



UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA

Escuela Técnica Superior de Ingeniería Industrial

**Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura
(CEBAS-CSIC)**

Máster en Ingeniería Ambiental y Procesos Sostenibles

TRABAJO FIN DE MÁSTER:

***“Efecto de la aplicación de ultrasonidos en la calidad
del agua regenerada almacenada en embalses de
riego”***

Isabel María Haro Martínez

Murcia, 2014

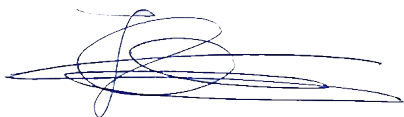
José Francisco Maestre Valero y *Francisco Pedrero Salcedo* del Departamento de Riego del Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura del Consejo Superior de Investigaciones y *Juan Ignacio Moreno Sánchez* profesor titular del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Universidad Politécnica de Cartagena

CERTIFICAN:

Que el presente Trabajo Fin de Máster: **“Efecto de la aplicación de ultrasonidos en la calidad del agua regenerada almacenada en embalses de riego”** presentado por *Isabel María Haro Martínez*, ha sido realizado bajo nuestra dirección para optar al título de Máster en Ingeniería Ambiental y Procesos Sostenibles.

Y para que conste a los efectos oportunos, firmamos la presente en Murcia a 25 de Septiembre de 2014.

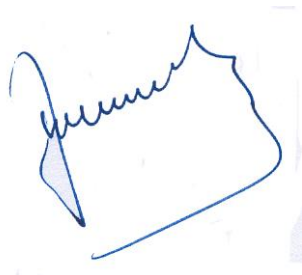
Fdo:



Fdo: José Francisco Maestre Valero



Fdo: Francisco Pedrero Salcedo



Fdo: Juan Ignacio Moreno Sánchez



Fdo: Isabel María Haro Martínez

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a mis directores del Trabajo Fin de Máster, José Francisco Maestre Valero y Francisco Pedrero Salcedo por el tiempo dedicado, por los consejos, buenas sugerencias y por remar siempre con fuerza para sacar adelante el trabajo.

A Juan Ignacio Moreno Sánchez, por facilitarme la realización de este trabajo.

Con especial cariño, agradezco a mis padres, José y María y a mi hermano José Luís, porque han sido el mejor apoyo en los momentos difíciles y el mejor de los cimientos para construir algo sólido. También a Natha por animarme siempre y apoyarme en todo.

A Sandra por ser mi amiga y compañera en todos los momentos de mi vida, por ser siempre la otra mitad del equipo.

A todos mis compañeros y grandes amigos que he conocido durante este año porque de todos he aprendido algo.

RESUMEN

En el Sureste de la Península Ibérica, la Demarcación Hidrográfica del Segura presenta un déficit hídrico de más de 317 hm³ para el año 2015 (Pérez et al., 2014). Esta situación crónica de escasez de agua obliga a tomar iniciativas para realizar un uso sostenible del agua. Una solución es el uso de aguas regeneradas para regadío, aprovechando las características nutricionales que poseen.

El embalsamiento de las aguas regeneradas para riego provoca un crecimiento de algas en los embalses debido a las condiciones climáticas y a las altas concentraciones de nutrientes que presentan. La proliferación de microalgas en los embalses de riego de aguas regeneradas provoca problemas en los sistemas de riego, mediante la obturación de éstos. Por lo tanto, es necesario controlar el crecimiento de microalgas para evitar los problemas técnicos que se producen y así aprovechar de manera eficiente las aguas regeneradas para riego.

En las últimas décadas se han estudiado diferentes técnicas para evitar el crecimiento masivo de microalgas en los embalses (Kanz et Ansen, 2013). En este trabajo se estudia el efecto de ultrasonidos para el control en el crecimiento de microalgas y calidad del agua.

En el estudio se pretende comparar la calidad del agua almacenada en tres embalses que contienen aguas regeneradas de características similares. En dos de los embalses se implantaron equipos de ultrasonidos, dejando al tercero sin tratamiento de ultrasonidos.

Para determinar la eficacia de los equipos de ultrasonidos en los embalses se han realizado in situ sondeos en profundidad para la determinación de la calidad del agua, al igual que en laboratorio de parámetros tanto físico-químicos como microbiológicos. Tras el ensayo realizado, se puede afirmar que los ultrasonidos controlan el crecimiento de microalgas en los embalses, pudiendo convertirse en una buena opción para controlar el crecimiento de algas. Además comparándolo con la limpieza manual, el coste de inversión para su implantación quedaría amortizado en un año aproximadamente.

Índice

1.	Antecedentes y estado del arte.....	1
1.1.	La escasez de recursos hídricos en el mundo.	1
1.1.1.	<i>La escasez de agua en España y la Región de Murcia.</i>	2
1.2.	El uso de agua regenerada como solución a la escasez de agua de riego.....	3
1.2.1.	<i>Uso del agua regenerada en la Región de Murcia.</i>	4
1.3.	Almacenamiento del agua.....	5
1.3.1.	<i>Calidad del agua almacenada en embalses</i>	6
1.3.2.	<i>Problemática de la aparición de algas en los embalses.</i>	7
1.4.	Técnicas de mejora de la calidad del agua almacenada en embalses. 8	
1.4.1.	<i>Técnicas biológicas</i>	8
1.4.2.	<i>Técnicas químicas</i>	10
1.4.3.	<i>Técnicas físicas.</i>	12
1.5.	<i>Tratamiento de aguas con ultrasonidos.</i>	16
2.	Justificación y objetivos del estudio.	20
3.	Materiales y métodos.....	21
3.1.	Condiciones experimentales.....	21
3.2.	Toma de muestras y sondeos.....	24
3.3.	Análisis del agua.....	25
3.4.	Mediciones in situ con la sonda multiparamétrica.	27
4.	Resultados y discusión.....	29
4.1.	Temperaturas del aire y del agua.....	29
4.2.	Parámetros físico-químicos.....	30
4.2.1.	<i>Conductividad eléctrica.</i>	31
4.2.2.	<i>Clorofila-a</i>	33
4.2.3.	<i>Oxígeno disuelto.</i>	37

4.2.4. <i>pH y Turbidez</i>	38
4.2.5. <i>Sólidos en suspensión</i>	40
4.2.6. <i>Relación entre parámetros.</i>	42
4.3. Concentración de macronutrientes y micronutrientes	44
4.4. Parámetros microbiológicos	46
4.5. Análisis económico.....	48
5. Conclusiones.....	51
6. Recomendaciones futuras.....	52

Índice de tablas

Tabla 1: Valores de turbidez del agua de AC1, AC2 y SJ.	39
Tabla 2: Valores medios de concentración de macronutrientes y micronutrientes en los embalses (AC1, AC2 y SJ) durante el ensayo.	45
Tabla 3: Datos económicos de la limpieza manual del embalse SJ y de los equipos de ultrasonidos de AC1 y AC2.....	50

Índice de figuras

Figura 1: Mapa mundial de la escasez de recursos hídricos físicos y económicos. Fuente: Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, 2007.	1
Figura 2: Localización de las EDAR de la DHS y sus volúmenes regenerados para riego en 2012 (Pérez et al., 2014).....	5

Figura 3: Esquema del proceso de cavitación provocado por ultrasonidos.....	17
Figura 4: Esquema de la instalación del aparato de ultrasonidos en un embalse.....	17
Figura 5: Situación de las depuradoras de Los Alcázares y San Javier.....	21
Figura 6: Temperatura del aire media diaria y precipitaciones registradas por la estación climática TP73 de Torre Pacheco (Murcia).....	29
Figura 7: Evolución de la temperatura de los embalses AC1, AC2 y SJ junto con la temperatura del aire en el periodo de muestreo.....	30
Figura 8: Evolución de la conductividad eléctrica (CE) registrada con la sonda multiparamétrica OTT-DS-5 en los embalses AC1, AC2 y SJ durante periodo de muestreo.....	31
Figura 9: Evolución del caudal tratado por las EDARs de Los Alcázares y San Javier durante el año.....	32
Figura 10: Evolución de la concentración de clorofila-a de los embalses AC1, AC2 y SJ en el periodo de muestreo.....	33
Figura 11: Evolución de la concentración oxígeno disuelto de los embalses AC1, AC2 y SJ en el periodo de muestreo.....	37
Figura 12: Evolución de la concentración de sólidos en suspensión en los embalses AC1, AC2 y SJ en el periodo de muestreo y límite de concentración máximo para riego que indica el Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre.	40
Figura 13: Concentración de SS a la salida de la EDAR de Los Alcázares y en el embalse AC1.....	41

Figura 14: Relación entre SS y Cl-a para AC1, AC2 y SJ. Se muestra la ecuación lineal y el coeficiente de regresión. 43

Figura 15: Evolución de la concentración de *E.coli* (UFC/100 ml) en el periodo de muestreo y límite de concentración máximo para riego que indica el Real Decreto 1620/2007. 47

Índice de fotos

Foto 1: Restablecimiento con macrófitas (*Vallisneria*) en el Lago Huizhou, China. Zona tratada en el lado derecho de la foto y área sin tratar en el lado izquierdo. 10

Foto 2: Aplicación de zeolita modificada en el Lago Okaro, Bahía de la Abundancia. 12

Foto 3: Cobertura de sombrero suspendida (Maestre-Valero, 2011). 13

Foto 4: Eliminación mecánica de algas. (Foto: John Clayton, NIWA)..... 14

Foto 5: Flotador que sustenta al emisor del aparato de ultrasonidos. 18

Foto 6: Embalse AC1 de Los Alcázares. 22

Foto 7: Embalse AC2 de Los Alcázares. 23

Foto 8: Embalse SJ de San Javier. 23

Foto 9: Procedimiento de toma de muestras y registro de datos mediante la sonda multiparamétrica OTT. 24

Foto 10: Medidor multiparamétrico de pH y conductividad eléctrica a la izquierda. Turbidímetro a la derecha.....	25
Foto 11: Filtros de sólidos en suspensión para los embalses AC1, AC2 y SJ.	26
Foto 12: Rampa de filtración para la determinación de <i>E. coli</i>	27
Foto 13: Placas Petri con filtros tras el periodo de incubación. En azul se pueden observar las colonias de <i>E. coli</i> formadas.	27
Foto 14: Sonda multiparamétrica OTT y detalle de los sensores.	28
Foto 15: Evolución del contenido de algas de SJ durante el ensayo.....	34
Foto 16: Procedimiento de limpieza manual de embalses.	34
Foto 17: Aspecto del embalse AC1 en el muestreo de 10/07/2014.....	35
Foto 18: Evolución del contenido de algas de AC1 durante el ensayo.....	36
Foto 19: Tareas de limpieza del embalse SJ.....	49

1. Antecedentes y estado del arte

1.1. La escasez de recursos hídricos en el mundo

El reparto desigual de los recursos hídricos a nivel mundial provoca que, hoy en día, gran cantidad de países estén sufriendo una importante escasez de agua. Para el año 2025 se espera que 1.800 millones de personas vivan en países o regiones con escasez "absoluta" de agua (500 m^3 anuales por habitante), y dos tercios de la población mundial podrían estar en condiciones de "estrés" (entre 500 y 1.000 m^3 por habitante y año) (FAO WATER, 2013).

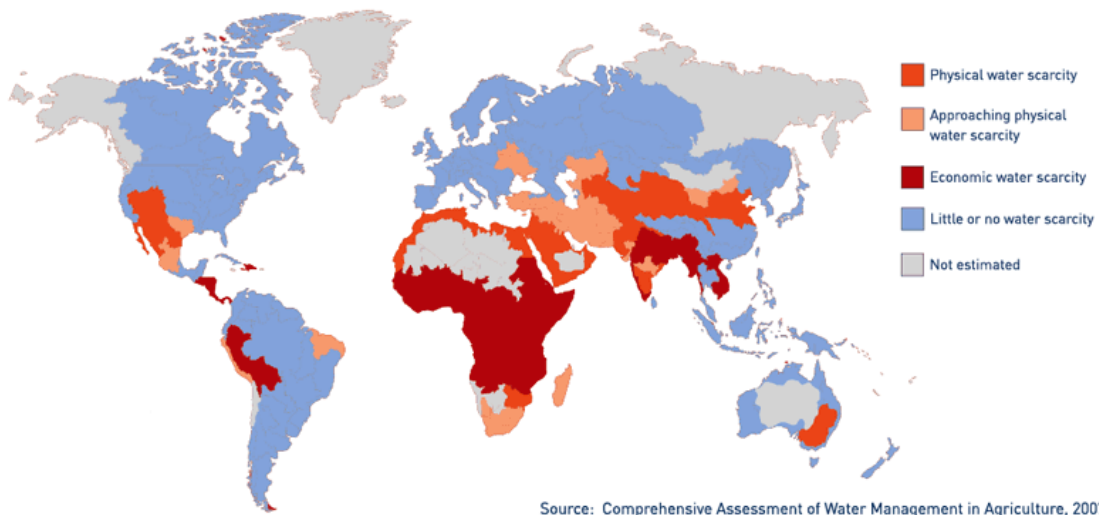


Figura 1: Mapa mundial de la escasez de recursos hídricos físicos y económicos. Fuente: Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture, 2007.

El problema de la escasez de agua disponible en regiones áridas y semiáridas resulta un impedimento importante en el desarrollo de estos países. Por ello, se debe prestar especial importancia a la correcta gestión de los recursos hídricos disponibles en cada región y así asegurar el desarrollo de éstos países.

1.1.1. La escasez de agua en España y la Región de Murcia.

Dentro del contexto mundial, España en su conjunto no se puede considerar un país seco. Sin embargo, los recursos hídricos de los que dispone son muy cambiantes a lo largo y ancho de su territorio. Esta diferencia se debe a la diversidad climática existente. Por ello, la disponibilidad de agua se presenta como uno de los problemas territoriales más significativos, comparándolo con los demás recursos naturales del país (IGN, 2014).

De la demanda total de agua en España, destaca la demanda para riego, que representa cerca del 80% del total, seguida del abastecimiento urbano (14%) y de la demanda para la industria (6%) (IGN, 2014). La mayor parte de esta demanda se satisface con los recursos hídricos superficiales, aunque en algunas regiones la extracción de aguas subterráneas ha permitido disminuir el déficit. Otra técnica para la obtención de agua ha sido la desalación, tecnología que ha tenido un gran desarrollo en los últimos años creando plantas desaladoras en todo el litoral español (IGN, 2014). Sin embargo, los recursos anteriores pueden ser deficitarios o económicamente inviables dependiendo del uso del agua, por lo que el uso de aguas regeneradas resulta un recurso a tener muy en cuenta a la hora de paliar la escasez hídrica de determinadas zonas.

En el caso de la Región de Murcia, este déficit de agua es debido principalmente al clima semiárido donde existen (i) escasas precipitaciones (inferiores a 300 mm/año) (CARM, 2014), las cuales se encuentran distribuidas irregularmente en el tiempo y en el espacio y (ii) una demanda evapotranspirativa muy alta, por lo que la Cuenca del Segura es la única del territorio nacional español con déficit hídrico estructural de 460hm^3 (PHN, 2001). El regadío constituye, con diferencia, el principal uso del agua en cuanto a volúmenes de recursos hídricos consumidos, y es el motor básico que ha contribuido al desarrollo socioeconómico de la región (CHS, 2014).

1.2. El uso de agua regenerada como solución a la escasez de agua de riego

Las aguas regeneradas pueden ser una fuente de agua más fiable (disponible todo el año) y regular que otras fuentes con las que cuentan los agricultores. El valor del agua regenerada ha sido reconocido ampliamente por los agricultores, no sólo como recurso hídrico, sino además por los nutrientes-fertilizantes que contiene, que favorecen el crecimiento de las plantas. Además, el uso de las aguas regeneradas evita el aporte de contaminantes a los cauces naturales. Por todo ello, la regeneración de las aguas residuales y su reutilización en la agricultura está teniendo una amplia aceptación en muchas partes del mundo (ONU, 2013).

Sin embargo, el uso de aguas regeneradas en agricultura debe controlar parámetros que pueden ser perjudiciales para los cultivos y el suelo. Se debe conocer el contenido en nutrientes del agua para planificar un correcto programa de fertilización. Además la alta salinidad que caracteriza a las aguas regeneradas puede ocasionar problemas fisiológicos y agronómicos en las plantas (Ramos, 1997). En cuanto al suelo, el uso de aguas regeneradas puede afectar a la permeabilidad de este, aumentando la relación de adsorción de sodio y con ello la disminución de la capacidad de infiltración de los suelos. Es también importante tener precaución con el contenido de iones fitotóxicos (boro, cloruros y sodio) de estas aguas (Resh, 1997).

Atendiendo al riesgo sanitario que presentan las aguas regeneradas, es claro que su utilización entraña un riesgo para el público y los trabajadores, debido a la exposición a microorganismos patógenos y posibles sustancias tóxicas que contiene. Por tanto, las precauciones que se toman en este camino son: minimizar el contacto del agua regenerada con las personas y aplicar procesos de depuración fiables. Al final, los riesgos a corto plazo están relacionados con los patógenos que pueda contener el agua regenerada y los riesgos a largo plazo con la toxicidad y bioacumulación de ciertos tóxicos en plantas que pueden contener este agua.

1.2.1. Uso del agua regenerada en la Región de Murcia

En la Región de Murcia, se ha respondido a la escasez de agua con una elevada eficiencia en los casos de abastecimiento y riego. Para ello se ha tenido que recurrir a la sobreexplotación de acuíferos, a las transferencias de recursos de otras cuencas (Trasvase Tajo-Segura) y al uso de recursos hídricos no convencionales como el agua desalada y regenerada. Según el Documento Provisional del Esquema de Temas Importantes realizado sobre el ámbito de la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS), para el horizonte 2015, figura la siguiente estimación: como recursos totales disponibles existían unos 1.432 hm³/año; por su lado, las demandas se evaluaban en 1.837 hm³/año, de modo que el déficit superaba los 300 hm³/año (Pérez et al., 2014). Las medidas propuestas para reducir este déficit (ante el fracaso de la desalación por los precios para el riego) son: (i) la práctica de sistemas de riegos deficitarios, (ii) intensificar las políticas de modernización de regadíos, y (iii) apostar claramente por la reutilización tras la depuración y regeneración adecuada según usos (Pérez et al., 2014).

En lo que se refiere al aprovechamiento de las aguas regeneradas con destino a regadío de las comunidades de regantes de la DHS, el balance deficitario de recursos de la cuenca convierte a los caudales de reutilización en un bien cada vez máspreciado. Esto se debe a que las aguas regeneradas son un recurso hasta cierto punto regular del que se puede disponer. El destino de agua regenerada para riego se puede medir en función de las concesiones directas a las distintas comunidades de regantes, cuyo valor asciende a 74,4 hm³/año en el año 2010, lo que supone un 4,47% del total de la demanda agraria, evaluada en ese año en 1.662 hm³/año para la Cuenca del Segura (Pérez et al., 2014).

Según la Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Segura, en 2013, existían en la DHS 76 EDAR cuyas aguas tratadas se destinaban tras regeneración a riego; en beneficio, según concesiones, de 87 comunidades de regantes y sociedades agrarias de transformación. En la Figura 2 se muestran la situación y volúmenes de aguas regeneradas cuyo uso va destinado a riego.

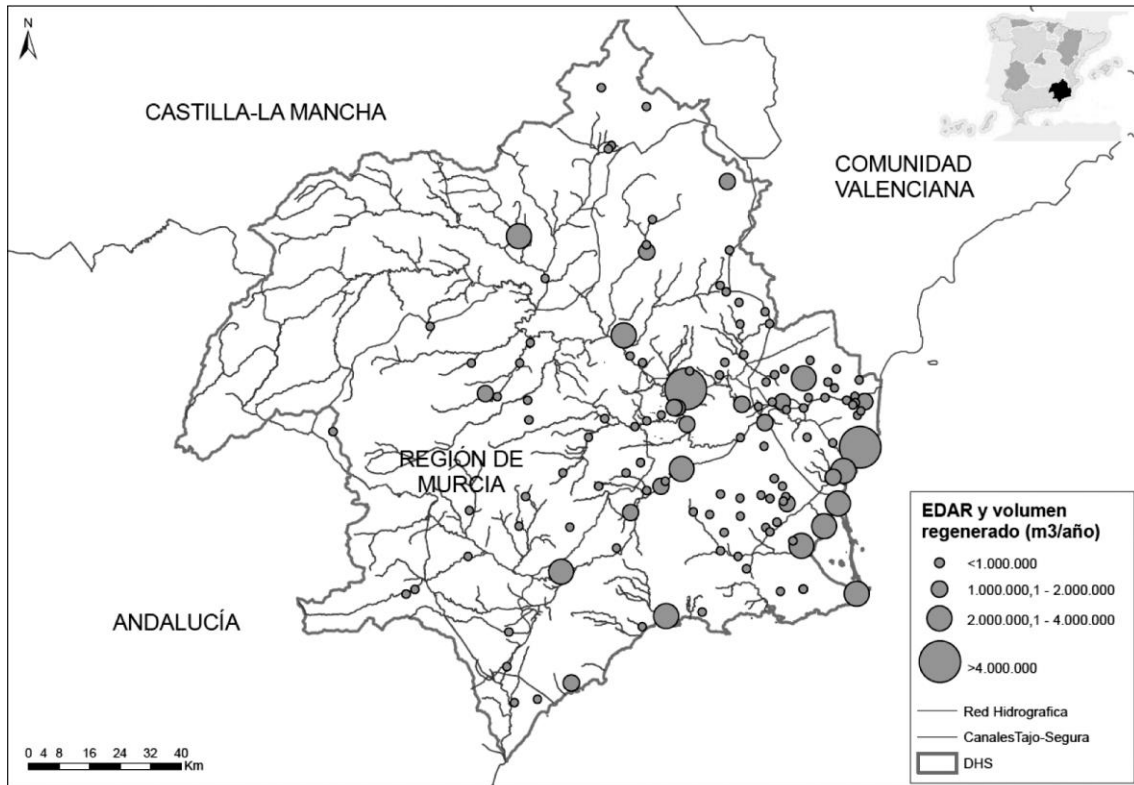


Figura 2: Localización de las EDAR de la DHS y sus volúmenes regenerados para riego en 2012 (Pérez et al., 2014).

Además del uso para riego agrario, algunas EDAR destinan el agua regenerada para riego de espacios verdes. Algunas aguas depuradas de EDAR de industrias se utilizan en el entorno rural de las mismas. En otros casos, el agua regenerada se vierte a cauce público, manteniendo un caudal ecológico o incluso se aprovechan antiguas depuradoras de lagunaje en las que se almacena aguas regeneradas creando humedales artificiales de interés ecológico (Pérez et al., 2014).

1.3. Almacenamiento del agua

En las regiones áridas y semiáridas, donde la escasez y la disponibilidad de agua varían estacionalmente, los embalses de riego son una instalación común para garantizar el suministro de agua a los cultivos. Para el caso particular de la Cuenca del Segura, región semiárida del sureste español que se caracteriza por la extraordinaria abundancia de embalses de riego (Maestre-Valero et al., 2011).

Los embalses de riego se encuentran al alcance técnico y económico de pequeños propietarios o pequeños grupos de agricultores y pequeñas y medianas empresas agrarias, por lo que su uso se ha extendido amplia y rápidamente durante los últimos años en el sureste español (Maestre-Valero et al., 2011). Se han contabilizado cerca de 15.000 embalses de riego en la Cuenca del Segura (Martínez-Álvarez et al., 2008). Dependiendo de la situación geográfica de los embalses de riego, el agua almacenada tiene distinta procedencia (desalación, pozos, subterránea, superficial, transvasada o regenerada).

1.3.1. Calidad del agua almacenada en embalses

El término de calidad del agua se utiliza ampliamente para indicar si un agua es idónea o apta para sus distintos usos: consumo humano, riego o usos recreativos. Históricamente se consideraba un agua de baja calidad, aquella que tenía alto contenido en sales, de modo que su uso en riego podía causar problemas en los cultivos (Ayers et Westcot, 1985). Con los últimos avances en técnicas de riego, se han tenido en cuenta otros parámetros físicos y biológicos del agua (Maestre, 2011).

Los principales parámetros de calidad del agua físico-biológicos son:

- **Temperatura del agua.** Es un factor que afecta a otros parámetros de calidad del agua (oxígeno disuelto, solubilidad mineral) y se puede medir fácilmente. Los organismos dependen en gran medida de la temperatura del agua para desarrollar sus funciones vitales, de modo que las variaciones de temperatura que sobrepasen los rangos tolerados, tienen consecuencias sobre ellos (Deas et al., 2000). Además la temperatura también influye en las reacciones químicas y biológicas así como en los cambios de densidad provocando movimientos de agua por convección (Dolz et al., 1995) y estratificaciones a distinta temperatura de la masa de agua (Wetzel, 2001).
- **Conductividad eléctrica.** Es un indicador de la capacidad del agua para transmitir una corriente eléctrica. La conductividad eléctrica permite

estimar de forma rápida la concentración de sólidos disueltos (salinidad) en el agua. Depende de los aniones (cloruro, nitrato, sulfato y fosfato) y de los cationes (sodio, magnesio, calcio, hierro y aluminio) presentes en el agua y de la temperatura del agua (Romero-Rojas, 1999).

- Oxígeno disuelto. La concentración de oxígeno disuelto (OD) en el agua del embalse es el resultado de un balance entre las entradas de OD, que provienen de la fotosíntesis de plantas acuáticas, de la difusión de aire en la capa superficial por el viento y el oleaje (Gladyshev et al., 2002), y las salidas de OD debidas a la respiración de los organismos acuáticos y la descomposición aerobia de la materia orgánica (Martín et al., 1999). Una baja concentración de oxígeno disuelto en el agua puede ser perjudicial para los organismos acuáticos y para los cultivos irrigados con este agua.
- Turbidez. Se define como la falta de transparencia del agua debida a la presencia de partículas en suspensión de modo que cuantos más sólidos en suspensión haya en el agua, más sucia parecerá esta y más alta será la turbidez. El desarrollo de microalgas influye en la concentración de materia particulada en suspensión aumentando la turbidez del agua e impidiendo la penetración de la radiación solar a las capas más profundas.

1.3.2. Problemática de la aparición de algas en los embalses

La gran cantidad de nutrientes que contienen las aguas de riego almacenadas en embalses junto con las condiciones climáticas adecuadas, provocan el crecimiento y desarrollo de algas de tamaño microscópico que pueden provocar problemas técnicos y de calidad del agua (Karico, 2000; Brainwood et al., 2004; Sperling et al., 2008). Los principales factores que influyen en el crecimiento de las algas son la temperatura y la luz. A bajas temperaturas y en condiciones de poca luz, las algas no realizan correctamente la fotosíntesis y por tanto no crecen (Spiros K. et al., 2009).

Esta proliferación de algas en el agua almacenada en embalses de riego reduce considerablemente la calidad del agua debido al aumento de turbidez que provoca, sobre todo cuando el agua se destina a un sistema de riego localizado. Estos sistemas se componen de un gran número de emisores localizados en superficie a lo largo de los laterales de riego. Los emisores tienen aberturas estrechas por donde el agua fluye durante el riego y son propensos a desarrollar obturaciones por partículas físicas, químicas y biológicas presentes en el agua (Ravina et al., 1992). Estas obturaciones de los emisores afectan principalmente a la uniformidad de aplicación de agua de riego en parcela, lo cual provoca que emisores obturados suministren un menor volumen de agua y se produzcan variaciones en el crecimiento y reducciones en la productividad del cultivo (Adin et al., 1989; Adin et Sacks, 1991; Bucks et Nakayama, 1991).

Ante esta situación, cuando se riega con aguas de baja calidad, se requiere un filtrado previo, con el consiguiente aumento en el gasto de agua y energía. Además, es habitual que aunque se realice este filtrado previo al riego, existen algas capaces de pasar a la instalación de riego y producir obturaciones en los emisores (Maestre-Valero et al., 2011).

1.4. Técnicas de mejora de la calidad del agua almacenada en embalses

En la bibliografía se pueden encontrar diferentes técnicas de mejora de la calidad del agua almacenada. Las técnicas se pueden clasificar en biológicas, químicas y físicas (Kanz et Ansen, 2013). Algunas de las técnicas más representativas de cada clase son:

1.4.1. Técnicas biológicas

- Control microbiano: consiste en la introducción de un tipo de bacterias a la masa de agua, que consumen nitrógeno y fósforo, por lo que pueden dejar fuera de competencia a poblaciones de algas. También pueden

ejercer un control sobre el crecimiento de algas por la excreción de enzimas líticas que degradan las paredes celulares de las algas (Rashidan et Aves 2001; Peng et al 2003; Choi et al 2005). Es un método en estudio y aún no se conocen los efectos no deseados que puede producir (Schmack et al 2012).

- Paja de cebada: Algunos estudios sugieren que la paja de cebada puede ser eficaz como tratamiento para la proliferación de algas (Everall et Lees 1996; Everall et Lees 1997; Zheng et al., 2006; Purcell et al., 2012). La adición de paja de cebada no suele eliminar las algas ya presentes, pero sí que puede inhibir el crecimiento de algas nuevas (Murray et al., 2010). En la descomposición de la paja de cebada en condiciones aeróbicas se pueden producir compuestos alguicidas, sin embargo, se debe eliminar la paja antes de su total descomposición para evitar la liberación de nutrientes y el consiguiente estímulo para el crecimiento de algas (Drábková, 2007).
- Implantación de plantas macrófitas: las macrófitas perjudican el desarrollo de las floraciones de algas por dos motivos: impiden la resuspensión de sedimentos del fondo y además absorben nutrientes, compitiendo así con las algas (Scheffer, 2005). La restauración de macrófitas normalmente requiere otras opciones de control previas para reducir los sedimentos y las concentraciones de nutrientes (Jeppesen et al., 2012). La Foto 1 muestra el restablecimiento de un alga artificial con el uso de macrofitas.



Foto 1: Restablecimiento con macrófitas (*Vallisneria*) en el Lago Huizhou, China. Zona tratada en el lado derecho de la foto y área sin tratar en el lado izquierdo.

1.4.2. Técnicas químicas

- Herbicidas: se utilizan diferentes productos que difieren en composición y mecanismos de acción. Los más usados son:
 - Alguicidas (por ejemplo, sulfato de cobre y quelatos de cobre): son sustancias químicas que se basan en contacto directo con las algas y que provocan efectos tóxicos en los procesos bioquímicos de las células de las algas. Los alguicidas a base de cobre se usan comúnmente en piscinas, y en muchos acuarios de agua natural. La adición de sulfato de cobre resulta altamente tóxico para los organismos acuáticos, incluidas las algas; sin embargo, con objeto de reducir la toxicidad del cobre, se formulan quelatos de cobre. En un compuesto de este tipo, el ion cobre está unido a otros componentes, de modo que es menos reactivo con organismos y materia orgánica (Clearwater et al., 2007). La toxicidad de cobre disuelto se ve afectada significativamente por el pH del agua, la dureza y la materia orgánica disuelta.
 - Isopropilamina de glifosato: es herbicida no selectivo que actúa inhibiendo la síntesis de proteínas en las plantas. Cuando se aplica al tejido verde, se traslada a los puntos de crecimiento, de modo que es eficaz contra una amplia gama de plantas en tierra o

en agua. Este componente se encuentra como ingrediente activo en muchos productos junto con tensioactivos y adyuvantes, por ello solo se debe utilizar productos indicados para su uso en cursos de agua por la toxicidad que presenta para la vida acuática (Kanz et Ansen, 2013).

- Diquat: es un herbicida de contacto de acción rápida. Su modo de acción está basado en la interrupción del sistema de transporte de electrones en la fotosíntesis de las plantas. Como resultado de este proceso se forma peróxido de hidrógeno, el cual deseca el tejido vegetal verde. Este herbicida puede reducir en gran medida la biomasa sumergida, sin embargo, no consigue erradicar completamente la especie o especies de algas tratadas. Se requiere un tratamiento de al menos 1 año para controlar el crecimiento masivo.
- Uso de medios de absorción: los nutrientes se eliminan de las aguas pluviales mediante la absorción al medio absorbente. El absorbente se puede introducir directamente al agua para eliminar los nutrientes in situ o bien pasar el agua por un biofiltro previo a su incorporación al embalse o estanque. Los medios absorbentes se pueden aplicar en los embalses para regular el contenido en nutrientes. Los materiales utilizados son: alumbres (sulfato de aluminio), zeolitas modificadas, calcita o arcillas modificadas por fósforo inorgánico. Estos materiales se unen a los nutrientes irreversiblemente, haciendo que no queden biodisponibles, impidiendo así el crecimiento de las algas (Hickey et Gibbs 2009; Yuan et al 2009; Jancula et Maršálek 2011). La Foto 2 muestra la aplicación de zeolita como medio de absorción de nutrientes en el lago Okaro.



Foto 2: Aplicación de zeolita modificada en el Lago Okaro, Bahía de la Abundancia.

- **Productos floculantes:** se añaden floculantes al agua para provocar la sedimentación acelerada de las células de las algas y de algunos nutrientes. La floculación y posterior sedimentación de las floraciones de algas nocivas con la arcilla se ha investigado en varios países (Atkins et al 2001; Beaulieu et al 2005; Pan et al 2011). Las partículas de arcilla se coagulan con células de algas y luego los flóculos que sedimentan más rápido, arrastran a las algas, formándose una capa en la parte inferior del embalse. Los floculantes químicos, tales como el cloruro de polialuminio o quitosano, pueden ser añadidos a las arcillas para aumentar aún más su eficacia (Sengco y Anderson 2004; Pan et al 2011).

1.4.3. *Técnicas físicas.*

- **Coberturas:** la disminución de la radiación solar disponible es un factor limitante en el crecimiento de plantas, y en este caso particular, de las algas. Para disminuir la cantidad de radiación disponible en los embalses se pueden utilizar los siguientes métodos:
 - Coberturas de sombreado suspendidas. Este método consiste en la cobertura del embalse de riego con una malla de sombreado fabricada en polietileno de doble capa que se sustenta sobre una estructura reticular formada mediante cables de acero o poliamida

(Martínez-Alvarez et al., 2009) (Foto 3). Las coberturas de sombrero suspendidas minimizan la radiación solar incidente en la masa de agua y limita la fotosíntesis y por tanto el crecimiento y desarrollo de algas, previniendo así los posibles problemas de obturaciones de emisores en los sistemas de riego localizado (Ravina et al., 1992; Karico, 2000).



Foto 3: Cobertura de sombrero suspendida (Maestre-Valero, 2011).

- Islas flotantes. Consisten en una plataforma de tipo estera hidropónica donde las plantas crecen en la superficie y sus raíces cuelgan en el agua. El uso principal de las islas flotantes es un tratamiento de aguas residuales (Headley y Tanner, 2012). Se espera que las islas flotantes proporcionen los mismos beneficios de sombreado como las coberturas de sombrero suspendidas para el control de plantas acuáticas y algas, además de su función en la mejora de la calidad del agua.
- Vegetación de ribera. El aumento de sombreado de los árboles y otra vegetación emergente y flotante, puede ejercer un grado de control sobre algunas plantas acuáticas y sobre el crecimiento de algas mediante la reducción de luz que llega a la columna de agua (Yeh et al., 2011). Otros beneficios que tiene la vegetación de ribera es la reducción de la temperatura del agua en los estanques.
- Limpieza manual y mecánica: consiste en la eliminación de plantas no deseadas y macroalgas que proliferan en los estanques (Foto 4). La

limpieza manual está indicada para la eliminación selectiva de plantas incluyendo sus raíces y se puede aplicar con eficacia para la contención de pequeñas infestaciones de malezas localizadas (Bellaud, 2009). Sin embargo, no resulta un método eficaz para la eliminación de plantas que se han expandido mucho en el estanque debido a lo laborioso del trabajo que conlleva. El sistema manual de limpieza se puede aplicar a sistemas de poca profundidad (<1,2 m) (Bellaud, 2009).

La limpieza mecánica requiere del uso de maquinaria para cortar, recoger y transportar los restos de maleza sumergidos en el estanque o lago. Se trata de embarcaciones equipadas con sistemas de corte, cintas transportadoras y área de almacenamiento. Se puede realizar la eliminación de maleza a una profundidad máxima de 2 m (Wells et al., 2000). Debido a que la eliminación no es definitiva, se requiere repetir el proceso varias veces en la época de mayor crecimiento de plantas y algas. (Wells et al., 2000).



Foto 4: Eliminación mecánica de algas. (Foto: John Clayton, NIWA).

- Cobertura del fondo: consiste en forrar el fondo de los embalses, eliminando así el acceso a los sustratos para el enraizamiento de plantas sumergidas. Con este método se pretende erradicar las malas hierbas y controlar su crecimiento a medio plazo. La eficacia de este método depende del tamaño de la instalación y de las propiedades del

material que se utiliza. Se pueden utilizar distintos materiales, pero el más común es el polietileno laminado (Helfrich et al., 2009; Caffrey et al., 2010).

- Dragado de los sedimentos: se extraen los sedimentos del fondo de modo que se pueden eliminar físicamente los nutrientes de un estanque o lago. Esta práctica requiere el conocimiento de la composición de los sedimentos para asegurar que los sedimentos se excavan a la profundidad correcta y no se exponen sedimentos con alto contenido en nutrientes (Hickey et Gibbs, 2009). Esta opción puede ser eficaz en pequeños estanques, pero los costes de eliminación puede ser altos, especialmente si hay altas concentraciones de contaminantes químicos. Además, se debe tener en cuenta que aunque la eliminación de sedimentos del fondo es buena para mantener bajo control el crecimiento de algas, se debe evitar una resuspensión de los sedimentos del fondo y los nutrientes asociados.
- Radiación ultravioleta (UV): los altos niveles de radiación ultravioleta (UV) pueden reducir las tasas de crecimiento de fitoplancton (Xenopoulos et al., 2002), lo que induce a pensar que la radiación UV se puede utilizar como una alternativa a otros tratamientos para controlar el crecimiento de algas en lagos y embalses. La ventaja de la radiación UV es que no se añaden productos químicos nocivos al agua, pero hay pocos estudios publicados sobre la eficacia de esta opción. En estudios de laboratorio, la radiación UV se encontró para ejercer un control directo de algas al dañar el ADN, y un control más indirecto mediante la estimulación de la producción de peróxido de hidrógeno (H₂O₂) que también puede tener un efecto tóxico sobre las algas (Zamir Bin Alam et al., 2001). Otros estudios indican que la sensibilidad de fitoplancton a la radiación UV depende del tipo de fitoplancton, sin embargo son mucho más sensibles las cianobacterias tóxicas, *M. aeruginosa*, en comparación con las algas verdes no tóxicas, *Chlorella ellipsoidea*, *C. vulgaris* y *Scenedesmus quadricanda* (Tao et al., 2010). Gran parte de la investigación publicada en el tratamiento de la radiación UV en los estanques se ha centrado en la desinfección de los estanques de

tratamiento de aguas residuales y los efectos sobre las bacterias, como la *E. coli* (Craggs et al., 2004; USEPA 2006).

- Tratamiento con ultrasonidos: este tratamiento es el objeto de estudio en presente trabajo. A continuación se describe más detalladamente.

1.5. Tratamiento de aguas con ultrasonidos

Los sistemas de tratamiento de ultrasonidos para el control de algas son sistemas submarinos de sonido, de alta especificidad y que emiten ondas de sonido ultrasónico para destruir las algas. La aplicación de ondas de frecuencias ultrasónicas ofrece la posibilidad de eliminar muchas de las algas comunes y cianobacterias que provocan problemas en el agua.

Las ondas emitidas desde el emisor tienen diferentes frecuencias, pero todas en el rango de ultrasonidos, y por tanto inaudibles. Esto origina la rotura de los diferentes orgánulos celulares tales como las vacuolas, la pared celular o la membrana y las vesículas de gas de las algas verde-azuladas (Rajasekhar et al., 2012). El mecanismo por el que se produce el deterioro y rotura de las células de las algas se denomina cavitación. La cavitación es la formación, crecimiento e implosión de burbujas en un líquido. Los procesos de cavitación generan calor local intenso, alta presión y tasa muy altas de calor y frío. Además, induce la producción de radicales libres de hidrógeno, lo que puede dañar a los microorganismos y, aun, reaccionar con algunas moléculas en el agua tales como las toxinas de las algas. El proceso de emisión de ultrasonidos en una masa de agua se muestra en la Figura 3.

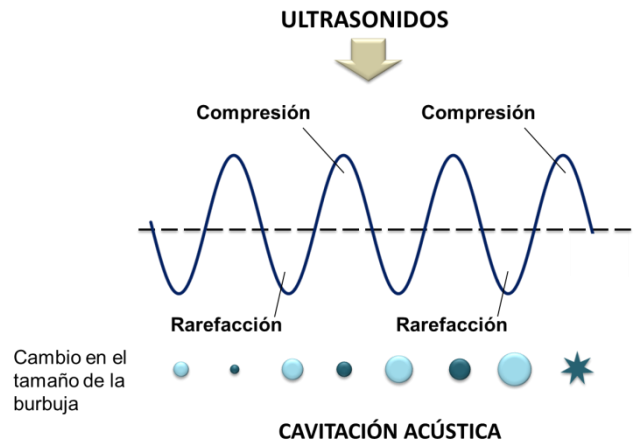


Figura 3: Esquema del proceso de cavitación provocado por ultrasonidos.

Los equipos emisores de ultrasonidos están formados por dos elementos básicos: la caja electrónica y el transductor o emisor, el cual se sumerge en el agua. El emisor se mantiene a flote con la ayuda de un flotador. Además, el emisor debe colocarse en un lugar del embalse fijo, de forma que siempre enfoque en la dirección adecuada, adaptándose a las oscilaciones del nivel del agua.

La caja electrónica se instala en una caseta exterior aislada de humedad para evitar daños y oxidación del equipo. Desde la caja electrónica se suministra la energía eléctrica necesaria al equipo emisor. En la Figura 4 y en la Foto 5 se muestra un esquema y una fotografía real de la instalación del equipo de ultrasonidos respectivamente.

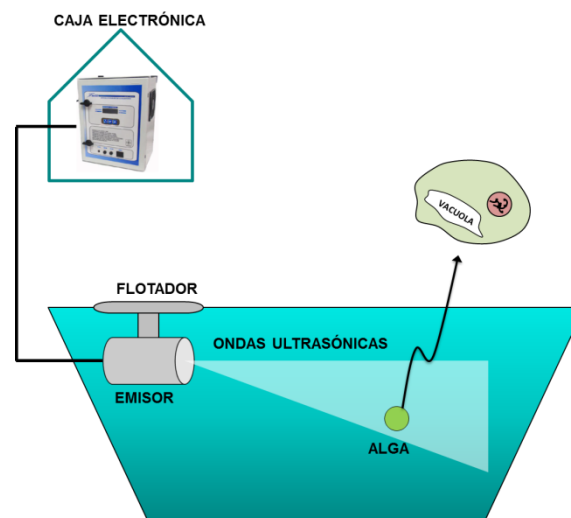


Figura 4: Esquema de la instalación del aparato de ultrasonidos en un embalse.

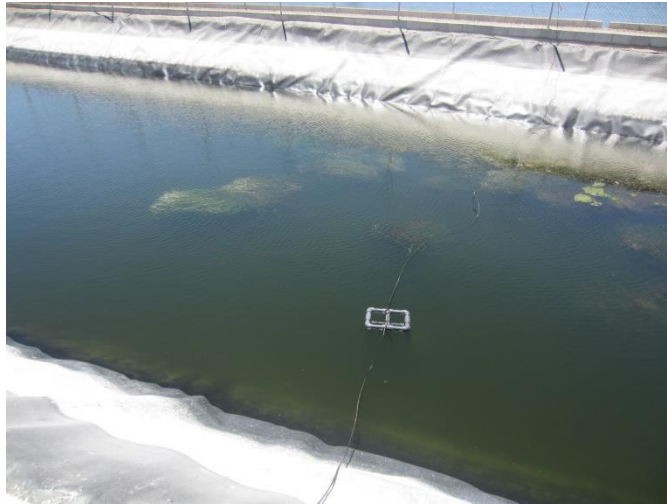


Foto 5: Flotador que sustenta al emisor del aparato de ultrasonidos.

Los ultrasonidos emitidos provocan en las algas celulares la rotura de las vacuolas, la pared celular o la membrana. Numerosos estudios han indicado que la irradiación con ultrasonidos puede inhibir la eutrofización por la rotura de las vesículas de gas en las algas celulares (Rajasekhar et al., 2012). La irradiación por ultrasonidos también puede inhibir el proceso de fotosíntesis y por tanto, controlar el crecimiento de algas. Además, la aplicación de ultrasonidos es una técnica de eliminación de contaminantes de la “química verde” y puede tener un futuro prometedor para el control del crecimiento de algas (Heng et al., 2007).

La mayoría de los estudios realizados sobre la eliminación de algas mediante ultrasonidos se han realizado en laboratorio (Mahvi et Dehghani, 2005). Por ello resulta difícil extrapolar los resultados obtenidos en laboratorio, siendo necesaria la realización de más estudios de campo sobre este tema.

Diferentes trabajos indican que la regulación de algas mediante aplicación de ultrasonidos se ve regulada por tres factores importantes: el tiempo de exposición, la potencia y la frecuencia.

Los rangos de frecuencia entre 20 kHz y 1,7 MHz han sido usados por diferentes autores (Zhang et al., 2006; Tang et al., 2004; Joyce et al., 2010). En ellos se ha visto que la intensidad de la cavitación depende tanto de la frecuencia como de la potencia. Baja frecuencia puede inducir una mayor potencia de cavitación y lisis de algas.

Por ejemplo, Zhant en su estudio observó que a altas frecuencias de 1,32 MHz y 80 W durante 20 min de tratamiento, obtuvo la eliminación de células del 90%, mientras que para una frecuencia de 20 kHz se requirió un tiempo de 102 min.

En cuanto al tiempo de exposición, se han realizado trabajos en los que se varía el tiempo de exposición entre los 5 s y los 30 min, ya que para cada ensayo se han tomado frecuencias y potencias distintas (Zhang et al., 2006; Joyce et al., 2010; Rajasekhar et al., 2012).

Por lo tanto no se puede recomendar un único tratamiento a una determinada frecuencia, potencia y tiempo de exposición. Dependiendo del tipo de agua a tratar y de la variación de cada uno de estos factores, se obtendrá una eficiencia de eliminación de algas mayor o menor.

2. Justificación y objetivos del estudio

La aridez y escasez de precipitación características del sureste de España (CHS, 2007), han fomentado durante las últimas cuatro décadas, la construcción de embalses de riego (Maestre-Valero et al., 2011), y la reutilización de aguas no convencionales como son las aguas regeneradas que complementen los recursos hídricos tradicionales (Pedrero et al., 2010).

Las aguas regeneradas suelen contener mayores niveles de nutrientes que otros recursos hídricos superficiales usados para riego, y por tanto, cuando se almacenan durante un periodo determinado en un embalse para riego y las condiciones climáticas son favorables, el agua almacenada experimenta notables crecimientos de algas y bacterias que pueden perjudicar y reducir la eficiencia de los sistemas de riego (Lazarova and Bahri, 2005).

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de los ultrasonidos sobre parámetros físico-químicos y microbiológicos de interés agronómico en el agua de riego almacenada. Este objetivo general se llevó a cabo mediante el desarrollo de las siguientes tareas:

- Evaluación de diferentes parámetros de calidad del agua embalsada utilizando una sonda multiparamétrica OTT para obtener perfiles en profundidad de cada uno de ellos.
- Análisis microbiológico del agua embalsada para determinar la concentración de *E. coli* presente en ella.
- Análisis de parámetros físico-químicos en laboratorio del agua embalsada.
- Determinación de la concentración de macronutrientes, micronutrientes y metales pesados en el agua.

3. Materiales y métodos

3.1. Condiciones experimentales

El ensayo experimental se llevó a cabo en tres embalses de almacenamiento de aguas regeneradas.

Los dos primeros embalses (AC1 y AC2) se encuentran contiguos a las instalaciones de la depuradora de Los Alcázares (37° 44'N and 0° 53'W), Murcia, España (Figura 5). La depuradora tiene un caudal de diseño de 9.000 m³/día en invierno y 22.500 m³/día en verano.

El tercer embalse (SJ) se encuentra en el interior de las instalaciones de la depuradora de San Javier (37° 47' N y 0° 49'W), Murcia, España (Figura 5). La depuradora posee un caudal de diseño de 9.000 m³/día en invierno y 22.500 m³/día en verano.

El sistema de depuración aplicado en ambas depuradoras es de fango activo y aireación prolongada con un tratamiento terciario de coagulación-floculación, decantador lamelar, filtración por filtros de arena y UV. (ESAMUR, 2013).



Figura 5: Situación de las depuradoras de Los Alcázares y San Javier.

Las características geométricas de los embalses seleccionados para la experimentación son:

- AC1: Con forma ovalada tiene una superficie de 11.780 m^2 y una profundidad de 5 m aproximadamente, sin embargo, presenta un nivel de agua que varía entre 1,5 y 2 m. El embalse consta de un recubrimiento de polietileno en el fondo y de escollera para la protección de la geomembrana (Foto 6).



Foto 6: Embalse AC1 de Los Alcázares.

- AC2: Cuenta con una superficie de 1300 m^2 ($100 \text{ m} \times 13 \text{ m}$) y una profundidad de 4 m aproximadamente. El fondo de la balsa está cubierto con una membrana de polietileno para impermeabilizarla. El nivel de agua que posee varía entre 1,5 y 2 m (Foto 7).



Foto 7: Embalse AC2 de Los Alcázares.

- SJ: Presenta una superficie de 8400 m² (120 m x 70 m) y una profundidad de 4m aproximadamente. El embalse se encuentra impermeabilizado por una geomembrana de polietileno. El nivel de agua se encuentra entre 1,5 y 2 m (Foto 8).



Foto 8: Embalse SJ de San Javier.

Los caudales de entrada a cada embalse vienen determinados por el caudal de salida de las EDARs de las que se abastecen. Debido a que las EDARs se sitúan en zonas costeras, se produce un aumento en el caudal tratado durante el verano por el aumento de la población que se produce.

3.2. Toma de muestras y sondeos

Los muestreos se realizaron durante los tres meses del ensayo (final de mayo a final de agosto de 2014) con una periodicidad de dos semanas. Las muestras se tomaron siempre en el espacio horario de entre la 13:00 h y 16:00 h. En cada embalse se realizaba un sondeo para la medida de algunos parámetros en profundidad con la ayuda de la sonda multiparamétrica OTT. Además se tomaban muestras de agua para su posterior análisis en el laboratorio.

La medida con la sonda multiparamétrica OTT se realizó desde el centro aproximado de cada balsa para asegurar la representatividad de los datos tomados (Foto 9).

En el mismo punto de la balsa, se tomaron las muestras de agua mediante llenado directo en botellas de vidrio estériles de 1 L de capacidad. Las botellas con las muestras de agua se refrigeraron a 5°C desde la zona de muestreo hasta la llegada al laboratorio. Con ello se evita que se alteren las características del agua muestreada.



Foto 9: Procedimiento de toma de muestras y registro de datos mediante la sonda multiparamétrica OTT.

3.3. Análisis del agua

A las muestras recogidas en cada embalse se le realizaron los análisis descritos a continuación.

3.3.1. Análisis físico-químicos

La determinación de la concentración de los macronutrientes (Na, K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, B, Mn) y metales pesados (Ni, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn) se realizó mediante espectroscopia de emisión de plasma acoplada (ICP-OES ICAP 6500 Duo Thermo, Inglaterra)

El pH y la conductividad eléctrica del agua se determinaron con una equipo de medición multiparamétrico de laboratorio (Eutech instruments PC2700 Thermo Scientific, EE.UU). La turbidez se determinó con un turbidímetro Dinko D-110 (Dinko Instrumets S.A. Barcelona, España) (Foto 10).

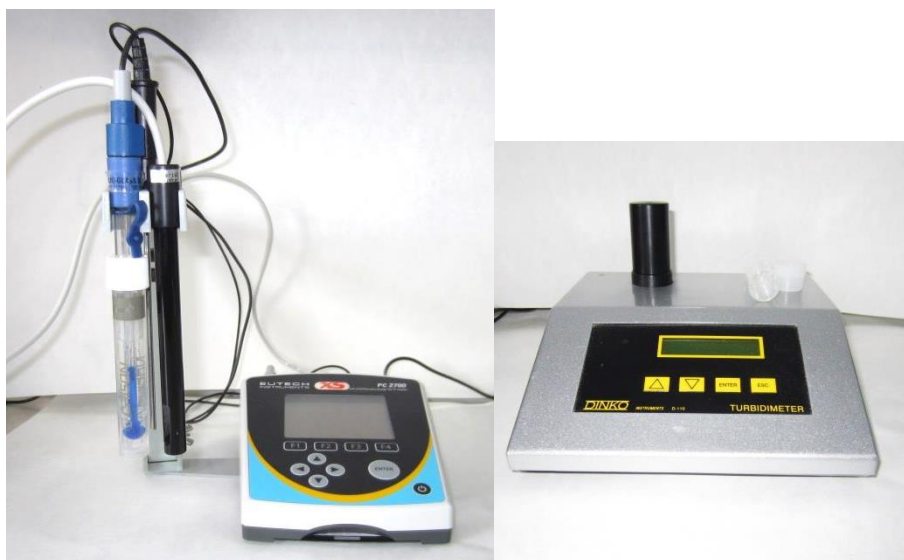


Foto 10: Medidor multiparamétrico de pH y conductividad eléctrica a la izquierda. Turbidímetro a la derecha.

Los sólidos en suspensión totales se determinaron mediante filtrado a vacío en un matraz Kitasato con embudo Buchner, utilizando filtros de tamaño de poro de 0,47 mm siguiendo el procedimiento que indica la norma UNE-EN 872. Los filtros se pesaron libres de humedad antes del filtrado. Tras el filtrado se secaron en una estufa a 105°C hasta peso constante para eliminar

la humedad .Se determinaron los sólidos en suspensión totales por diferencia de pesada de los filtros (Foto 11).

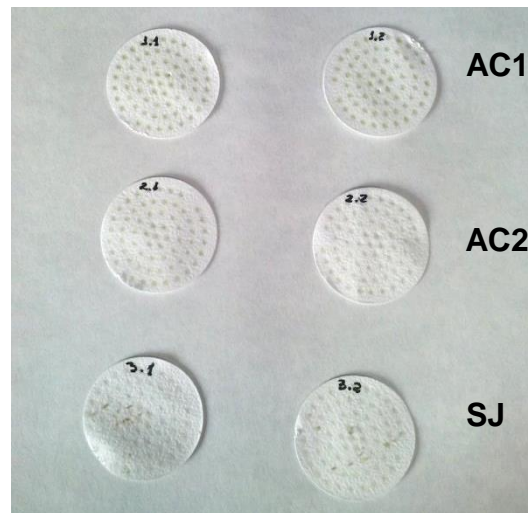


Foto 11: Filtros de sólidos en suspensión para los embalses AC1, AC2 y SJ.

3.3.2. Análisis microbiológico

La calidad microbiológica del agua de riego se determinó por la detección del número total de *E. coli* presente en un volumen de 100 mL, por el método de filtración por membrana (APHA,1985). Las muestras fueron filtradas con un sistema de vacío a través de un filtro de membrana estéril de 0,45 μm de tamaño de poro (Millipore, Billerica, EE.UU) (Foto 12). La formación de colonias tuvo lugar en la parte superior de las placas cultivadas con el medio de cultivo agar Chromocult (Merck, Darmstadt, Alemania) durante 24 horas (Foto 13). La temperatura de incubación fue de 37°C Los recuentos microbianos se expresaron como UFC/100 ml⁻¹.



Foto 12: Rampa de filtración para la determinación de *E. coli*.

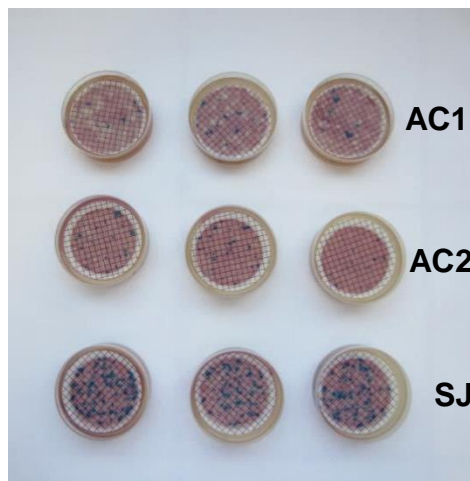


Foto 13: Placas Petri con filtros tras el periodo de incubación. En azul se pueden observar las colonias de *E. coli* formadas.

3.4. Mediciones in situ con la sonda multiparamétrica.

Se utilizó una sonda multiparamétrica modelo Hidrolab DS.5 (OTT hidromet, Kempton, Alemania). Esta sonda consta de varios sensores para medir diferentes parámetros de calidad del agua, tales como temperatura, conductividad, profundidad, pH, oxígeno disuelto, clorofila, turbidez, etc (Foto 14).

Mediante la utilización de la sonda se obtuvieron perfiles en profundidad de cada parámetro medido. Para ello se realizó un perfil descendente lento para aclimatar la sonda a las nuevas condiciones para después realizar el ascenso lento de la sonda hasta la superficie, Este procedimiento se repitió

varias veces en cada muestreo evitando llegar al fondo para que los sólidos sedimentados en el fondo de los embalses no interfiriesen en la medida de la sonda si se resuspendieron.



Foto 14: Sonda multiparamétrica OTT y detalle de los sensores.

4. Resultados y discusión

4.1. Temperaturas del aire y del agua

La temperatura media del aire y precipitación se registraron en la estación TP73 situada en Los Infiernos, Torre Pacheco (Murcia). Se considera que las condiciones climáticas en los tres embalses y en la estación climatológica son muy similares debido a su cercanía.

En la figura 6 se representa la temperatura del aire media diaria y la precipitación registrada por la estación climática durante el periodo de muestreo. La temperatura media del aire presentó una tendencia ascendente durante los meses en los que se realizó el ensayo y las precipitaciones fueron muy escasas (11 mm en total).

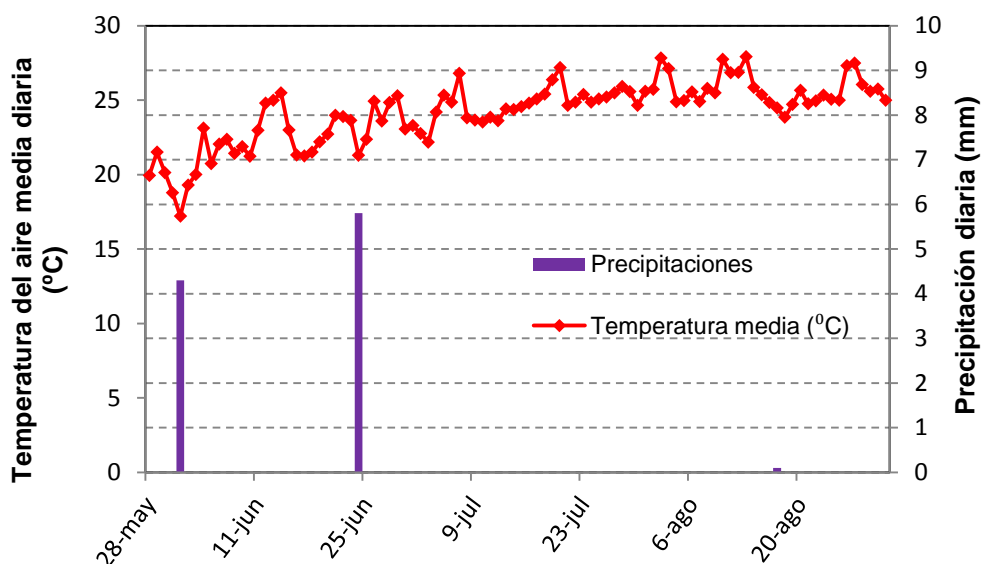


Figura 6: Temperatura del aire media diaria y precipitaciones registradas por la estación climática TP73 de Torre Pacheco (Murcia).

La Figura 7 muestra la temperatura media del aire junto con la temperatura del agua en los embalses AC1, AC2 y SJ en los días de muestreo.

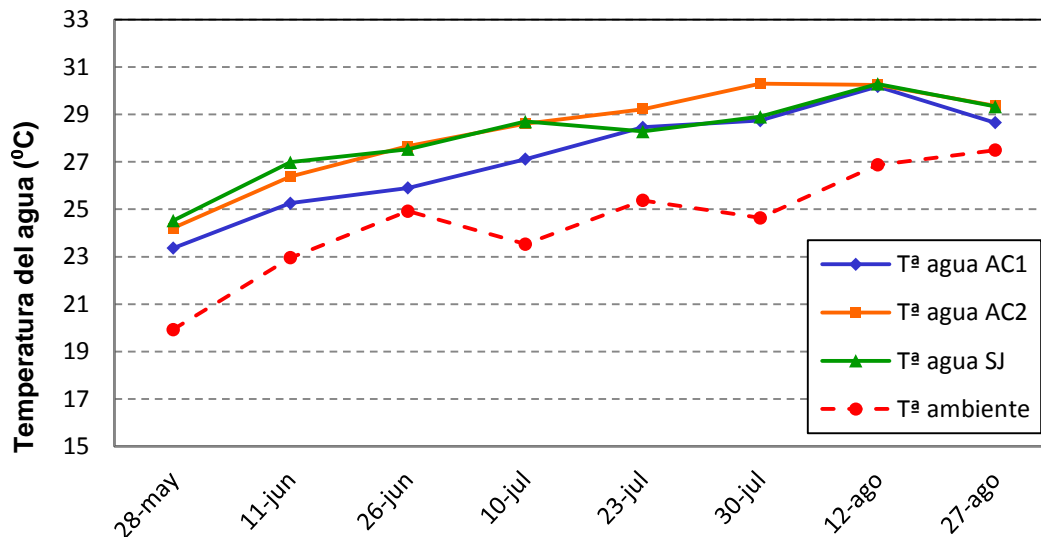


Figura 7: Evolución de la temperatura de los embalses AC1, AC2 y SJ junto con la temperatura del aire en el periodo de muestreo.

La temperatura del agua en AC1, AC2 y AC3 mostró la misma tendencia que la temperatura del aire media, aumentando paulatinamente durante los meses de la realización del ensayo. Los valores de temperaturas del agua en los tres embalses son aproximadamente 4°C superiores a la temperatura media del aire en cada muestreo.

La temperatura del aire media incrementó de 20°C en el primer muestreo, a 27,5°C en el último, lo que supone un aumento de 7,6°C. En cuanto a las temperaturas del agua de los embalses, la temperatura de AC1 es ligeramente inferior a la de los embalses AC2 y SJ en los primeros muestreos (hasta 10 julio), alcanzando 28,7°C al final del ensayo (final de agosto). Esta diferencia de temperatura se atribuyó probablemente a que el volumen de agua que almacenó este embalse fue superior al de los embalses AC2 y SJ. En AC2 y SJ la temperatura se incrementó hasta 29,3°C.

4.2. Parámetros físico-químicos

Los parámetros físico-químicos analizados no presentaron variaciones en el perfil de profundidad, de modo que los resultados para estos parámetros muestran el valor medio para todo el perfil de profundidad en cada fecha de muestreo.

En general, la mayoría de los parámetros estudiados no presentaron grandes variaciones. En la época de realización del ensayo, existe una alta demanda de recursos hídricos por el sector agrícola, y por lo tanto una alta tasa de renovación de dichos recursos en los embalses. Según estudios previos, cuando el tiempo de residencia hidráulica es inferior a una semana se suelen producir pocas variaciones en la calidad del agua. Sin embargo, a tiempos superiores a 20 días, se suelen producir transformaciones importantes en algunos parámetros (Sala, L. et Millet, X., 1997).

A continuación se muestran los resultados obtenidos al analizar cada parámetro físico-químico de calidad del agua:

4.2.1. Conductividad eléctrica

LA figura 8 muestra los valores de conductividad eléctrica registrados en los embalses AC1, AC2 y SJ durante el periodo de muestreo.

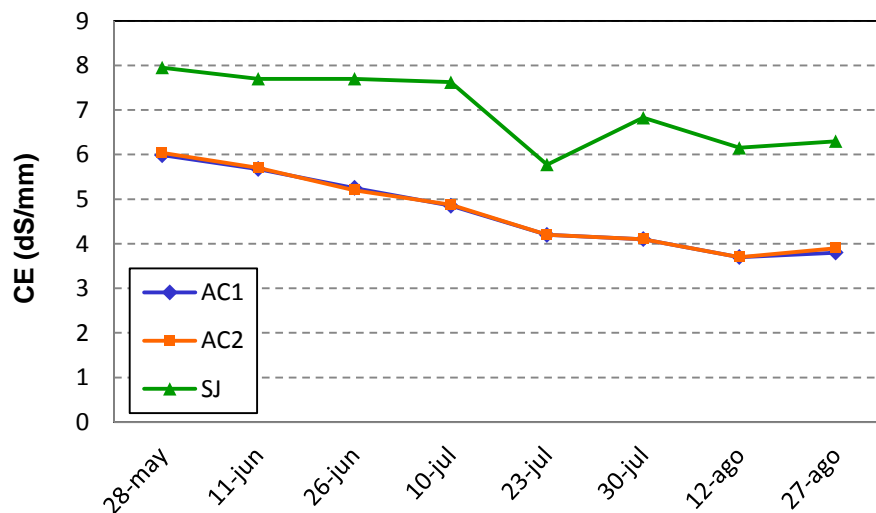


Figura 8: Evolución de la conductividad eléctrica (CE) registrada con la sonda multiparamétrica OTT-DS-5 en los embalses AC1, AC2 y SJ durante periodo de muestreo.

La CE es un parámetro muy importante a tener en cuenta, ya que la salinidad en el agua de riego puede reducir la productividad de un cultivo una vez que la concentración de sales supera el umbral específico de cada cultivo (Ayers et Westcot, 1985). SJ presentó valores mayores de salinidad, con

valores de CE variables entre 6 y 8 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ durante el periodo de muestreo. Los valores de CE para los embalses AC1 y AC2 fueron prácticamente iguales, y menores que los de SJ, variando entre 3,8 y 6 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$. En el riego agrícola, uso al que van destinadas las aguas embalsadas, se considera un agua de salinidad media la que presenta valores de CE entre 3 y 6 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ y altamente salina si su CE está entre 6 y 14 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ (Lazarova et Bahri, 2005). Por lo tanto, se puede afirmar que el agua que contiene los embalses AC1 y AC2 es de salinidad media, mientras que el agua contenida en SJ se considera de salinidad alta.

El alto valor de salinidad que presentan estas aguas se debe a la proximidad al mar de las depuradoras que abastecen los embalses. Las entradas directas de agua de mar al alcantarillado ocurren en algunos municipios costeros, como es el caso de los Alcázares y San Javier, donde parte de la red de alcantarillado está por debajo de la cota cero y existen deficiencias en el diseño, ejecución o deterioro de la red (ESAMUR, 2005).

La tendencia en cuanto a CE que siguen los tres embalses es similar, disminuyendo esta en todos los casos a lo largo del ensayo. Esta disminución se debe a que en la época estival el caudal de las depuradoras aumentó por el aumento de la población, de modo que se produjo una dilución de las sales causantes de los altos valores de CE (Figura 9).

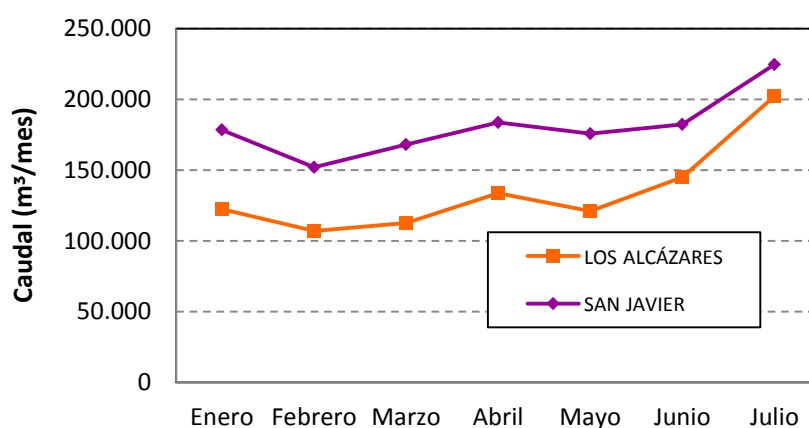


Figura 9: Evolución del caudal tratado por las EDARs de Los Alcázares y San Javier durante el año.

4.2.2. Clorofila-a

La concentración de clorofila registrada por la sonda multiparamétrica está relacionada directamente con la actividad fotosintética de algas unicelulares en el agua (Maestre-Valero, 2011). La Figura 10 muestra la evolución de la concentración de clorofila-a (Cl-a) en el agua embalsada durante los tres meses del ensayo en AC1, AC2 y SJ.

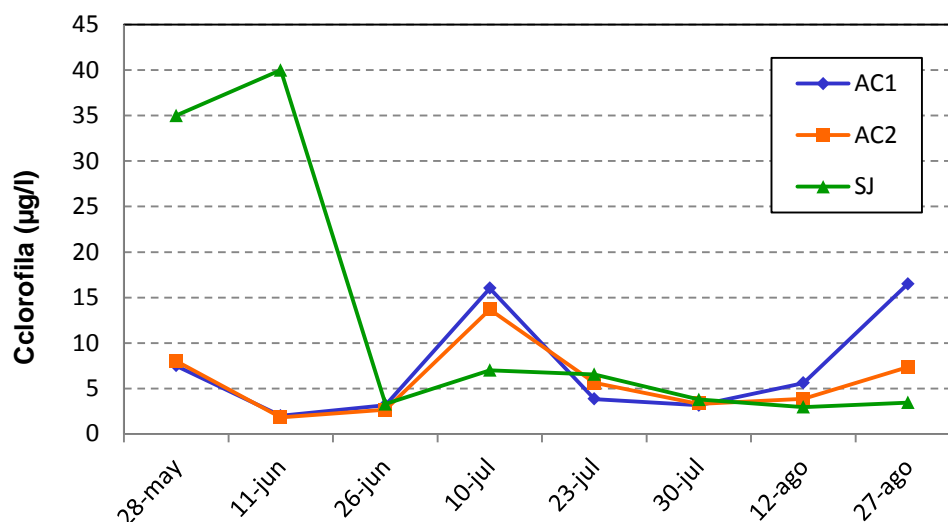


Figura 10: Evolución de la concentración de clorofila-a de los embalses AC1, AC2 y SJ en el periodo de muestreo.

Al inicio del ensayo (dos primeros muestreos), la concentración de Cl-a del embalse SJ presentó valores elevados (35-40 µg/l). En el resto de muestreos, la concentración de Cl-a permaneció bastante estable en valores que rondaron los 5 µg/l.

En el embalse SJ, a finales de junio se produjo una reducción muy significativa (de 40 a 3,29 µg/l) en la concentración de Cl-a. Aunque el embalse de SJ tenía instalado un equipo de ultrasonidos (fabricante desconocido), no se encontraba en uso y por tanto, la reducción en la concentración de Cl-a no se atribuyó a su efecto. Sin embargo, esta disminución en la concentración de Cl-a coincidió con la limpieza manual de macroalgas (Foto16) realizada previamente al tercer muestreo. Por tanto la estabilidad de la concentración de Cl-a durante el ensayo se asoció a la continua limpieza manual efectuada por los operarios de la planta en el embalse SJ.

En la siguiente secuencia fotográfica (Foto 15) se muestra la evolución en el contenido de algas a lo largo del ensayo en el embalse SJ.



Foto 15: Evolución del contenido de algas de SJ durante el ensayo.

La evolución visual del embalse SJ que se muestra en la Foto 15, refleja el empeoramiento de la calidad del agua en SJ, aun realizándose mensualmente limpieza manual del mismo.



Foto 16: Procedimiento de limpieza manual de embalses.

Los embalses AC1 y AC2 almacenaron agua de la misma procedencia y por tanto la concentración de Cl-a fue similar (Figura 10). Se puede observar

que la concentración de Cl-a disminuyó en el primer muestreo, manteniéndose un valor medio de 5 $\mu\text{g/l}$ para el resto de muestreos a excepción de dos ocasiones. En el tercer muestreo (10/07/2014) la concentración de Cl-a alcanzó para ambos embalses (AC1 y AC2) el valor de 15 $\mu\text{g/l}$ aproximadamente. En este muestreo se observó un crecimiento masivo de macroalgas en AC1 (Foto 17), pudiendo afectar también a la presencia de microalgas en el embalse.



Foto 17: Aspecto del embalse AC1 en el muestreo de 10/07/2014.

La segunda excepción se dio en el último muestreo (27/08/2014), donde el valor de concentración de Cl-a del embalse AC1 alcanzó un valor de 16,49 $\mu\text{g/l}$. Este valor se atribuyó a la presencia de macroalgas en descomposición. El alga más abundante en el embalse es *Cladofora Glomerat* presenta, la cual presenta tres estadios de desarrollo (Instituto Español de Oceanografía, 2014). En la etapa de descomposición puede aún mostrar actividad fotosintética y afectando a la medida de la concentración de Cl-a. En AC2 no se observó la presencia de macroalgas en dicho muestreo.

Los ultrasonidos por tanto han podido controlar la proliferación y crecimiento de microalgas manteniendo la concentración de Cl-a en valores bajos ($\approx 5 \mu\text{g/l}$) pero no han podido eliminarlas como se ha observado en otros estudios donde otras técnicas como el uso de coberturas de sombrero suspendidas han sido evaluadas (Maestre-Valero et al., 2011)

Es importante señalar que el equipo de ultrasonidos se instaló a finales de abril, época en la que existía ya un desarrollo de algas en el embalse, por lo

que es difícil determinar si se produjo una disminución de la concentración de Cl-a entre el periodo de implantación y el comienzo del ensayo. Estudios similares mostraron la eficacia de los ultrasonidos en lagunas pequeñas de almacenamiento de aguas residuales tratadas, mostrando un descenso en los niveles de Cl-a (de 140 a 7 mg/m³) en los dos primeros meses y su posterior estabilización (Toscano et al., 2013). Aunque estos valores de Cl-a son similares a los obtenidos en nuestro ensayo, en ambos ensayos se observó cómo los ultrasonidos no eliminaron la totalidad de las células de las algas. Este hecho puede provocar el riesgo de un recrecimiento como ocurrió en nuestro caso a partir del 12 de agosto.

En la siguiente secuencia fotográfica (Foto 18) se muestra la evolución en el contenido de algas a lo largo del ensayo en el embalse AC1.



11/06/2014



26/06/2014



10/07/2014



23/07/2014



30/07/2014



12/08/2014



27/08/2014

Foto 18: Evolución del contenido de algas de AC1 durante el ensayo.

Conforme avanzó el ensayo, la calidad del agua en el embalse AC1 empeoró hasta la fecha de 10/07/2014, donde hubo un punto de inflexión a partir del cual el aspecto del embalse mejoró, tal y como se muestra en la Foto 18. Es preciso destacar que en este embalse no se realizó ningún tipo de limpieza manual o mecánica, por lo que se puede atribuir la mejora de la calidad del agua del embalse al equipo de ultrasonidos instalado en él.

4.2.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) se presenta como un factor limitante para el crecimiento de microalgas en los embalses y para el crecimiento de cultivos regados con este agua (Bhattarai et al., 2005). Se pueden observar grandes diferencias de OD en embalses de gran profundidad, donde se impide la difusión de oxígeno con el aire. Sin embargo, en embalses de poca profundidad no se aprecian diferencias significativas en los valores de OD.

Esto ocurrió en los embalses AC1, AC2 y SJ, los cuales tienen una profundidad de agua variable entre los 1,5 y 3 m aproximadamente. En la Figura 11 se representa la evolución de la concentración de OD en los embalses AC1, AC2 y SJ a lo largo del ensayo.

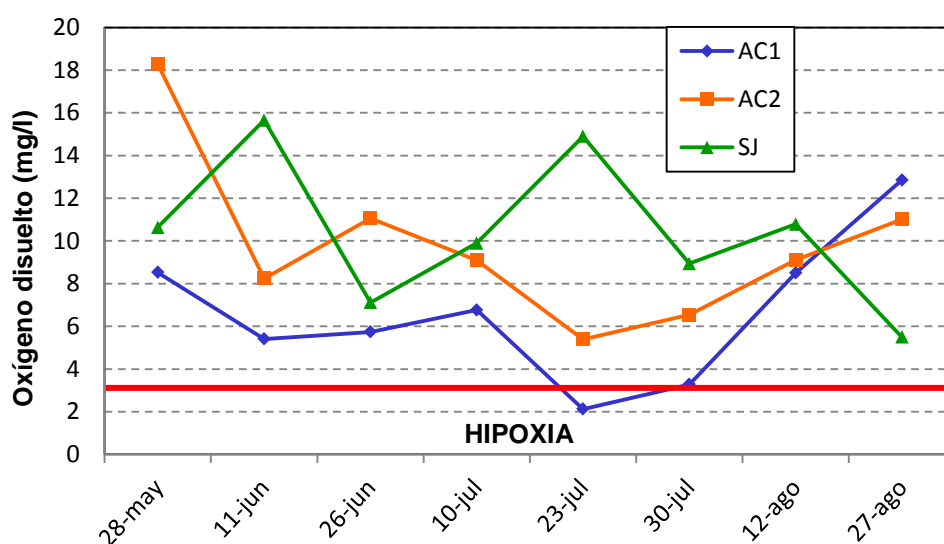


Figura 11: Evolución de la concentración oxígeno disuelto de los embalses AC1, AC2 y SJ en el periodo de muestreo.

No se observó una tendencia marcada en los valores de OD durante el ensayo en ninguno de los tres embalses, sin embargo se observó que AC1 presentó valores algo inferiores a AC2 y SJ durante la mayor parte del ensayo. Esta reducción en OD se atribuyó a los procesos de descomposición aeróbica de materia orgánica, principalmente algas y bacterias, que consumen oxígeno. De hecho, la reducción significativa de OD el 23/07/2014 se justificó por la descomposición de la gran cantidad de algas presentes en el embalse en el muestreo anterior (Foto 17).

A partir de ese momento (23/07/2014), se observó un aumento progresivo de la concentración de OD en AC1 hasta alcanzar un valor de 12,85 mg/l en el final del ensayo. Esta mejoría de la concentración de OD se atribuyó a una mayor renovación del agua del embalse, debido a la mayor demanda agrícola y a la producción de un mayor volumen de agua regenerada debido a un aumento la población costera en época estival. (ESAMUR, 2005).

En el embalse SJ se observaron varios incrementos y reducciones de concentración de OD durante todo el ensayo. Esta variabilidad podría ser causada en parte por (i) las limpiezas periódicas que se realizaron en el embalse, (ii) los ciclos de crecimiento, muerte y descomposición de algas que se producen en él y (iii) por las renovaciones del agua en el embalse como se muestra en la Figura 9.

Se considera que un agua cuya concentración de OD es inferior a 3 mg/l aproximadamente no es adecuada para uso agrario ya que se encuentra en condiciones de hipoxia (Morad, 1995). El agua de los embalses AC1, AC2 y SJ se han mantenido con concentraciones de OD superiores a 3 mg/l en la mayor parte del ensayo, considerándose aptas para riego en cuanto a OD se refiere.

4.2.4. pH y Turbidez

El valor de pH en los embalses objeto de estudio se mantuvo prácticamente constante a lo largo de todo el ensayo. Según Lazarova y Bahri (2005) el valor de pH normal para agua de uso agrícola debe estar entre 6,5 y 8,4. Si el pH se encuentra fuera de este rango, se considera un agua anormal, pudiendo provocar un desequilibrio nutricional afectando así a la planta. El valor medio de pH para los tres embalses fue de 8. Estos valores son típicos de

las aguas de riego en la Región de Murcia (Pedrero, 2011) y aunque son valores altos de pH se encuentra dentro del rango anteriormente citado como óptimo.

La turbidez determinada en cada muestreo se ha mantenido prácticamente constante durante todo el ensayo en cada embalse. Los valores de turbidez registrados durante el ensayo se muestran en la Tabla 1:

Tabla 1: Valores de turbidez del agua de AC1, AC2 y SJ.

Fecha	Turbidez (NTU)		
	AC1	AC2	SJ
28-5-2014	1	2,29	3,26
11-6-2014	1,02	1,09	3,3
26-6-2014	0,98	0,94	1,26
10-7-2014	3,97	2,02	1,66
23-7-2014	1,33	1,88	1,82
30-7-2014	1,45	1,89	0,76
12-8-2014	1,28	1,13	0,89
27-8-2014	1,48	1,46	3,13
Promedio	1,56	1,58	2,01

La turbidez se relaciona estrechamente con los sólidos en suspensión y las microalgas presentes en el agua (Maestre-Valero, 2011). Esto justifica el valor de turbidez de AC1 (3,97 NTU) el día 10/07/2014, en el que se observó un gran ensuciamiento del embalse AC1 provocado por el crecimiento excesivo de macroalgas. En SJ, la variabilidad de la turbidez se relacionó también con las limpiezas manuales de macroalgas efectuadas durante el periodo de muestreo.

El Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, marca el valor de turbidez límite más restrictivo para agua de riego en 10 NTU. Por tanto, el agua almacenada en AC1, AC2 y SJ estuvo en todos los muestreos muy por debajo del límite legal establecido.

4.2.5. Sólidos en suspensión

La concentración de sólidos en suspensión (SS) calculados en cada muestreo para cada embalse (AC1, AC2 y SJ) se muestran en la Figura 12.

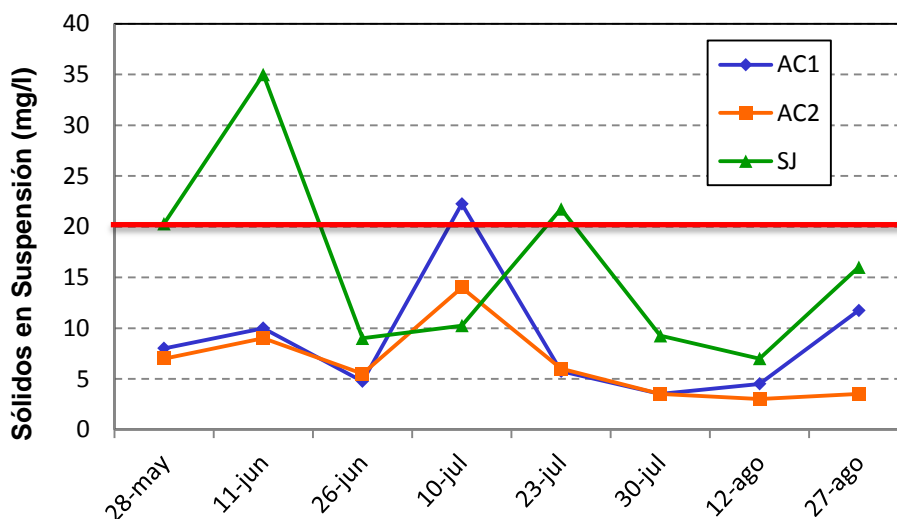


Figura 12: Evolución de la concentración de sólidos en suspensión en los embalses AC1, AC2 y SJ en el periodo de muestreo y límite de concentración máximo para riego que indica el Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre.

Al inicio del ensayo, en el embalse SJ la concentración de SS fue de 20,3 mg/l. En el segundo muestreo se observó gran cantidad de algas en descomposición, provocando un aumento de los SS que alcanzó un valor de 35 mg/l en el muestreo de 11/06/2014. A partir de ese muestreo se efectuaron limpiezas regulares de macroalgas en el embalse (Foto 16), de modo que se justifica el descenso en la concentración de SS presentes en el embalse. Los valores más altos del ensayo en las fechas 23/07/2014 y 27/08/2014 alcanzaron los 21,75 mg/l y 16 mg/l respectivamente. En estos días, se observó también la descomposición de una gran cantidad de macroalgas presentes en SJ.

Los embalses AC1 y AC2, que constan de una instalación de ultrasonidos, presentaron por lo general valores de concentración de SS más bajos que los de SJ. En los tres primeros muestreos, tanto AC1 como AC2 la concentración de SS permaneció entre 5 y 10 mg/l, sin embargo en el muestreo de 10/07/2014 se observó un incremento considerable de SS en el agua, que viene justificado por la presencia excesiva de macroalgas y la relación de estas

con las microalgas y SS. Se determinó que para esa fecha de muestreo, en AC1 la concentración de SS fue de 22 mg/l y en AC2 de 14 mg/l.

A partir de ese muestreo, la concentración de SS se redujo, incluso por debajo de 5 mg/l en AC1 y AC2. Los SS incrementaron en el último muestreo en AC1, atribuyéndose este incremento a un nuevo proceso de descomposición de macroalgas.

Actualmente existen investigaciones que tratan de demostrar el efecto de la tecnología de ultrasonidos en tratamientos de desinfección junto con ultravioleta y en deshidratación de fangos secundarios previo a una digestión anaerobia (ESAMUR, 2014). Sin embargo, no existen referencias donde se utilizan ultrasonidos para la reducción de SS en embalses que contienen agua de riego. Los bajos valores de SS que presentan por lo general los embalses AC1 y AC2 podrían estar justificados con la presencia de los equipos de ultrasonidos instalados en dichos embalses, ya que existen varios estudios que muestran como los ultrasonidos son capaces de eliminar organismos unicelulares considerados también SS (Gröschl, 1998; Ahn, et al., 2003; Zhang et al., 2006)

La figura 13 muestra los valores de de SS del efluente proveniente de la EDAR de los Alcázares y del agua ya embalsada en AC1, durante el periodo de ensayo. Los valores de concentración de SS de AC2 fueron similares a los de AC1 (datos no mostrados).

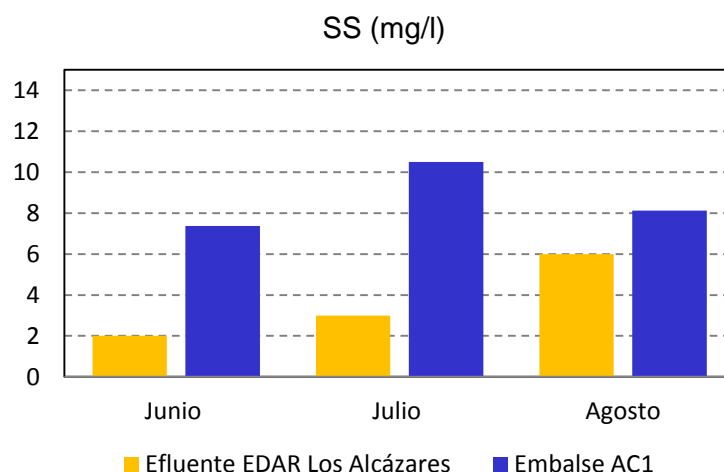


Figura 13: Concentración de SS a la salida de la EDAR de Los Alcázares y en el embalse AC1.

La concentración de SS a la salida de la EDAR fue notablemente menor que en el embalse AC1. Esta diferencia se atribuyó a diferentes factores: (i) el crecimiento de microalgas en el agua embalsada y por lo tanto aumento de la concentración de SS, (ii) la presencia de sólidos depositados en el fondo que se resuspendieron en el embalse por la entrada y salida continua del agua, (iii) la condición de embalse abierto donde pudieron influir factores externos al encontrarse rodeado de una zona agrícola.

4.2.6. Relación entre parámetros.

Además de la evolución de cada parámetro estudiado a lo largo del ensayo, se han buscado posibles relaciones que expliquen el efecto de los ultrasonidos y su relación con diferentes parámetros de calidad de agua evaluados.

La Figura 14 presenta la relación que existe entre la concentración de SS y la de Cl-a en cada una de los embalses (AC1, AC2 y SJ).

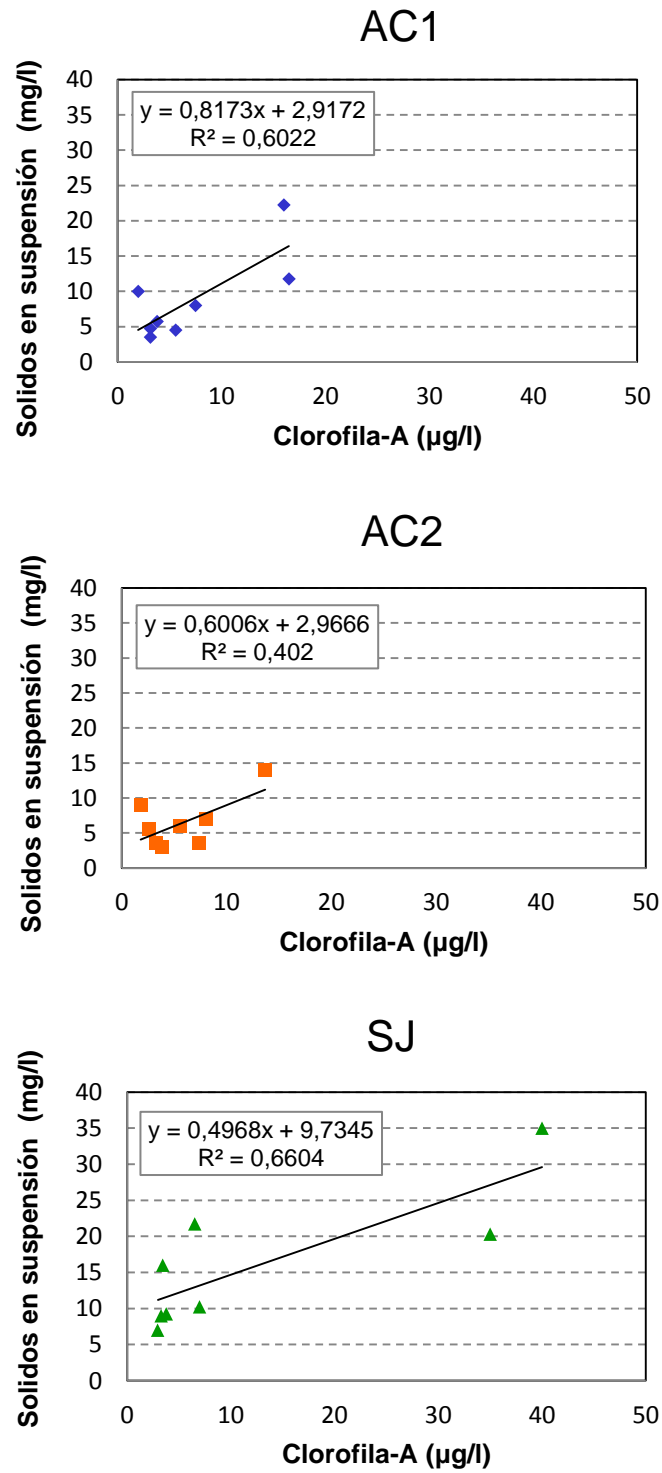


Figura 14: Relación entre SS y Cl-a para AC1, AC2 y SJ. Se muestra la ecuación lineal y el coeficiente de regresión.

La cantidad de SS presentes en el agua se vio afectada por la cantidad de microalgas, demostrando un cierta relación entre SS y Cl-a en los embalses, tal y como indican la Figura 14.

Los coeficientes de correlación R^2 son de 0,60 en AC1, de 0,40 en AC2 y de 0,66 en SJ. La parte de la varianza no explicada por la regresión podría atribuirse a que no todos los sólidos en suspensión son microalgas que contienen clorofila, sino que estos pueden ser de naturaleza inorgánica, biomasa, partículas coloidales, etc. Teniendo en cuenta esta relación, una manera de mejorar la calidad de agua es eliminando los microorganismos que contienen la clorofila, las microalgas. De esta manera disminuiría significativamente la concentración de SS en el agua, evitando problemas de obturaciones de los sistemas de riego.

4.3. Concentración de macronutrientes y micronutrientes

No se observó una gran variabilidad en el contenido de macro y micronutrientes durante el ensayo. Los valores medios obtenidos para cada uno de los embalses AC1, AC2 y SJ a lo largo del ensayo se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2: Valores medios de concentración de macronutrientes y micronutrientes en los embalses (AC1, AC2 y SJ) durante el ensayo.

	AC1	AC2	SJ
Macronutrientes			
Na (mg/L)	729,18	753,52	1218,03
K (mg/L)	39,91	40,31	56,55
Ca (mg/L)	151,28	151,60	156,28
Mg (mg/L)	148,63	153,35	201,83
P (mg/L)	1,92	1,85	2,66
S (mg/L)	223,28	224,92	232,02
Micronutrientes			
B (mg/L)	0,92	0,91	0,88
Mn (mg/L)	0,61	0,61	0,77
Aniones			
Cl ⁻ (mg/L)	1334,85	1210,25	2055,80
NO ₃ ⁻ (mg/L)	1,61	1,29	3,53
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	6,36	5,62	8,23
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	776,30	706,54	701,64

Los valores medios de concentración de macronutrientes en los embalses se consideran valores altos para su uso como agua de riego. Concretamente el catión Na⁺ presenta valores extremadamente altos respecto a los indicados para uso moderado del agua (>70 mg/l) (Mujeriego, 1990). La alta presencia de sodio en el agua se debe a la presencia de sales por la cercanía a la costa de los embalses. La presencia de calcio y magnesio va asociada a la concentración de bicarbonato en el agua. El agua de AC1, AC2 y SJ se considera un agua de alta dureza por encontrarse cerca del límite perjudicial para la permeabilidad del suelo (Lazarova et Bahri, 2005).

En cuanto a los micronutrientes presentes en el agua, se puede destacar la presencia de boro. El Boro es un elemento esencial para las plantas si se aplica en concentraciones bajas, sin embargo, resulta ser fitotóxico a concentraciones superiores de 1 mg/l (Lazarova et Bahri, 2005). En los tres embalses la concentración de Boro se encuentra cercana al al valor crítico.

En el caso de los aniones, destacan los altos valores de concentración de cloruro presente en el agua. Estos valores superan ampliamente a los recomendados para el uso del agua como agua de riego (<350 mg/l) (Mujeriego, 1990). Claramente, al igual que el sodio, los cloruros van asociados a la cercanía de los embalses de la costa, y por lo tanto a la alta salinidad.

Los macronutrientes como nitrógeno y fósforo son una preocupación ambiental por sus roles como factores limitantes en el crecimiento de plantas acuáticas que pueden causar la degradación de la calidad del agua y la aceleración del proceso de eutrofización. En los embalses estudiados, la concentración de PO_4 fue superior al límite establecido de riesgo de eutrofización (1,5 mg/l) (Sawyer et al., 1994), particularmente en SJ donde tanto las concentraciones de N, P y K fueron superiores a los de AC1 y AC2 (Tabla 2). Tras comparar los valores de N, P y K del efluente proporcionados por ESAMUR (datos no mostrados), no se observó ningún efecto del embalsamiento ni de los ultrasonidos en la concentración de los mismos, debido probablemente al corto tiempo de residencia de las aguas de riego en los embalses.

4.4. Parámetros microbiológicos

En la Figura 15 se muestra la concentración de *E.coli* que presentan los embalses AC1, AC2 y SJ en cada muestreo del ensayo. La recta roja indica el valor límite legal permitido para el uso agrícola más restrictivo.

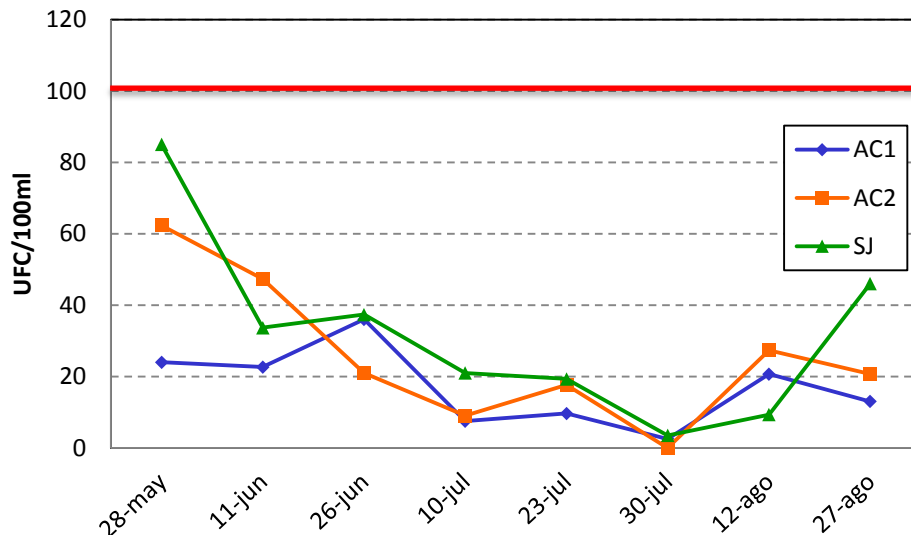


Figura 15: Evolución de la concentración de *E.coli* (UFC/100 ml) en el periodo de muestreo y límite de concentración máximo para riego que indica el Real Decreto 1620/2007.

En cuanto a la carga microbiológica que contiene el agua de los embalses, se observó que durante todo el tiempo de muestreo, los valores de concentración de *E. coli* presentes en el agua de AC1, AC2 y SJ fueron inferiores a los valores límite legales (100 UFC/100 ml), marcados por el Real Decreto 1620/2007 de 7 de diciembre para agua de riego. Los valores obtenidos se compararon con los valores proporcionados por ESAMUR de salida de la planta (<100 UFC/100 ml) y se observó que durante el almacenamiento no se produjo contaminación microbiológica (ESAMUR, 2014). Estos resultados muestran que las aguas regeneradas son tan seguras y adecuadas para el riego como cualquier otra fuente de agua (York et al., 2008).

La fecha inicial y final del ensayo presentan mayores valores de *E. coli* en SJ que en el resto del ensayo, alcanzando un máximo de 85 UFC/100 ml en el primer muestreo. A partir de ahí, se redujo la presencia de *E. coli* durante el ensayo variando entre 9 y 37 UFC/100 ml.

Los embalses AC1 y AC2 muestran la misma tendencia, exceptuando el primer muestreo, en el que se obtuvo un valor máximo de *E.coli* en AC2 de 62 UFC/100 ml. En el resto de ensayos, tanto AC1 como AC2 mantuvo la presencia de *E.coli* entre 36 y 3 UFC/100 ml aproximadamente.

Los bajos valores que presentan los embalses pueden ser debidos a que gracias a la poca profundidad de agua que presentan los embalses, el proceso

de depuración siga produciéndose de forma natural (Sala et Millet, 1997). Además la radiación solar es capaz de llegar hasta el fondo del embalse, ayudando a la citada depuración natural. En los embalses AC1 y AC2, el aparato de ultrasonidos puede haber influido en el control de la *E.coli*, debido al efecto de cavitación provocado el cuál también puede producir la lisis de las células de *E. coli* (Toscano et al., 2013).. La eficacia de desinfección debida a la combinación de tratamientos como la radiación ultravioleta (tratamiento terciario implantado en ambas depuradoras) y los ultrasonidos, ha sido demostrada en estudios similares (Toscano et al., 2013).

4.5. Análisis económico

Los métodos convencionales de recolección de microalgas como centrifugación, filtración por membrana y floculación, tienen unos costes operacionales altos (Ryll et al., 2000). En nuestro caso, la alternativa a los ultrasonidos ha sido la recolección manual de las algas.

El embalse SJ requirió limpieza manual de macroalgas durante los meses en los que las temperaturas son más altas en la zona, época en la que el crecimiento de algas supone un problema, pese a la mayor tasa de renovación del agua. Las limpiezas se sucedieron durante 5 meses aproximadamente con una periodicidad de 4 semanas. Se estima que fueron necesarias 5 limpiezas durante el periodo de tiempo del ensayo, además del mes anterior y el mes siguiente. Cada limpieza tarda en finalizarse 5 días, en la que participan 4 operarios, que dedican su jornada laboral al completo (7 h) a la limpieza del embalse. El salario de un operario es de 15 €/h. Por lo tanto, se estima que cada limpieza cuesta 2.100€ (5 días· 4 operarios· 7 h/operario· 15 €/h). Por consiguiente, el total de las 5 limpiezas realizadas es de 10.500 €.

Este gasto se considera anual, ya que cada año con el comienzo de la subida de las temperaturas se deben realizar estas limpiezas de macroalgas. Aunque no se ha contabilizado, en ocasiones se requiere alquilar maquinaria para la tarea de retirada de algas del embalse (Foto 19), con el consiguiente incremento en el coste de la limpieza.



Foto 19: Tareas de limpieza del embalse SJ.

Los embalses AC1 y AC2 constan de un equipo de ultrasonidos cada uno para el control del crecimiento de algas en ellos. La instalación completa del equipo de ultrasonidos podría alcanzar los 10.000 €, de los cuáles 4.500 € son el coste de los dos aparatos de ultrasonidos y 5.500 € el de la obra civil en su caso e instalación eléctrica necesaria. El consumo energético total de los dos aparatos de ultrasonidos es de 300 Wh y el precio medio del kWh es de 0,12 €, por lo que el consumo energético por hora de los aparatos de ultrasonidos es de 0,036 €. Al año, el coste de la energía consumida por los aparatos ascendería a 315 € aproximadamente. Además, el mantenimiento anual eléctrico y de limpieza que pueden requerir estos aparatos de ultrasonidos se estima en 1 h de trabajo de un técnico cada 15 días aproximadamente, lo que supondría un coste de 360€.

Al año, entre consumo energético y mantenimiento, los aparatos de ultrasonidos de los embalses AC1 y AC2 supondrían un coste de 675€/año. Comparando este dato con el coste de limpieza manual del embalse de SJ (10.500€/año), se puede afirmar que en un año aproximadamente quedaría amortizada la inversión que supone la implantación del aparato de ultrasonidos en el embalse de SJ.

En la Tabla 3 se pueden ver recogidos los datos económicos sobre la comparativa de ambos métodos utilizados.

Tabla 3: Datos económicos de la limpieza manual del embalse SJ y de los equipos de ultrasonidos de AC1 y AC2.

LIMPIEZA MANUAL		EQUIPOS DE ULTRASONIDOS	
Coste anual		Inversión inicial	
Coste por cada limpieza		Equipos	4.500 €
4 operarios	2.100 €	Obra e instalación eléctrica	5.500 €
5 días			10.000 €
7 h /día		Coste anual	
15 €/h		Coste consumo eléct.	
5 limpiezas al año		Consumo: 300 Wh	315 €
	10.500 €	0,12€/kWh	
		Activo 365 días las 24 h	
		Coste limpieza equipo	
		24 limpiezas/año	360 €
		1 h/ limpieza	
		15 €/h	
			675 €

5. Conclusiones

Aunque el almacenamiento de las aguas de riego produce múltiples beneficios tanto hidráulicos (regulación del caudal) como físico-químicos (reducción de sólidos en suspensión...), como biológicos (desinfección solar) en regiones semi-áridas con un alto potencial agrícola como la Región de Murcia, el crecimiento de algas puede suponer un factor determinante en el deterioro de la calidad del agua de riego.

Las conclusiones de este estudio son:

- En general, las aguas regeneradas en embalses de riego poseen gran cantidad de nutrientes. Esta condición junto con las temperaturas que se alcanzan en el sureste español, provocan un crecimiento de algas en los embalses, lo que genera problemas de filtración y posterior obturación en los sistemas de riego.
- La implantación de equipos de ultrasonidos en los embalses de riego controlan el crecimiento de microalgas, manteniendo la concentración de éstas en valores aceptables para evitar problemas de obturación en los sistemas de riego.
- Los ultrasonidos controlan directamente la concentración de microalgas en los embalses e indirectamente el oxígeno disuelto, los sólidos en suspensión y turbidez.
- La concentración de sólidos en suspensión presentes en los embalses estudiados está relacionada con la concentración de clorofila-a (microalgas).
- No se observó efecto de los equipos de ultrasonidos sobre la concentración de macronutrientes, micronutrientes y aniones, pH y conductividad eléctrica.
- La combinación de tratamientos terciarios como UV y ultrasonidos en embalses, ha mostrado ser eficaz para mantener estable el crecimiento de *E.coli* en aguas regeneradas.

- El coste económico que supone la implantación de un equipo de ultrasonidos, se amortizaría en un año aproximadamente, comparando con el coste que supone la limpieza manual de algas en los embalses.

6. Recomendaciones futuras

Aunque se haya observado en otros estudios que cuando el periodo de retención hidráulico es corto en embalses de agua regenerada no se produce una disminución de la calidad, en nuestro caso, este periodo de alta renovación del agua (Jun-Ago) debido a la alta demanda, coincide con el periodo de mayor crecimiento de algas sobre todo debido al aumento de la T^a . Por lo tanto, son necesarios estudios a largo plazo durante todo el año, para ver el efecto de la estacionalidad y la regulación del caudal en función de la demanda sobre el efecto de los ultrasonidos en el crecimiento de las algas.

7. Bibliografía

- Adin, A., Rubinstein, L., Zilberman, A., 1989. Particle characterization in wastewater effluents in relation to filtration and irrigation. *Filtration and Separation*. 26 (4), 284–287.
- Adin, A., Sacks, M., 1991. Dripper clogging factors in wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 117 (6), 813–826.
- Ahn C, Park M, Joung S, Kim K, Jang K, Oh K., 2003. Growth inhibition of algae by ultrasonic radiation: laboratory and enclosure studies. *Environ Sci Technol*. 37:3031–3037.
- Atkins, R.; Rose, T.; Brown, R.S.; Robb, M., 2001. The Microcystis cyanobacteria bloom in the Swan River - February 2000. *Water Science and Technology* 43, 107-14.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. Water quality for agriculture. *Irrigation and Drainage*. Paper 29, FAO, Rome, 174 pp.
- Beaulieu, S.E.; Sengco, M.R.; Anderson, D.M., 2005. Using clay to control harmful algal blooms: deposition and resuspension of clay/algal flocs. *Harmful Algae* 4, 123-38.
- Bellaud, M.D., 2009. Cultural and physical control of aquatic weeds. Chapter 6 In: Gettys LA, Haller WT, Bellaud M, (Eds). *Biology and control of aquatic plants, a best management practices handbook*. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Georgia, USA.
- Bhattarai, N.; Edmondson, D.; Veisoh, O., 2005. Electrospun chitosan-based nanofibers and their cellular compatibility. *Biomaterials*.
- Brainwood, A., Burgin, S., Maheshwari, B., 2004. Temporal variations in water quality of farm dams: impacts of land use and water sources. *Agricultural Water Management*. 70, 151–175.
- Bucks, D., Nakayama, F., 1991. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. *Irrigation Science*. 12 (4), 187–192.
- Caffrey, J.M.; Millane, M.; Evers, S.; Moran, H.; Butler, M., 2010. A novel approach to aquatic weed control and habitat restoration using biodegradable jute matting. *Aquatic Invasions* 5, 123–129.

- Choi, H.J.; Kim, B.H.; Kim, J.D.; Han, M.S., 2005. *Streptomyces neyagawaensis* as a control for the hazardous biomass of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in eutrophic freshwaters. *Biological Control* 33, 335-43.
- CHS, 2014. Estudio General sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia. Disponible en: www.chsegura.es
- Clearwater, S.J., Jellyman, P.G.; Biggs, B.J.F.; Hickey, C.W.; Blair, N.; Clayton, J.S., 2007. *Didymosphenia geminata* experimental control trials: Stage Two Phase Two (testing the effectiveness of Genex™, A chelated copper formulation). Prepared for MAF Biosecurity New Zealand by NIWA, Hamilton.
- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (CARM). Consejería de Agricultura y Agua. www.carm.es
- Craggs, R.J.; Zwart, A.; Nagels, J.W.; Davies-Colley, R.J., 2004. Modelling sunlight disinfection in a high rate pond. *Ecological Engineering* 22, 113-22.
- Deas, M.L., Lowney, C. L., 2000. Water temperature modelling review. Central Valley. The Bay Delta Modeling Forum.
- Dolz, J., Puertas, J., Aguado, A., Agulló, L., 1995. Efectos térmicos en presas y embalses. E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Cataluña.
- Drabkova, M., 2007. Methods for control of the cyanobacterial blooms development in lakes. Masaryk University, Czech Republic, PhD Thesis.
- Entidad Regional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales (ESAMUR), 2005 II Jornadas Técnicas de Saneamiento y Depuración, Murcia, Spain.
- Entidad Regional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de Murcia (ESAMUR). www.esamur.com
- Everall, N.C.; Lees, D.R., 1996. The use of barley-straw to control general and blue-green algal growth in a Derbyshire reservoir. *Water Research* 30, 269-76.

- Overall, N.C.; Lees, D.R., 1997. The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw during reservoir algal control. *Water Research* 31, 614-20.
- FAO WATER, 2014. www.fao.org.
- Gladyshev, M., 2002. *Biophysics of the Surface Microlayer of Aquatic Ecosystems*. Intl Water Assn Publishing, London, UK, pp. 160.
- Gröschl M., 1998. Ultrasonic separation of suspended particles-part i: fundamentals. *Acust Acta Acust.* 84:432–447.
- Headley, T.R.; Tanner, C.C., 2012. Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: An innovative stormwater treatment technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42, 2261-310.
- Helfrich, L.A.; Neves, R.J.; Libey, G.; Newcomb, T., 2009. Control methods for aquatic plants in ponds and lakes. Virginia co-operative extension publication 6, 420–251.
- Heng, L.; Jun, N.; Wen-jieb H, Guibaia, L., 2007. Algae removal by ultrasonic irradiation–coagulation. *Desalination* 239,191–197.
- Hickey, C.W.; Gibbs, M.M., 2009. Lake sediment phosphorus release management—Decision support and risk assessment framework. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 43, 819-56.
- IGN, 2014. Instituto Geográfico Nacional. www.ign.es.
- Jančula, D.; Maršálek, B., 2011. Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere* 85, 1415-1422.
- Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T.L.; Davidson, T.A.; Liu, Z.; Mazzeo, N.; Trochine, C.; Özkan, K.; Jensen, H.S.; Trolle, D.; Starling, F.; Lazzaro, X.; Johansson, L.S.; Bjerring, R.; Lib, L., 2012. Biomanipulation as a restoration tool to combat eutrophication: Recent advances and future challenges. In: Woodward G, Jacob U, O'Gorman EJ, eds. *Advances in Ecological Research*. Elsevier Ltd., Oxford, UK, 47, 411-88.

- Joyce, E.M.; Wu, X.; Mason, T.J., 2010. Effect of ultrasonic frequency and power on algae suspensions. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 45, 863-866.
- Kanz, W.; Ansen, J., 2014. Review of best management practices for aquatic vegetation control in stormwater ponds, wetlands, and lakes. Auckland Council.
- Karico, 2000. Technical report (I): the survey of pollution sources of water for the agricultural use (in Korean). Korean Agricultural and Rural Infrastructure Cooperation, pp. 1–626.
- Karico, 2000. Technical report (I): the survey of pollution sources of water for the agricultural use (in Korean). Korean Agricultural and Rural Infrastructure Cooperation, pp. 1–626.
- Lazarova, V. y Bahri, A. 2005. Water reuse for irrigation: agriculture, landscapes and turf grass. CRC Press. USA.
- Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.
- Maestre Valero, José Francisco (2011). Efectos de la aplicación de coberturas de sombreado suspendidas sobre balsas de riego. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Mahvi, A.H.; Dehghani, M.H., 2005. Evaluation of ultrasonic technology in removal of algae from surface waters. *Pakistan J. Biol Sci*, 8, 1457-59.
- Martin, J.L., McCutcheon, S. C., 1999. Hydrodynamics and transport for water quality modelling. Lewis Publishers.
- Martínez-Alvarez, V., Gonzalez-Real, M. M., Baille, A., Maestre-Valero, J. F., Gallego-Elvira, B., 2008. Regional assessment of evaporation from agricultural irrigation reservoirs in a semiarid climate. *Agr. Water Manage.* 29, 1056–1066.
- Martínez-Alvarez, V.; Calatrava-Leyva, J.; Maestre-Valero, J. F.; Martín-Górriz, B., 2009. Economic assessment of shade-cloth covers for agricultural irrigation reservoirs in a semi-arid climate. *Agr. Water Manage.* 96, 1351–1359.
- Morard, P., 1995. Etude de l'oxygénation du système racinaire. In: SARL (Ed.). *Les cultures végétales hors-soil*. Agen, France , pp. 245–252.
- Mujeriego, R. (ed.) 1990. *Manual Práctico de Riego con Agua Residual*

- Municipal Regenerada, Edicions de la Universitat Politécnica de Catalunya, Barcelona (Traducción al español por Pettygrove and Asano, 1985).
- ONU, 2014. Organización de las Naciones Unidas. www.un.org.
 - Pan, G.; Chen, J.; Anderson, D.M., 2011. Modified local sands for the mitigation of harmful algal blooms. *Harmful Algae* 10, 381-387.
 - Pedrero, F., 2011. Sustainable irrigation management with reclaimed water. Tesis doctoral. Departamento de Riego. Centro de Edafología y Biología aplicada al Segura. CEBAS-CSIC, Murcia, España. 143pp.
 - Peng, C.; Wu, G.; Xi, Y.; Xia, Y.; Zhang, T.; Zhao, Y., 2003. Isolation and identification of three algae-lysing bacteria and their lytic effects on blue-green algae (cyanobacteria). *Research of Environmental Sciences* 16, 37-40, 56.
 - Pérez, A.; Gil, E.; Gómez, J.M., 2014. Las aguas residuales regeneradas como recurso para los regadíos de la Demarcación Hidrográfica del Segura. Departamento de Geografía. Universidad de Murcia.
 - Purcell, D.; Parsons, S.A.; Jefferson, B.; Holden, S.; Campbell, A.; Wallen, A.; Chipps, M.; Holden, B.; Ellingham, A., 2012. Experiences of algal bloom control using green solutions barley straw and ultrasound, an industry perspective. *Water and Environment Journal* 2, 148-56.
 - Rajhasekhar, P.; Fan, L.; Nguyen, T.; Roddick, F.A., 2012. A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms. School of Civil, Environmental and Chemical Engineering, RMIT University, Melbourne. Australia.
 - Ramos, C., 1996. El riego con aguas residuales. Aprovechamiento del agua depurada en la Comunidad Valenciana. *Sanejament d'Aigües-Generalitat Valenciana* (eds) pp. 49-63.
 - Rashidan, K.K., Aves D.F., 2001. Role of predatory bacteria in the termination of a cyanobacterial bloom. *Microbial Ecology* 41, 97-105.
 - Ravina, I., Paz, E., Sofer, Z. Marcu, A., Schischa, A., Sagi, G., 1992. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater. *Irrigation Science*. 13, 129–139.

- Resh, 1997. Cultivos Hidropónicos, 4th ed., 509 pp., Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, Spain.
- Romero-Rojas, J. A., 1999. Calidad del agua. Alfaomega.
- Ryll T, Dutina G, Reyes A, Gunson J, Krummen L, Etcheverry T. Performance of small-scale CHO perfusion cultures using an acoustic cell filtration device for cell retention: Characterization of separation efficiency and impact of perfusion on product quality. *Biotechnol Bioeng.* 2000;69: 440–449.
- Sala, L. y Millet, X., 1997. Aspectos básicos de la reutilización de las aguas residuales regeneradas para el riego de campos de golf. Apuntes de las jornadas técnicas del golf, 1995.
- Sawyer, C. et al. *Chemistry for Environmental Engineering.* Fourth Ed. 1994. p. 552-566 and 596-601.
- Scheffer, M. 2005. *Ecology of shallow lakes.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Schmack, M.; Chambers, J.; Dallas, S., 2012. Evaluation of a bacterial algal control agent in tank-based experiments. *Water Research* 46, 2435-2444.
- Sperling, E., Da Silva, A.C., Lodolf, L.N., 2008. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *Desalination.* 226, 169–174.
- Spiros, K.; Schommartz, A.; Postema, M., 2009. Sonic cracking of blue-green algae. Department of Engineering, The University of Hull, United Kingdom.
- Tang, J.W.; Wu, Q.Y.; Hao, H.W.; Chen, Y.; Wu, M., 2004. Effect of 1.7 MHz ultrasound on a gas-vacuolate cyanobacterium and a gas-vacuole negative cyanobacterium. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 36, 115-121.
- Tao, Y.; Zhang, X.; Au, D.W.T.; Mao, X.; Yuan, K., 2010. The effects of sub-lethal UV-C irradiation on growth and cell integrity of cyanobacteria and green algae. *Chemosphere* 78, 541-547.

- Toscano, A., Hellio, C., Marzo, A., Milani, M., Lebret, K., Giuseppe, L., Cirelli, Günter Langergraber, G., 2013. Removal efficiency of a constructed wetland combined with ultrasound and UV devices for wastewater reuse in agriculture. *Environmental Technology*, 34:15, 2327-2336
- USEPA, 2006. Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule. United States Environmental Protection Agency, EPA.
- Wells, R.; Clayton, J.; Schwarz, A-M.; Hawes, I., Davies-Colley, R., 2000. Mighty River Power aquatic weeds: issues and options. NIWA Client Report MRP00502, prepared for Mighty River Power Ltd: 55.
- Wetzel, R. G., 2001. *Limnology*. Third Edition. Academic Press.
- Xenopoulos, M.A.; Frost, P.C.; Elser, J.J., 2002. Joint effects of UV radiation and phosphorus supply on algal growth rate and elemental composition. *Ecology* 83, 423-35.
- Yeh, T.Y.; Ke, T.Y.; Lin, Y.L., 2011. Algal growth control within natural water purification systems: Macrophyte light shading effects. *Water, Air, & Soil Pollution* 214, 575-86.
- Yuan, X.Z., Pan, G.; Chen, H.; Tian, B.H., 2009. Phosphorus fixation in lake sediments using LaCl₃-modified clays. *Ecological Engineering* 35, 1599-1602.
- Zamir Bin Alam M.; Otaki, M.; Furumai, H.; Ohgaki, S., 2001. Direct and indirect inactivation of *Microcystis aeruginosa* by UV-radiation. *Water Research* 35, 1008-14.
- Zhang G, Zhang P, Wang B, Lui H., 2006. Ultrasonic frequency effects on the removal of *Microcystis aeruginosa*. *Ultrason Sonochem.* 13:446–450.
- Zhang, G.; Zhang, P.; Liu, H., Wang, B., 2006. Ultrasonic damages on cyanobacterial photosynthesis. *Ultrasonics Sonochemistry* 13, 501-505.
- Zheng, J.H.; Nanbakhsh, H.; Scholz, M., 2006. Case study: Design and operation of sustainable urban infiltration ponds treating storm runoff. *Journal of Urban Planning and Development-Asce* 132, 36-41.