraestructuras costosas, que en muchos casos pueden no ser deseables desde el punto de vista ambiental, tanto por su impacto en el medio ambiente como porque alteran el flujo natural del agua del río. Se ha implementado un método novedoso para monitorear los niveles del río Azuer. El impacto en el medio ambiente ha sido mínimo y los costos, tanto de instalación como de mantenimiento, fueron muy bajos. Se describen todos los elementos y dispositivos que componen el sistema, sus características y el software desarrollado.

Palabras clave: niveles en ríos; bajo coste; estación de aforo

Correspondencia: Manuel Martín Utrillas mgmartin@fis.upv.es



© 2020 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (<a href="https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/">https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/</a>).

#### 1.- Introducción

La medida del nivel del agua en los ríos se realiza mediante la implantación de sensores en los cauces, los cuales generalmente proporcionan datos de forma continua y en tiempo real. Esta información en algunos casos es almacenada en los mismos dispositivos que la toman, mientras que en otras ocasiones es transmitida de forma inmediata a un centro de control. Los datos son necesarios para la gestión del agua, así como para preservar la integridad de los ecosistemas acuáticos, garantizando que los requerimientos ambientales mínimos son respetados (Belmar et al. 2019).

Las mediciones de nivel de los ríos son también de suma importancia para la gestión de las avenidas. Entre los peligros naturales, atendiendo a su repercusión socioeconómica y territorial y a su frecuencia de aparición, figuran en primer lugar las lluvias abundantes o torrenciales con efectos de inundación (Olcina-Cantos, 2008).

En España los datos de niveles de los ríos que presentan riesgos de tal entidad que puedan poner en peligro vidas humanas y bienes de importancia, son gestionados por el Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH). Junto con estos datos el sistema incorpora otros que son de interés para la prevención de las avenidas, entre los que destacan los meteorológicos y los pluviométricos. El SAIH se desarrolló tras la catástrofe provocada por la rotura de la presa de Tous en el año 1982 (Piqueras, 1983), y se implantó en la década de los noventa de forma generalizada en todas las cuencas hidrográficas del país, con la finalidad de paliar los riesgos causados por las inundaciones (del Campo-Benito y Yagüe-Córdoba, 2007).

La actual evolución del cambio climático no solo ha tenido un impacto sobre los recursos hídricos, sino también en la hidrología en general, con un incremento tanto en la frecuencia como en la intensidad de eventos extremos, que se traduce en mayores riesgos (CEDEX 2017). En este contexto es aún más necesario desarrollar tecnologías de la información, para obtener y gestionar datos en tiempo real (Aldana-Valverde, 2002)., y así facilitar una adecuada toma de decisiones, que permita reducir las consecuencias de las avenidas (Membrillera, 2019).

Se ha desarrollado un innovador sistema que se ha implantado para el control de los niveles del río Azuer en tiempo real. Este sistema cuenta también con un tratamiento informático de los datos, proporcionando información en forma de gráficos y tablas que se pueden consultar en una página web.

En cuanto a su ubicación se pueden disponer en instalaciones naturales y artificiales, ya existentes del río, por lo que no producen nuevos impactos, tanto al régimen natural de la masa de agua (Cisowska y Hutchins, 2016), como a la fauna (Sanz-Ronda, Bravo-Córdoba y Martínez de Azagra, 2010).

Por su diseño estarán en funcionamiento durante las grandes avenidas que se producen los cauces situados en grandes llanuras de inundación (DGPC y DGOH,1985), circunstancias que pueden incrementarse en el futuro con el cambio climático (Ayala-Carcedo, F.J. y Iglesias, A.,2000, Inundaciones y Cambio Climático, 2018).

El sistema diseñado plantea una instalación que no requiere la construcción de estaciones de aforo ni obras rígidas, como hormigón o similar, por lo que la afección al medio ambiente es mínima. Puede ser integrado en un futuro en el SAIH.

Es un sistema muy flexible que permite su rápida instalación en cualquier punto de cauce, por lo que puede considerarse como portátil y no depende de fuentes de alimentación externas. Por contrapartida, presenta la limitación de que depende en cuanto a las comunicaciones de la telefonía comercial, por lo que en situaciones de emergencia no

dispone de una red privada de comunicaciones más robusta, indispensable para los sistemas SAIH (De Andrés-Conde et al, 2009). Esta circunstancia ha de tenerse en cuenta a la hora de su implantación, pues este nuevo sistema no puede sustituir en ninguna forma la red de sensores SAIH existente, pero si puede ser un excelente complemento, ya que en la inmensa mayoría de los episodios de avenidas los sistemas públicos de telefonía comercial funcionan adecuadamente.

#### 2.- Objetivos

En primer lugar, se pretende contar con una nueva herramienta que facilite información de los niveles de agua en los ríos, que permita su rápida instalación en cualquier punto de un cauce. También se puede utilizar en los embalses o cualquier otra masa de agua. Se trata de un punto de control prácticamente portátil que suministra datos en tiempo real, con la frecuencia deseada en cada momento.

En segundo lugar, ha sido posible utilizar equipos electrónicos y sensores, que además de su total portabilidad no dependen de fuentes de alimentación externa. Su bajo consumo le permite funcionar durante meses con baterías. Esto proporciona una gran autonomía, garantizando su funcionamiento en situaciones en las que las redes de suministro eléctrico podrían fallar.

El sistema se plantea como un complemento del sistema SAIH, no pudiendo ser sustitutivo de los sensores SAIH, puesto que depende la red telefónica comercial para su funcionamiento.

La rapidez en su instalación y desinstalación es esencial pues proporciona versatilidad, de modo que con un reducido número de equipos se pueden contar con información de los niveles una extensa red de puntos de los cauces en aquellos momentos en que sea precisa. El equipo no ha de estar instalado de forma permanente cuando no hay avenidas o no es necesario controlar el nivel

La obra civil prácticamente inexistente es otra característica importante. Simplemente una arqueta enterrada en el terreno y un tubo portasondas anexo a una obra de fábrica existente o dispuesto adecuadamente en el cauce son suficientes. Ello permite que los costes de instalación sean bajos y que la afección ambiental sea reducida.

Finalmente, los datos se han de tratar para facilitar una información útil para la toma de decisiones. Información que está disponible en un servidor de modo que se puede acceder a través de internet para su consulta, siendo actualizada de forma permanente.

#### 3.- Metodología

Mediante la instalación de sensores y el desarrollo de aplicaciones de apoyo se obtiene en tiempo real la cota de la instalación, pudiendo consultarla desde cualquier lugar, bien a través de Internet consultando una Página Web o a través de la aplicación desarrollada en Android para dispositivos móviles. En la Figura 1 se puede apreciar el esquema de funcionamiento general.

#### 3.1.- Captura de la Información:

Para realizar el control del nivel de un punto determinado del río, se parte una sonda de nivel piezoresitiva. Esta sonda, se instala por inmersión. Una vez analizado el funcionamiento de la sonda, esta captura el dato y se puede acceder de dos formas distintas. Estando conectado en la misma red LAN que la sonda accediendo a su interface nos muestra el dato en una página web con formato HTML. Si la sonda no puede ser conectada a la LAN, ésta a través de una tarjeta telefónica 4G puede enviar el dato en el

intervalo de tiempo que se le programe vía correo electrónico a la dirección que se le indique. Para la captura del primer dato se ha desarrollado una aplicación en microsoft visual basic .net, la cual abre, a través de la LAN, la página web donde la sonda tiene la lectura de nivel del embalse y por medio del análisis previo desarrollado a la información recuperada en formato HTML, por medio de unos patrones predefinidos se extrae el valor de la cota.

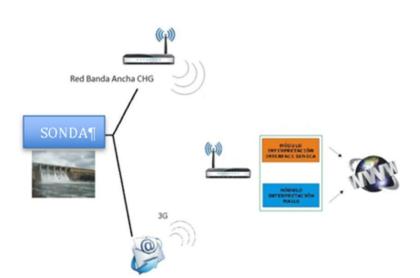
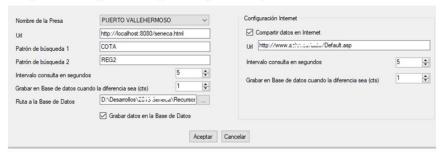


Figura 1: Esquema del funcionamiento.

Figura 2: Detalle pantalla configuración aplicación captura datos a través de la red local.



Este valor puede ser guardado o no en una base de datos Microsoft Acces y/o compartirlo a la base de datos MySQL que está en internet para acceder vía online al dato. En la Figura 2 se aprecia el detalle de la pantalla de configuración. En las configuraciones pueden indicarse, el intervalo de tiempo de consulta a la LAN para capturar el dato, así como

cuando capturar el dato en función de la diferencia de cota entre el dato anterior y el actual, también se puede indicar la decisión de enviar o no el dato a Internet. La información enviada en este correo electrónico está encriptado y se envía a un servidor que tiene instalado el software de la sonda, lee el correo desencriptando el dato, en este momento se fuerza un reenvío de esa información desencriptada a una cuenta de correo electrónico que pertenece al sistema desarrollado. En este momento se dispone de otra aplicación también desarrollada en microsoft visual basic.net, que está consultando el buzón de correo cada intervalo de tiempo que se ha configurado y cuando detecta nuevos correos, los abre, analiza, ve a que punto de lectura pertenece y envía el valor capturado a la base de datos MySQL de Internet. Si la sonda ha enviado más de un valor, el último valor se envía a la plataforma en la que se ven los últimos niveles obtenidos, y el resto de datos pasan a históricos. Se han instalado dos tipos de sonda, la sonda piezorresistiva con datalogger (Figura 3 ) y la sonda con sistema de transmisión de datos incorporado ( Figura 4), que a diferencia de la anterior tiene el dispositivo de transmisión de datos en la misma sonda y es de uso portátil.

Figura 3: Sonda piezoresistiva y arqueta para instalación del dispositivo de transmisión de datos (datalogger).





## 3.2.-Envío de Información:

En los puntos cercanos a presas en que se dispone de conexión a la red de CHG, la sonda se conecta a la red y la aplicación "24H" accede al dispositivo, leyendo los valores de cota de la sonda y enviándolos a la nube. La aplicación permite configurar el tiempo entre consultas al sensor. En los puntos del cauce en que no se dispone de conexión a la red de CHG, la sonda permite el envío de correo electrónicos con información mediante 3G y la aplicación "Lectura mails" accede al buzón donde son enviados los mails, clasificando el punto del río del que procede, leyendo los datos asociados y enviándolos a la nube. La aplicación permite configurar el tiempo entre consultas al buzón de mails. Mediante la instalación de sensores y el desarrollo de aplicaciones de apoyo se obtiene en tiempo real la cota de la instalación pudiendo consultarla desde cualquier lugar, bien a través de Internet en una Página Web o a través de la aplicación desarrollada en Android para dispositivos móviles.

#### 3.3.-Consulta de la Información:

Se hace a desde Internet, accediendo a la Página Web donde se recoge la información enviada por la sonda y procesada por las distintas aplicaciones (24H, LecturaMails). La otra posibilidad es mediante la instalación de la APK para Android en un dispositivo móvil con

conexión a Internet. Desde la página Web se puede descargar la APK para Android y poder visualizar los valores de las presas o ríos desde un dispositivo móvil. Así como acceder a los gráficos de evolución de la Web. La APK dispone de la herramienta de calculadora al igual que la página Web para el cálculo de apertura/caudal o viceversa. La APK incorpora un apartado de alarmas en el que se pueden configurar niveles de río o presa y una vez alcanzado y/o superados la APK disparará una alerta sonora en el móvil.

#### 3.4.-Acceso información:

Para acceder a la Página Web es necesario disponer de un usuario y contraseña, una vez validadas las credenciales se accede a una primera pantalla en la que se obtiene información actual de todos los puntos de los ríos donde se mide el nivel, gráfico de evolución en el período que decida el usuario. También se puede acceder a puntos de control colocados en las presas donde se puede acceder a la información sobre el porcentaje de llenado, aperturas de compuertas, dato introducido por los técnicos desde el gestor de contenidos. Para ampliar información de las presas o ríos asociados es necesario pulsar sobre el icono de información pudiendo visualizar gráficas de evolución de nivel, así como caudales de I/O y disponer de una calculadora para obtener aperturas en función de caudales de salida o viceversa. Los filtros realizados sobre niveles de cota o caudales pueden ser exportados en formato Excel para su tratamiento. Cada presa dispone de una calculadora personalizada en la que al introducir un supuesto caudal de salida indica la apertura que habría que dar a la compuerta o viceversa. Al indicar una apertura muestra el caudal de salida, para así poder realizar la decisión lo más rápido posible.

Figura 4: Sonda con sistema de transmisión de datos incorporado.



## 4.- Caso de Estudio

El río Azuer nace en las cercanías del paraje denominado Fuente Blanca, en el Campo de Montiel, del término municipal de Villahermosa (Ciudad Real), es afluente del río Guadiana, al que se incorpora justo antes de las Tablas de Daimiel (Figura 5). El Campo de Montiel, es una meseta de 5500 Km², con altitud comprendida entre los 800 metros y los 1000 metros de altitud es un acuífero Kárstico, debido a su origen calcáreo (IGME 2008). Por ello hay manantiales que son nacimiento de arroyos y ríos. El acuífero se recarga en invierno y

primavera por las aguas que se filtran de las que provienen del deshielo de la Sierra de Alcaraz, por lo que el régimen hidrológico del río Azuer presenta caudales permanentes muchos años incluso durante el verano. Su afluente principal es el río Cañamares. El río Azuer ha provocado muchas inundaciones en el pasado (DGPC, 2014). Estas afectan principalmente a Membrilla y Manzanares, ambos municipios en la provincia de Ciudad Real. Especialmente intensas fueron las registradas en diciembre de 2009 y enero de 2010. Como el río discurre por una zona muy llana con caudales muy pequeños, inferiores al metro cúbico por segundo pueden provocar la inundación de los terrenos colindantes, ocupando extensas áreas de su vega, que constituye una gran llanura de inundación. Este fenómeno se produce de forma recurrente a pesar de que el río Azuer se encauzó, con un proyecto que data de los años cuarenta (Carrillo-Vegas, 1943). El cauce se ha reducido mucho debido a las invasiones de los terrenos colindantes facilitando los desbordamientos.



Figura 5: Mapa de situación del río Azuer

Las primeras sondas se instalaron en el río Azuer durante el año 2016. Los puntos de control se han situado aguas arriba de la presa del Puerto de Vallehermoso, en la propia presa y en la confluencia del río Azuer con el arroyo Alhambra, que se encuentra a 1,5 kilómetros aguas abajo de la presa. También se han instalado puntos de control en el río a su paso por las localidades de Membrilla y Manzanares donde se pueden producir desbordamientos inundando áreas de las poblaciones, con los riesgos que ello conlleva. El coste de un punto de control, incluida su instalación, la sonda y el sistema informático, es de unos 4.000 €, no siendo necesario obra civil, lo que encarecería mucho más la instalación, con un coste aproximado de unas 20 veces más. Para la gestión de las avenidas y el control de los desembalses es necesario conocer los niveles aguas arriba de la presa y en los puntos indicados anteriormente aguas abajo, para evitar daños a las poblaciones y para adaptar los caudales desaguados por la presa de forma que no coincidan con las puntas del hidrograma de arroyo Alhambra.

#### 5.- Resultados

Una vez capturados los datos de las sondas por una de las dos formas indicadas, son recopilados y mostrados online. El acceso puede hacerse como ya se comentó con anterioridad, a través de una página web realizada en ASP.net, html, javascript, css o de

una APP Android. En la figura 6 se muestra el menú que aparece cuando se accede a la aplicación.

Figura 6: Tablas de presentación de los datos de los ríos según la presa a la que pertenecen

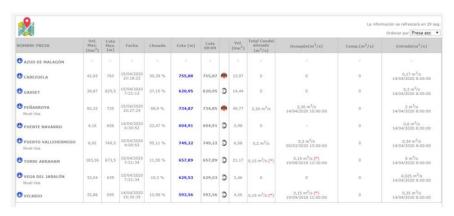


Figura 7: Gráficos de nivel y caudales entrantes y salientes en presa



El menú principal también facilita información sobre el nivel de la presa del Puerto de Vallehermoso, pulsando sobre el icono muestra la evolución a lo largo del tiempo, tal como

se puede observar en la Figura 7. Los datos captados por las sondas, junto a la información introducida por los técnicos, también permiten automatizar, cálculos de aperturas de compuertas y caudal vertido. La información aparece en la Web en modo tabla. En esta tabla se pueden consultar también los datos de los rios instrumentados con sensores de nivel. Pulsando sobre el icono de cada presa aparecen los puntos de control de sus rios (Figura 7). Para cada uno de los puntos de control de los distintos ríos, se puede tambien acceder a los gráficos de evolución del nivel (Figura 8). Existe la posibilidad de seleccionar el período que se desea consultar, así como el intervalo de tiempo entre cada registro. El gráfico presenta la cota, o nivel del río, frente al tiempo y permite la exportación de todos los datos a Excel.

AZUER.PTE LA VIÑA

PUERTO VALLEHERMOSO

Fecha: 06/06/2016 16:00:00

0,21 m.

Cota

0 28

0 26

0 26

0 24

0 24

Filtrar datos de nivel

EVOLUCIÓN RIVEL EN EL TIEMPO
Desde día (SETON 2016
HABER día

0.00 0 3.00 0 6.00 0 9.00 0 1200

Figura 8: Gráficos del nivel del río Azuer en el punto de control denominado Puente de la Viña

#### 6.- Conclusiones

El control de avenidas es de suma importancia para garantizar la seguridad de las poblaciones cuya ubicación se encuentra próximas a ríos que se desbordan durante las crecidas. Para ello se ha diseñado un sistema con un reducido impacto ambiental, puesto que no precisa de infraestructuras nuevas para su instalación ni de fuentes externas de energia. Además, de su reducido coste, es flexible pues permite su instalación en cualquier punto de un río, e incluso en cualquier masa de agua. El sistema ha sido probado en diversas avenidas del río Azuer, habiendo mostrado su efectividad y fiabilidad durante esos episodios. Además, dado que transmite la información en tiempo real ha permitido la toma de decisiones previa a los desembalses de la presa del Puerto de Vallermoso, que está situada en río Azuer aguas arriba de las localidades de Manzanares y Membrilla. En consecuencia, este sistema es respetuoso con el medio ambiente, de bajo coste, rápido de instalar y versátil. Constituye un excelente complemento al SAIH, proporcionando una información adicional, que ayuda a una mejor gestión de las avenidas y que en un futuro puede ser incorporada también al SAIH.

#### 7.- Bibliografía

- Aldana-Valverde A. L. (2002). Métodos de Estimación de Relaciones Nivel Caudal. Aplicación en los Sistemas en Tiempo Real. Jornadas sobre sistemas de ayuda a la decisión ante problemas hidráulicos e hidrológicos en tiempo real. Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas
- Ayala-Carcedo, F.J. & Iglesias, A. (2000). Impactos del posible Cambio Climático sobre los recursos hídricos, el diseño y la planificación hidrológica en la España Peninsular. In Balairón edit., El Cambio Climático, El Campo de las Ciencias y las Artes, Servicio de Estudios del BBVA, Madrid, 201-222.
- Belmar, O.; Ibáñez, C. Forner A. & Caiola, N. The Influence of Flow Regime on Ecological Quality, Bird Diversity, and Shellfish Fisheries in a Lowland Mediterranean River and Its Coastal Area. Water 2019, 11, 918.
- Carrillo-Vegas G. (1943). Proyecto de Regularización del río Azuer en sus términos de Membrilla y Manzanares. *Jefatura de Aguas. Delegación de los Servicios Hidráulicos del Guadiana*
- Cisowska L.& Hutchins M.G. (2016). The effect of weirs on nutrient concentrations. Science of the Total Environment 542 997–1003.
- CEDEX (2017). Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Centro de Estudios Hidrográficos Informe Técnico para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría de Estado de Medio Ambiente, Oficina Española de Cambio Climático. Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España. Informe Final. Tomo Único. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Fomento.
- De Andrés-Conde C., González-Vallvé J.L., Centeno-Gutiérrez S. (2009). Los sistemas automáticos de información hidrológica (SAIH) una innovación que se exporta. Revista Digital del Cedex. http://193.145.71.12/index.php/ingenieria-civil/article/view/2382
- Del Campo-Benito J. & Yagüe-Córdoba J. (2007). Desarrollo de las actuaciones del Ministerio de Medio Ambiente en materia de seguridad de presas. Spanish Enviromental Ministry dam's safety program. Revista de Obras Públicas/Marzo 2007/Nº 3.475.
- DGPC y DGOH (1985). Estudio de Inundaciones Históricas. Mapas de Riesgos Potenciales. Cuenca del Tajo y Cuenca del Guadiana. *Madrid: Dirección General de Protección Civil y Dirección General de Obras Hidráulicas*.
- DGPC (2014). Catálogo Nacional de Inundaciones Históricas. Demarcaciones Hidrográficas, Incluyendo Galicia Costa y Cuencas Internas de Cataluña. Dirección General de Protección Civil y Emergencias. Ministerio del interior.
- IGME (2008). Encomienda de Gestión del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Identificación y Caracterización de la Interrelación que se presenta entre Aguas Subterráneas, Curso Fluviales, descarga por Manantiales, Zonas Húmedas y otros Ecosistemas Naturales de Especial Interés Hídrico. 040.010 Campo de Montiel. http://info.igme.es/SidPDF/147000/984/147984\_0000005.pdf.
- Membrillera G. (2019). Congreso Nacional del Agua Orihuela (2019). Innovación y Sostenibilidad Temática: aguas superficiales y subterráneas. / coord. por Joaquín Melgarejo Moreno Árbol académico, Patricia Fernández-Aracil, 2018, ISBN 978-84-1302-034-1, págs. 1119-1140

- Olcina-Cantos J. (2008). Prevención de riesgos: cambio climático, sequías e inunda-ciones. (Panel científico-técnico de seguimiento de la política del agua). Zaragoza : Fundación Nueva Cultura del Agua, 2008, 240 p.
- Piqueras J. (1983). Crónica de la Riada del Xúquer (20/21-X-1982). Cuad. De Geogr. 32-33. 39-58 Valencia, 1983.
- Sanz-Ronda F.J., Bravo-Córdoba F. J. & Martínez de Azagra A. (2010). Estaciones de aforo V-flat y peces migradores de la Península Ibérica: problemas y soluciones. Ingeniería Civil 158/2010

Comunicación alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible







# ANEXO VI. ACTIVIDADES ACADÉMICAS

Durante los pasados años se han realizado diversas actividades académicas que han fructificado en una serie de trabajos de investigación y resultados que se presentan en esta tesis doctoral.

Asimismo, dichas actividades son requisitos previos, que han de formalizarse mediante la justificación de un número de horas equivalentes para cada una de ellas.

Dichas actividades son de dos tipos, las actividades transversales y actividades específicas, consistiendo estas últimas en la presentación de trabajos de investigación a congresos y en la publicación de artículos en revistas de carácter internacional.

A continuación, se relacionan en una tabla las actividades académicas realizadas con su descripción y puntuación asignadas, para en una segunda tabla, resumir las puntuaciones requeridas y el total de las obtenidas, quedando justificados los requisitos académicos exigidos para la presentación y lectura de esta tesis doctoral.

Resumen	de	for	ma	ci	ńп
IVOOUIIIOII	uv			C- 81	~,,

Descripción	Mínimo	o Máximo Realizad		Computadas	Faltan
Formación transversal	60	60	80	60	0
Actividades específicas	540	-	800	540	0
Publicaciones	200	-	200	200	0
Congresos	100	-	600	340	0
Total	600	-	880	600	0

ACTIVIDADES		CURSO	HORAS	HORAS MINIMAS
TRANSVERSALES			REALIZADAS	EXIGIDAS
Metodología de la investigación a	plicada.	2018	60	
Reescribiendo la ciencia. Cómo evitar errores en		2018	20	
inglés científico escrito y hablado				
TOTAL	. ACTIVIDADES TRAI	NSVERSALES	80	60
ACTIVIDADES				
ESPECÍFICAS				
PUBLICACIONES				
ARTÍCULOS EN REVI	STAS			
TÍTULO ARTICULO		RANKING	HORAS	HORAS MÍNIMAS
		REVISTA	REALIZADAS	EXIGIDAS
Water resources sustainability n	nodel for wetland	Q1	200	
conservation based on and	onymous expert			
elicitation.				
TO	TAL ARTICULOS EN I	REVISTAS	200	200
PARTICIPACIÓN EN CON	IGRESOS			
TÍTULO COMUNICACIÓN		RANKING	HORAS	HORAS MÍNIMAS
		CONGRESO	REALIZADAS	EXIGIDAS
Evolution in a climate change s	scenario of water			
resources in the reserovoirs of the upper Guadiana				
River Basin		C4	100	
Linear rating functions for the ev	aluation of water			
resources in wetlands. The Peñarroya reservoir		C4	100	
Sustainable allocation of wat	er resources in			
wetland based on physico-chemical parameters		C4	100	
The duality of surface water an	d groundwater in			
the restoration of wetlands		C4	100	
Real time estimation of flow r				
plains of the Azuer River and Jabalon River		C4	100	
Low cost system for measuring levels in rivers		C4	100	
TOTAL	PARTICIPACIÓN EN	CONGRESOS	600	100
T	OTAL HORAS ACTIV	IDADES	800	540
	ESPECÍFICAS			

En resumen, se han cubierto todos los requisitos en cuanto a actividades transversales y específicas que se requieren para la presentación de la Tesis Doctoral, pues se han superado los mínimos exigidos.