



## Evaluación y gestión del riesgo asociado a la reutilización de aguas residuales

Laura Alcalde Sanz

**ADVERTIMENT.** La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX ([www.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

**ADVERTENCIA.** La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR ([www.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

**WARNING.** On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX ([www.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.



UNIVERSIDAD DE BARCELONA  
FACULTAD DE FARMACIA

DEPARTAMENTO DE PRODUCTOS NATURALES,  
BIOLOGÍA VEGETAL Y EDAFOLOGÍA

Programa de doctorado: Ingeniería del medio ambiente y del producto  
Bienio 2002-2004

## **EVALUACIÓN Y GESTIÓN DEL RIESGO ASOCIADO A LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES**

Memoria presentada por Laura Alcalde Sanz para optar al título de Doctor por la  
Universidad de Barcelona

Directoras:

Dra. Montserrat Folch Sánchez

Dra. Josefina C. Tapias Pantebre

Doctoranda:

Laura Alcalde Sanz

Barcelona, 2012



El presente trabajo ha sido financiado parcialmente con la ayuda del “Comissionat per a Universitats i Recerca del Departament d’Innovació, Universitats i Empresa de la Generalitat de Catalunya i del Fons Social Europeu”.

Adicionalmente, este trabajo se ha financiado con la ayuda del Programa CICYT (CTM2006-13523-C02-01) del Ministerio de Educación y Ciencia del Gobierno de España y del Proyecto CENIT SOSTAQUA (Actividad 10, Tarea B) del Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial (CDTI), en los que figura como investigador principal el Dr. Miquel Salgot de Marçay, Profesor Titular del Departamento de Productos Naturales, Biología Vegetal y Edafología de la Facultad de Farmacia de la Universidad de Barcelona.



# TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1	El agua regenerada como recurso.....	1
1.2	Usos del agua regenerada.....	5
1.3	Tecnologías de regeneración de aguas residuales.....	7
1.4	Normativas y recomendaciones en la reutilización de aguas.....	10
1.4.1	Normativas y recomendaciones internacionales.....	10
1.4.2	Normativa española.....	13
1.4.3	Nuevo paradigma en las recomendaciones de reutilización.....	14
1.5	Gestión del riesgo asociado al uso del agua regenerada.....	16
1.5.1	Riesgo sanitario.....	16
1.5.1.1	Evaluación del riesgo sanitario.....	18
1.5.1.1.1	Identificación del peligro.....	18
1.5.1.1.1.1	Peligros de origen biológico.....	18
1.5.1.1.1.1.1	Organismos indicadores.....	21
1.5.1.1.1.2	Peligros de origen químico.....	23
1.5.1.1.2	Evaluación de la relación dosis-respuesta.....	26
1.5.1.1.3	Evaluación de la exposición.....	30
1.5.1.1.4	Caracterización del riesgo.....	32
1.5.2	Riesgo ambiental.....	35
1.5.2.1	Evaluación del riesgo ambiental.....	35
1.5.2.1.1	Identificación de peligros.....	36
1.5.2.1.2	Análisis de la exposición y de los efectos adversos.....	37
1.5.2.1.3	Caracterización del riesgo.....	38
1.6	Análisis de peligros y puntos de control críticos.....	39
1.6.1	Análisis de peligros y establecimiento de medidas preventivas.....	42
1.6.2	Determinación de puntos de control críticos y límites críticos.....	46
2	JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.....	51
3	MATERIAL Y MÉTODOS.....	55
3.1	Evaluación de tecnologías de regeneración.....	55
3.1.1	Descripción de la EDAR.....	55
3.1.2	Descripción de las tecnologías de regeneración.....	56
3.1.2.1	Tecnologías de pretratamiento.....	57
3.1.2.1.1	Filtro de anillas.....	57
3.1.2.1.2	Fisicoquímico.....	58

3.1.2.1.3	Infiltración-percolación.....	58
3.1.2.2	Tecnologías de desinfección .....	60
3.1.2.2.1	Radiación ultravioleta .....	60
3.1.2.2.2	Dióxido de cloro.....	60
3.1.2.2.3	Ácido peracético.....	61
3.1.3	Emplazamiento y acondicionamiento de las tecnologías .....	62
3.1.4	Condiciones de trabajo .....	62
3.1.5	Protocolo experimental .....	65
3.1.6	Parámetros y métodos analíticos.....	66
3.2	Evaluación de un sistema de reutilización .....	68
3.2.1	Descripción de la EDAR .....	68
3.2.2	Descripción de la ERA.....	69
3.2.3	Descripción del depósito de almacenamiento y la red de distribución....	70
3.2.4	Protocolo experimental .....	71
3.2.5	Parámetros y métodos analíticos.....	72
3.3	Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico .....	73
3.4	Evaluación de matrices ambientales.....	74
3.4.1	Evaluación de la calidad fisicoquímica del suelo.....	74
3.4.1.1	Protocolo experimental .....	74
3.4.1.2	Parámetros y métodos analíticos.....	74
3.4.2	Evaluación de la calidad fisicoquímica del agua subterránea .....	75
3.4.2.1	Protocolo experimental .....	76
3.4.2.2	Parámetros y métodos analíticos.....	76
3.5	Aplicación del protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos .	77
3.6	Análisis estadístico de los datos .....	77
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	81
4.1	Evaluación de tecnologías de regeneración.....	81
4.1.1	Caracterización del efluente secundario .....	81
4.1.2	Evaluación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en las tecnologías de pretratamiento.....	84
4.1.2.1	Parámetros fisicoquímicos.....	87
4.1.2.1.1	Filtro de anillas .....	91
4.1.2.1.2	Fisicoquímico .....	93
4.1.2.1.3	Infiltración-percolación.....	94
4.1.2.2	Parámetros microbiológicos.....	96
4.1.2.2.1	Indicador bacteriano .....	97
4.1.2.2.2	Indicador viral .....	99

4.1.3	Evaluación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en las tecnologías de desinfección.....	102
4.1.3.1	Radiación ultravioleta .....	102
4.1.3.1.1	Parámetros fisicoquímicos.....	102
4.1.3.1.2	Parámetros microbiológicos .....	105
4.1.3.1.2.1	Indicador bacteriano .....	105
4.1.3.1.2.2	Indicador viral .....	107
4.1.3.2	Dióxido de cloro.....	110
4.1.3.2.1	Parámetros fisicoquímicos.....	110
4.1.3.2.2	Parámetros microbiológicos .....	112
4.1.3.2.2.1	Indicador bacteriano .....	112
4.1.3.2.2.2	Indicador viral .....	114
4.1.3.3	Ácido peracético.....	116
4.1.3.3.1	Parámetros fisicoquímicos.....	116
4.1.3.3.2	Parámetros microbiológicos .....	118
4.1.3.3.2.1	Indicador bacteriano .....	118
4.1.3.3.2.2	Indicador viral .....	120
4.1.4	Líneas de tratamiento de regeneración recomendadas para los usos establecidos por el RD 1620/2007 .....	122
4.2	Evaluación de un sistema de reutilización .....	128
4.2.1	Evaluación de microorganismos indicadores en los sistemas de depuración, regeneración, almacenamiento y distribución.....	128
4.2.1.1	Sistemas de depuración y regeneración.....	128
4.2.1.2	Sistemas de almacenamiento y distribución .....	133
4.2.1.3	Relaciones entre los microorganismos indicadores .....	140
4.2.2	Evaluación de microorganismos patógenos en los sistemas de depuración, regeneración, almacenamiento y distribución.....	141
4.2.3	Evaluación de parámetros fisicoquímicos en los sistemas de depuración, regeneración, almacenamiento y distribución .....	146
4.2.3.1	Sistemas de depuración y regeneración.....	147
4.2.3.2	Sistemas de almacenamiento y distribución .....	152
4.3	Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico .....	158
4.3.1	Identificación del peligro .....	158
4.3.2	Evaluación de la relación dosis-respuesta .....	158
4.3.3	Evaluación de la exposición.....	159
4.3.3.1	Concentración de microorganismos patógenos en el agua regenerada de riego.....	160

4.3.3.2	Volumen de agua ingerido por persona y exposición.....	164
4.3.3.3	Número de exposiciones por año .....	164
4.3.4	Caracterización del riesgo .....	165
4.3.5	Influencia de las variables en la caracterización del riesgo .....	176
4.4	Evaluación de matrices ambientales.....	183
4.4.1	Evaluación de la calidad fisicoquímica del suelo.....	183
4.4.2	Evaluación de la calidad fisicoquímica del agua subterránea .....	185
4.5	Aplicación del protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos en un sistema de reutilización .....	194
4.5.1	Análisis de peligros y establecimiento de medidas preventivas .....	195
4.5.2	Determinación de los puntos de control críticos.....	198
4.5.3	Establecimiento de los límites críticos, medidas de vigilancia y acciones correctoras.....	200
5	CONCLUSIONES .....	209
6	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	215
	ANEXO.....	237

## TABLAS

<b>Tabla 1.1</b> Principales usos del agua regenerada en el mundo.....	5
<b>Tabla 1.2</b> Principales características de las tecnologías intensivas y extensivas para el tratamiento de aguas .....	8
<b>Tabla 1.3</b> Principales tecnologías de regeneración .....	8
<b>Tabla 1.4</b> Principales agentes etiológicos potencialmente presentes en el agua residual y su enfermedad asociada.....	19
<b>Tabla 1.5</b> Principales agentes químicos potencialmente presentes en el agua residual y los efectos adversos asociados.....	24
<b>Tabla 1.6</b> Principales agentes físicos potencialmente presentes en el agua residual y los efectos adversos asociados .....	26
<b>Tabla 1.7</b> Modelos dosis-respuesta y constantes usadas en cálculos de riesgo para distintos microorganismos patógenos .....	28
<b>Tabla 1.8</b> Principales agentes químicos, puntos finales medioambientales y efectos adversos en el medio ambiente para usos agrícolas, residenciales y recreativos del agua regenerada .....	37
<b>Tabla 1.9</b> Categorías de la estimación del riesgo ambiental en una evaluación cualitativa.....	38
<b>Tabla 1.10</b> Medidas de protección de la salud (barreras) para riego en agricultura para diferentes concentraciones de huevos de helminto en agua residual cruda y reducciones requeridas para conseguir $\leq 10^{-6}$ DALYs.....	45
<b>Tabla 3.1</b> Principales características de diseño del sistema de filtro de anillas.....	57
<b>Tabla 3.2</b> Principales características de diseño del sistema fisicoquímico.....	58
<b>Tabla 3.3</b> Principales características de diseño del sistema de infiltración-percolación .....	59
<b>Tabla 3.4</b> Principales características de diseño del sistema de radiación ultravioleta .....	60
<b>Tabla 3.5</b> Principales características de diseño del sistema de dióxido de cloro.....	61
<b>Tabla 3.6</b> Principales características de diseño del sistema de ácido peracético.....	61
<b>Tabla 3.7</b> Líneas de tratamiento de regeneración evaluadas.....	63
<b>Tabla 3.8</b> Principales condiciones de trabajo de las tecnologías de desinfección.....	64
<b>Tabla 3.9</b> Concentraciones de desinfectantes residuales y subproductos de desinfección de los sistemas de dióxido de cloro y ácido peracético .....	65
<b>Tabla 3.10</b> Parámetros determinados y métodos utilizados en el análisis fisicoquímico del agua.....	67

<b>Tabla 3.11</b> Parámetros determinados y métodos analíticos utilizados en el análisis microbiológico y parasitológico del agua.....	68
<b>Tabla 3.12</b> Parámetros determinados y métodos analíticos utilizados en el análisis fisicoquímico del suelo.....	75
<b>Tabla 4.1</b> Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos del efluente secundario de entrada a los diferentes pretratamientos: filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración percolación (IP).....	83
<b>Tabla 4.2</b> Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$ bilateral $\leq 0,05$ ) de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos del efluente de salida de cada tecnología de pretratamiento.....	86
<b>Tabla 4.3</b> Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$ bilateral $\leq 0,05$ ) de parámetros fisicoquímicos del efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que incorporan la radiación ultravioleta (UV) como sistema de desinfección (FA+UV; FQ+UV; IP+UV).....	104
<b>Tabla 4.4</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de <i>E. coli</i> a la entrada (E) y salida (S) del sistema de radiación ultravioleta (UV) para cada línea de tratamiento.	105
<b>Tabla 4.5</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de bacteriófagos somáticos a la entrada (E) y salida (S) del sistema de radiación ultravioleta (UV) para cada línea de tratamiento.....	108
<b>Tabla 4.6</b> Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$ bilateral $\leq 0,05$ ) de los parámetros fisicoquímicos del efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que incorporan el dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> ) como sistema de desinfección (FA+ClO <sub>2</sub> ; FQ+ClO <sub>2</sub> ; IP+ClO <sub>2</sub> ). .....	111
<b>Tabla 4.7</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de <i>E. coli</i> a la entrada (E) y salida (S) del sistema de dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> ) para cada línea de tratamiento.....	112
<b>Tabla 4.8</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de bacteriófagos somáticos a la entrada (E) y salida (S) del sistema de dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> ) para cada línea de tratamiento.....	114
<b>Tabla 4.9</b> Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$ bilateral $\leq 0,05$ ) de los parámetros fisicoquímicos del efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que incorporan el ácido peracético (APA) como sistema de desinfección (FA+APA; FQ+APA; IP+APA).....	117
<b>Tabla 4.10</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de <i>E. coli</i> a la entrada (E) y salida (S) del sistema de ácido peracético (APA) para cada línea de tratamiento.....	118
<b>Tabla 4.11</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de bacteriófagos somáticos a la entrada (E) y salida (S) del sistema de ácido peracético (APA) para cada línea de tratamiento.....	120

<b>Tabla 4.12</b> Líneas de tratamiento de regeneración recomendadas para los usos establecidos por el RD 1620/2007 .....	124
<b>Tabla 4.13</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de microorganismos indicadores en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada .....	128
<b>Tabla 4.14</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de microorganismos indicadores en el efluente del depósito, los aspersores (ASP) y el gotero (GOT). ....	134
<b>Tabla 4.15</b> Concentración de huevos de nematodos intestinales en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados .....	142
<b>Tabla 4.16</b> Concentración de <i>Legionella</i> spp. en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados. ....	142
<b>Tabla 4.17</b> Concentración de <i>E. coli</i> en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados .....	143
<b>Tabla 4.18</b> Concentración de enterococos en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados .....	143
<b>Tabla 4.19</b> Concentración de quistes de <i>Giardia</i> en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados. ....	144
<b>Tabla 4.20</b> Concentración de ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados .....	144
<b>Tabla 4.21</b> Concentración de esporas de clostridios sulfito reductores en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados .....	146
<b>Tabla 4.22</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de sólidos en suspensión y turbidez en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada .....	147
<b>Tabla 4.23</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de metales pesados en el efluente de agua regenerada .....	152
<b>Tabla 4.24</b> Estadísticos descriptivos de los valores de sólidos en suspensión, turbidez y conductividad eléctrica en el efluente del depósito, los aspersores (ASP) y el gotero (GOT) .....	153
<b>Tabla 4.25</b> Estadísticos descriptivos de los valores de SAR en el efluente de agua regenerada, el efluente del depósito, aspersores (ASP) y gotero (GOT).....	156
<b>Tabla 4.26</b> Estadísticos descriptivos de la concentración de cloro libre residual en el efluente de agua regenerada, el efluente del depósito, los aspersores (ASP) y el gotero (GOT) .....	157
<b>Tabla 4.27</b> Funciones de distribución de la relación dosis-respuesta utilizadas para cada patógeno .....	158

<b>Tabla 4.28</b> Funciones de distribución de probabilidad para cada patógeno según las diferentes variables en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 .....	163
<b>Tabla 4.29</b> Funciones de distribución de probabilidad para cada patógeno según las diferentes variables en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 .....	163
<b>Tabla 4.30</b> Funciones de distribución de probabilidad para diferentes variables.....	165
<b>Tabla 4.31</b> Valores de referencia de la relación enfermedad/infección, la carga de enfermedad y la susceptibilidad para cada patógeno.....	166
<b>Tabla 4.32</b> Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores .....	167
<b>Tabla 4.33</b> Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores .....	167
<b>Tabla 4.34</b> Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores.....	167
<b>Tabla 4.35</b> Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores .....	167
<b>Tabla 4.36</b> Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público .....	171
<b>Tabla 4.37</b> Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público.....	171
<b>Tabla 4.38</b> Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público.....	171
<b>Tabla 4.39</b> Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público. ....	171
<b>Tabla 4.40</b> Características texturales del suelo .....	183
<b>Tabla 4.41</b> Valores medios de parámetros fisicoquímicos del suelo a una profundidad de 0-30 cm.....	184
<b>Tabla 4.42</b> Valores medios de parámetros fisicoquímicos del suelo a una profundidad de 30-60 cm.....	184
<b>Tabla 4.43</b> Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua de riego .....	185
<b>Tabla 4.44</b> Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua subterránea antes de iniciar el riego con agua regenerada.....	186
<b>Tabla 4.45</b> Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua del piezómetro de referencia antes del inicio del riego .....	187
<b>Tabla 4.46</b> Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$ bilateral $\leq 0,05$ ) de parámetros fisicoquímicos del agua subterránea durante el periodo de riego.....	187

<b>Tabla 4.47</b> Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua del piezómetro de referencia durante el periodo de estudio.....	188
<b>Tabla 4.48</b> Presiones significativas a las que está sometida la calidad fisicoquímica de la masa de agua .....	190
<b>Tabla 4.49</b> Medidas preventivas de cada etapa del sistema frente a peligros microbiológicos y fisicoquímicos .....	196
<b>Tabla 4.50</b> Puntos de control críticos y puntos de muestreo propuestos para su control .....	199
<b>Tabla 4.51</b> Límites críticos, medidas de vigilancia y acciones correctoras para cada punto de control crítico.....	201



## FIGURAS

<b>Figura 1.1</b> Evolución del volumen de agua reutilizada en Cataluña por usos .....	6
<b>Figura 1.2</b> Diferentes combinaciones de barreras (A, B, C, D, E, F, G y H) para reducir la concentración de patógenos (bacterias, virus y protozoos) y conseguir el objetivo de salud de $\leq 10^{-6}$ DALYs .....	44
<b>Figura 1.3</b> Árbol de decisión para identificar los puntos de control críticos.....	46
<b>Figura 3.1</b> Diagrama de flujo de la EDAR de Bétera .....	56
<b>Figura 3.2</b> Diagrama de flujo de la EDAR.....	69
<b>Figura 3.3</b> Diagrama de flujo de la ERA. ....	69
<b>Figura 3.4</b> Localización de los siete piezómetros en la zona de riego. ....	76
<b>Figura 4.1</b> Diagramas de cajas de la concentración de sólidos en suspensión (SS) y turbidez del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	87
<b>Figura 4.2</b> Diagramas de cajas de la concentración de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	88
<b>Figura 4.3</b> Diagramas de cajas de la concentración de nitrógeno (N-NTK) del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	89
<b>Figura 4.4</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de nitrógeno (N-NTK) de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	89
<b>Figura 4.5</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de sólidos en suspensión (SS) y turbidez de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP) .....	90
<b>Figura 4.6</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	91
<b>Figura 4.7</b> Diagramas de cajas de la concentración de <i>E. coli</i> del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	97

<b>Figura 4.8</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de <i>E. coli</i> de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	97
<b>Figura 4.9</b> Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP) .....	99
<b>Figura 4.10</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).....	100
<b>Figura 4.11</b> Diagramas de cajas de la concentración de <i>E. coli</i> de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV).....	105
<b>Figura 4.12</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de <i>E. coli</i> del sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV) .....	106
<b>Figura 4.13</b> Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV).....	108
<b>Figura 4.14</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos del sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV).....	109
<b>Figura 4.15</b> Diagramas de cajas de la concentración de <i>E. coli</i> de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> ) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAClO <sub>2</sub> ), fisicoquímico (FQClO <sub>2</sub> ) e infiltración-percolación (IPClO <sub>2</sub> ) .....	112
<b>Figura 4.16</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de <i>E. coli</i> del sistema de dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> ) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAClO <sub>2</sub> ), fisicoquímico (FQClO <sub>2</sub> ) e infiltración-percolación (IPClO <sub>2</sub> ) .....	113
<b>Figura 4.17</b> Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> ) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAClO <sub>2</sub> ), fisicoquímico (FQClO <sub>2</sub> ) e infiltración-percolación (IPClO <sub>2</sub> ) .....	114
<b>Figura 4.18</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos del sistema de dióxido de cloro (ClO <sub>2</sub> ) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAClO <sub>2</sub> ), fisicoquímico (FQClO <sub>2</sub> ) e infiltración-percolación (IPClO <sub>2</sub> ) .....	115

<b>Figura 4.19</b> Diagramas de cajas de la concentración de <i>E. coli</i> de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA).....	118
<b>Figura 4.20</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de <i>E. coli</i> del sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA).....	119
<b>Figura 4.21</b> Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA) .....	121
<b>Figura 4.22</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos del sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA) .....	121
<b>Figura 4.23</b> Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de <i>E. coli</i> (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada .....	129
<b>Figura 4.24</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de <i>E. coli</i> (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en la EDAR y en la ERA.....	130
<b>Figura 4.25</b> Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de <i>E. coli</i> (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el efluente de salida del depósito.....	135
<b>Figura 4.26</b> Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de <i>E. coli</i> (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el efluente de los aspersores ASP1, ASP2 y ASP3 .....	136
<b>Figura 4.27</b> Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de <i>E. coli</i> (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el efluente del aspersor ASP4 y del gotero (GOT).....	137
<b>Figura 4.28</b> Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de sólidos en suspensión (SS), demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) y turbidez en el agua residual cruda (ARC), el efluente secundario (SEC) y el efluente de agua regenerada (REG) .....	148
<b>Figura 4.29</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de sólidos en suspensión (SS), demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> ) y turbidez en la EDAR y en la ERA .....	149

<b>Figura 4.30</b> Intervalos de confianza al 95% del valor medio de conductividad eléctrica (CE) en el agua residual cruda (ARC), el efluente secundario (SEC) y el efluente de agua regenerada (REG) .....	151
<b>Figura 4.31</b> Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de conductividad eléctrica (CE) en la EDAR y en la ERA.....	151
<b>Figura 4.32</b> Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de sólidos en suspensión (SS) en el efluente del depósito (DEP), de los aspersores (ASP1, ASP2, ASP3, ASP4) y del gotero (GOT).....	153
<b>Figura 4.33</b> Intervalos de confianza al 95% del valor medio de turbidez en el efluente del depósito (DEP), de los aspersores (ASP1, ASP2, ASP3, ASP4) y del gotero (GOT) .....	154
<b>Figura 4.34</b> Intervalos de confianza al 95% del valor medio de conductividad eléctrica (CE) en el efluente del depósito (DEP), de los aspersores (ASP1, ASP2, ASP3, ASP4) y del gotero (GOT).....	154
<b>Figura 4.35</b> Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007 para los DALYs de cada patógeno evaluado .....	177
<b>Figura 4.36</b> Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007 para la probabilidad de infección de cada patógeno evaluado.....	178
<b>Figura 4.37</b> Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de cumplimiento del RD 1620/2007 para los DALYs de cada patógeno evaluado .....	179
<b>Figura 4.38</b> Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de cumplimiento del RD 1620/2007 para la probabilidad de infección de cada patógeno evaluado.....	180
<b>Figura 4.39</b> Evolución de los niveles piezométricos durante el periodo de estudio...	186
<b>Figura 4.40</b> Dirección del flujo del agua subterránea en la zona de estudio .....	189
<b>Figura 4.41</b> Isolíneas de los valores de conductividad eléctrica (dS/m) y nitratos (mg/L) del agua subterránea al inicio y al final del estudio .....	191
<b>Figura 4.42</b> Isolíneas de los valores integrados de conductividad eléctrica (dS/m) y nitratos (mg/L) del agua subterránea durante el periodo de estudio.....	192
<b>Figura 4.43</b> Árbol de decisión para identificar los puntos de control críticos.....	198

## **1 INTRODUCCIÓN**



# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 El agua regenerada como recurso

El agua es esencial para la mayoría de las formas de vida conocidas, incluida la humana. Pero el agua es un recurso limitado, ya que sólo un 3% de toda la masa de agua del planeta corresponde a agua dulce y solamente una parte de ésta es apta y accesible para su potabilización. A nivel global, los recursos hídricos en varias regiones tendrán que soportar una presión sin precedentes en las próximas décadas debido a la desigual distribución del agua y al aumento creciente de la población y del desarrollo económico. La escasez de agua también es una consecuencia de la contaminación de los recursos hídricos, debida al aumento de los usos urbanos, industriales y agrícolas (UN, 2007).

España, al igual que otros países del Mediterráneo y de zonas áridas o semiáridas, es un país con una distribución desigual de la precipitación (espacial y temporal) y de los recursos hídricos, lo que provoca graves problemas para garantizar las necesidades crecientes de agua en determinadas zonas, sobre todo en la cuenca mediterránea (Bixio *et al.*, 2006). Esta situación ha hecho que se padezca estrés hídrico de manera cada vez más habitual y, en muchos casos, estructural.

La escasez de recursos hídricos es un problema que requiere una gestión adecuada para asegurar el aprovechamiento y la protección de los mismos a fin de evitar que se contaminen y que se alteren los ecosistemas. Esta gestión ha de ser integral y sostenible, considerando las aguas residuales como un recurso más dentro del ciclo del agua (Levine y Asano, 2004; Asano *et al.*, 2006)

Una gestión integral y sostenible de los recursos hídricos implica que las administraciones establezcan protocolos de actuación. La Unión Europea (UE) promulgó la Directiva 91/271/CEE de 21 de mayo de 1991 sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, que hace referencia a la necesidad de depurar las aguas residuales para proteger el medio ambiente de sus vertidos. Esta directiva obliga a los estados miembros a realizar un tratamiento adecuado de las aguas residuales en las aglomeraciones urbanas y determina los requisitos de calidad de los vertidos de agua residual depurada al medio receptor. También incorpora la recomendación de reutilizar el agua tratada siempre que sea posible.

En el año 2000 la UE aprobó la denominada Directiva Marco del Agua, la Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre, que establece un marco de actuación común para la gestión del agua. Esta directiva tiene como objetivo la protección y mejora del estado de los recursos hídricos en cantidad y calidad, así como la mejora de los ecosistemas hídricos asociados y la promoción del uso sostenible del agua. Según establece esta directiva, se ha de conseguir el buen estado de las aguas de todos los estados miembros antes del año 2015.

En España, la Dirección General del Agua, dentro de los objetivos que marca la Directiva Marco del Agua, ha puesto en marcha la elaboración del Plan Nacional de Reutilización de Aguas para potenciar el uso del agua regenerada, con los objetivos siguientes (MARM, 2010):

- Contribuir a alcanzar el buen estado de las aguas.
- Contribuir al establecimiento y mantenimiento de los regímenes de caudales ecológicos.
- Reducir los vertidos directos de aguas residuales al mar.
- Establecer un modelo de financiación adecuado que fomente la reutilización sostenible de aguas.
- Promover que el uso de las aguas regeneradas se realice conforme a las buenas prácticas de reutilización de aguas.
- Informar, sensibilizar y concienciar de los beneficios de la reutilización de aguas.
- Fomentar la investigación, el desarrollo y la innovación tecnológica de los sistemas de regeneración.
- Garantizar la participación pública.

En Cataluña, hay numerosas masas de agua que están en riesgo de no cumplir con los estándares de calidad ecológica establecidos por la Directiva Marco del Agua. Uno de los factores que hace incrementar el riesgo de no cumplimiento son los vertidos de agua residual. Por ello, las principales medidas adoptadas para dar cumplimiento a la Directiva Marco del Agua contemplan la revisión del Plan de Saneamiento de Cataluña, la implantación de tratamientos de regeneración de aguas que sean eficientes y un programa de reutilización de aguas regeneradas.

En el año 2005 se estableció la actualización del Programa de Saneamiento de Aguas Residuales Urbanas (PSARU, 2005), enmarcado entre la Directiva 91/271/CE y la Directiva Marco del Agua. El PSARU es un instrumento de planificación hidrológica que desarrolla el Plan de Saneamiento de Cataluña y que tiene por objeto definir todas las actuaciones destinadas a la reducción de la contaminación originada por el uso doméstico del agua y que permitan la consecución de los objetivos en materia de calidad del agua.

Las actuaciones enmarcadas dentro del PSARU permitieron disponer de un importante caudal de agua depurada que podía generar un recurso alternativo por medio de la reutilización. Las depuradoras catalanas tratan aproximadamente unos 700 hm<sup>3</sup> anuales de agua residual. Por este motivo, y como complemento al PSARU, se ha creado el Programa de Reutilización de Agua en Cataluña (PRAC, 2009), que se enmarca en el Plan Hidrológico de las Cuencas Internas de Cataluña, y también en el Plan de Saneamiento y formará parte del Plan de Gestión del Distrito de Cuenca Fluvial.

El objetivo principal del PRAC, actualmente en tramitación, es el fomento de la reutilización entendida como actividad de interés público que conlleva una fuente adicional de recursos hídricos y una mejora de los ecosistemas. Con este objetivo, el programa pretende determinar lo siguiente (PRAC, 2009):

- Las infraestructuras de reutilización que hay que promover por parte de la Administración.
- La definición de los usos que se consideran más adecuados para cada sistema de saneamiento.
- La propuesta de un nuevo marco de gestión para esta actividad, que permita un mejor desarrollo, incluyendo la definición de los criterios de financiación de las diferentes actuaciones y de mecanismos de recuperación de los costes públicos de inversión y explotación.

En este marco, la reutilización del agua residual se perfila como una alternativa viable y de gran futuro debido a los múltiples beneficios que presenta:

- Aumento de los recursos hídricos disminuyendo la presión sobre los recursos naturales convencionales al cubrir una parte de la demanda para la que no es necesaria un agua de calidad potable, liberando así recursos de agua de mejor calidad para usos más exigentes (p.ej. abastecimiento público).
- Reducción del volumen de vertidos de aguas residuales al medio, incluyendo las aguas subterráneas.
- Disminución del uso de nutrientes en zonas agrícolas al regar con aguas regeneradas con un cierto contenido en nutrientes.
- Uso sostenible de los recursos hídricos.

El hecho de que en España, al igual que en Cataluña, confluyan factores como la escasez de agua, el aumento y la estacionalidad de la demanda, la disponibilidad de cantidades grandes de agua tratada de buena calidad, políticas de protección medioambiental y la disponibilidad de recursos tecnológicos y financieros, augura una reutilización masiva del agua regenerada que, según las previsiones, llevará a España a convertirse en líder en reutilización de aguas regeneradas (Angelakis *et al.*, 2003; Juanicó y Salgot, 2005).

Tal y como aparece descrito en los planes de reutilización de aguas mencionados anteriormente, en la reutilización deben tenerse en cuenta dos aspectos imprescindibles: el coste económico y la aceptación social.

El coste económico de la reutilización debe ser sostenible, ya que las consideraciones económicas dictan la factibilidad de los proyectos de reutilización. Deben considerarse en este apartado los costes debidos a inversiones, operación y mantenimiento, y control (USEPA, 2004; Asano *et al.*, 2006).

En los últimos años se está prestando una atención creciente a los denominados aspectos sociales de la reutilización y se han presentado destacados trabajos sobre la aceptación social en diferentes partes del mundo, desde países islámicos hasta estados como California (Al Khateeb, 2001, Bridgeman, 2004; Robinson *et al.*, 2005; Jeffrey, 2006). Es imprescindible planificar una política de comunicación adecuada por parte de las autoridades responsables para que la reutilización de aguas sea entendida y aceptada por los usuarios finales y el público en general.

## 1.2 Usos del agua regenerada

Los principales usos del agua regenerada se muestran en la Tabla 1.1. Se ha de tener en cuenta que es complicado establecer una lista exhaustiva de todos los usos reales del agua regenerada en el mundo. Además, no todos los usos están permitidos en todos los países donde existe reutilización.

**Tabla 1.1** Principales usos del agua regenerada en el mundo (USEPA, 2004; Asano *et al.*, 2006; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006).

Categorías de uso	Usos específicos
Usos urbanos	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Riego de:               <ul style="list-style-type: none"> <li>- parques públicos</li> <li>- campos de deportes</li> <li>- jardines privados</li> <li>- zonas verdes</li> </ul> </li> <li>▪ Baldeo de calles</li> <li>▪ Sistemas contra incendios</li> <li>▪ Lavado industrial de vehículos</li> <li>▪ Descarga aparatos sanitarios</li> <li>▪ Control de polvo en carreteras</li> </ul>
Usos agrícolas	Cultivos de consumo en fresco <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Cultivos de consumo con tratamiento posterior</li> <li>▪ Cultivos leñosos</li> <li>▪ Cereales</li> <li>▪ Cultivos hidropónicos</li> <li>▪ Flores ornamentales</li> <li>▪ Acuicultura</li> <li>▪ Viveros</li> <li>▪ Horticultura</li> <li>▪ Invernaderos</li> <li>▪ Viticultura</li> </ul>
Usos industriales	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Agua de proceso</li> <li>▪ Agua de transporte</li> <li>▪ Torres de refrigeración</li> <li>▪ Condensadores evaporativos</li> <li>▪ Materiales de construcción (cemento)</li> <li>▪ Compactación de suelos</li> <li>▪ Control de polvo en obras</li> </ul>
Usos recreativos	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Riego de campos de golf</li> <li>▪ Estanques recreativos con o sin acceso al público (pesca, baño)</li> <li>▪ Masas de agua circulantes ornamentales sin acceso al público</li> <li>▪ Fabricación de nieve artificial</li> </ul>
Usos ambientales	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recarga de acuíferos</li> <li>▪ Riego de bosques</li> <li>▪ Silvicultura</li> <li>▪ Mantenimiento de humedales</li> <li>▪ Mantenimiento de caudales mínimos</li> </ul>
Usos potables	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recarga de acuíferos para uso potable</li> <li>▪ Aumento de aguas superficiales de suministro</li> <li>▪ Tratamiento hasta calidad de agua potable</li> </ul>

Los proyectos de regeneración para usos no potables son los que han adquirido el mayor desarrollo en numerosas partes del mundo, especialmente en países desarrollados donde los recursos hídricos son limitados y la protección ambiental es una prioridad destacada.

En Cataluña, durante el año 2008, según datos publicados por la Agencia Catalana del Agua (ACA), se reutilizaron 51,0 hm<sup>3</sup> de agua (Figura 1.1). El uso más importante fue el ambiental, con 40,0 hm<sup>3</sup> (un 78,4%) seguido de los usos recreativos, con un 5,8 hm<sup>3</sup> (11,4%), el riego agrícola, con un 4,7 hm<sup>3</sup> (9,2%) y finalmente los usos municipales, con unos 0,5 hm<sup>3</sup> anuales (1,0%).

Estos datos muestran el progresivo incremento del volumen de agua reutilizado en Cataluña y ponen de manifiesto que la reutilización presenta un importante potencial de desarrollo. La Administración tiene el objetivo de llegar a los 200 hm<sup>3</sup> de agua reutilizada en el año 2015, lo que supondría utilizar aproximadamente un 31% del caudal anual tratado en las depuradoras y un 50% del caudal depurado durante los meses de verano.

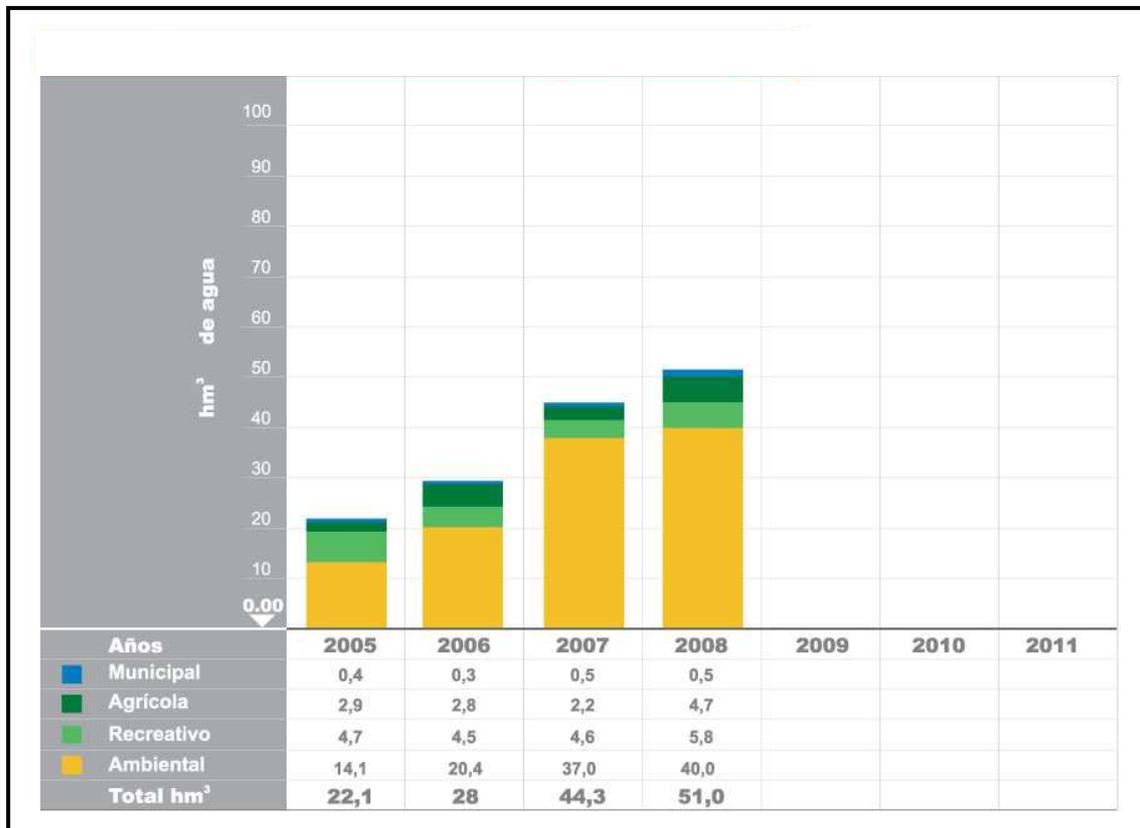


Figura 1.1 Evolución del volumen de agua reutilizada en Cataluña por usos (ACA).

### **1.3 Tecnologías de regeneración de aguas residuales**

Como se comentó anteriormente, la promulgación de la Directiva 91/271 CEE sobre la necesidad de depurar las aguas residuales, así como las actuaciones asociadas a su cumplimiento, han permitido disponer de un caudal de agua depurada susceptible de ser reutilizado.

Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) tienen como principal objetivo eliminar los sólidos en suspensión y la materia orgánica y, en el caso de vertido a zonas sensibles, los nutrientes. Estos son los parámetros legales de control según la Directiva 91/271 CEE. Por tanto, si se cumplen los límites fijados para estos parámetros, después de la depuración, el agua tratada puede verterse al medio sin ningún problema legal teórico.

Cuando el agua depurada se quiere reutilizar, el número de controles aumenta debido al riesgo sanitario y medioambiental que supone. El agua depurada, generalmente, se ha de someter a procesos de tratamiento adicionales para adecuar su calidad al uso previsto. Estos procesos adicionales son los llamados tratamientos de regeneración o tratamientos terciarios y se llevan a cabo en las estaciones regeneradoras de aguas (ERAs). El principal objetivo de los tratamientos de regeneración es la reducción del número de organismos patógenos.

Los tratamientos de regeneración se pueden clasificar en pretratamientos y tratamientos de desinfección. Los pretratamientos son el paso previo a la desinfección y su objetivo es preparar el agua para una correcta desinfección, eliminando sólidos y materia orgánica, principalmente. Los tratamientos de desinfección reducen los niveles de patógenos aportando, algunos de ellos, un nivel de desinfectante residual al agua regenerada. No obstante, se debe evitar la generación de subproductos en la desinfección o bien conseguir que se generen cantidades mínimas de los mismos.

Las tecnologías de regeneración, al igual que las de depuración, se pueden clasificar en dos grandes categorías: tecnologías intensivas (o convencionales) y tecnologías extensivas (o no convencionales). Las tecnologías intensivas se caracterizan por necesitar muy poco espacio y requerir un gran aporte de energía, mientras que las tecnologías extensivas utilizan grandes superficies de terreno, pero en cambio el

aporte de energía necesario es mucho menor (Tabla 1.2). Las principales tecnologías de regeneración existentes se enumeran en la Tabla 1.3.

**Tabla 1.2** Principales características de las tecnologías intensivas y extensivas para el tratamiento de aguas.

Tecnologías intensivas	Tecnologías extensivas
Energía eléctrica para mezcla y aporte de gases/aireación en cantidad importante.	Energía natural (solar y ocasionalmente eólica).
Obra civil importante (cemento, sistemas de agitación, digestores ...).	Movimiento de tierras e impermeabilización.
Superficie comparativamente reducida.	Superficie comparativamente grande.
Mano de obra muy especializada.	Conocimiento de los procesos naturales por parte del responsable de planta.
Se puede influir (modificar) rápidamente en el proceso.	Procesos de depuración con mucha inercia, dificultad de modificaciones rápidas.
Aspecto muy tecnológico.	Integración en el medio natural.
Procesos artificiales, acelerados.	Uso de matrices o componentes naturales, procesos naturales a velocidades casi "naturales".

**Tabla 1.3** Principales tecnologías de regeneración.

Proceso de regeneración	Tipo	Tecnología
Pretratamiento (primera etapa)	Físicos	Filtro de arena, ultrafiltración
	Físicos y químicos	Sistema fisicoquímico (coagulación, floculación y sedimentación)
	Físicos y biológicos	Infiltración-percolación*
Desinfección (segunda etapa)	Físicos	Radiación ultravioleta, ósmosis inversa
	Químicos	Cloro, dióxido de cloro
	Biológicos	Laguna de maduración*

\*: tecnología extensiva

Se ha de destacar que, aparte de los procesos específicos para la regeneración de aguas, determinados tratamientos secundarios, dependiendo de la calidad del agua residual cruda, son capaces de generar efluentes de características suficientes para ser reutilizados en algunos usos, como por ejemplo los bioreactores de membrana (Wisniewski, 2007).

Cada tecnología de regeneración tiene una características determinadas y la elección del tipo de tecnología más adecuada para cada proyecto de reutilización se ha de hacer en función de varios condicionantes, como la calidad y el volumen de agua a

regenerar, la calidad final a la que se ha de llegar según el uso, el coste económico de la instalación y el impacto ambiental, así como la aceptación social (Gómez-López *et al.*, 2009).

El término de Mejores Técnicas Disponibles (MTD), definido en la Directiva 2008/1/CE y utilizado en varias regulaciones y normativas en todo el mundo, se puede aplicar a las tecnologías de regeneración. El término MTD implica la elección de la tecnología más adecuada para los objetivos marcados que existe en el mercado, que sea técnica y económicamente viable y que conlleve el menor impacto ambiental posible. La “técnica” se define como la tecnología utilizada junto con la forma en que la instalación esté diseñada, construida, mantenida, explotada y paralizada.

Es esencial tener un conocimiento amplio de la eficacia de las tecnologías de regeneración y sus combinaciones para producir agua con la calidad necesaria para cada uso. Algunos requerimientos y necesidades en la investigación sobre sistemas de regeneración se detallan a continuación (Salgot, 2008):

- Es conveniente tener una calidad de depuración, en el tratamiento secundario, constante y exigente. Este requisito ha de comportar una mayor fiabilidad en el funcionamiento de la EDAR.
- No se han potenciado las tecnologías extensivas, incluso en los lugares que *a priori* parecían más adecuados.
- No se ha estudiado a fondo su fiabilidad ni su capacidad de producir aguas aptas para la reutilización, especialmente en determinados usos.
- La mayoría de los estudios de tecnologías de regeneración son a nivel de laboratorio y hay muy pocos estudios realizados en condiciones reales de funcionamiento de una EDAR y una ERA.

En los procesos de regeneración es especialmente importante estudiar la fiabilidad de las tecnologías, que se puede definir como la probabilidad de un funcionamiento adecuado durante un periodo determinado de tiempo en unas condiciones definidas (Olivieri *et al.* 1998). La fiabilidad de la instalación será función, principalmente, del número de unidades de tratamiento en serie, de la capacidad de gestionar adecuadamente los procesos de mantenimiento y operación y de las variaciones de cantidad y calidad del efluente secundario de entrada a la ERA (Asano *et al.*, 2006).

## **1.4 Normativas y recomendaciones en la reutilización de aguas**

Uno de los factores determinantes para la implantación y el desarrollo de la reutilización de aguas residuales es el establecimiento de criterios de calidad del agua regenerada para cada uno de los posibles usos (Bixio *et al.*, 2006). El uso del agua regenerada requiere el establecimiento de una normativa y legislación estrictas para garantizar la protección de la salud pública y disminuir al máximo los riesgos para la salud y el medio ambiente.

Los criterios de calidad se pueden establecer en forma de normativas o de recomendaciones. Las normativas se refieren a textos que han sido aprobados por el legislativo del país o estado respectivo y que por tanto son de obligado cumplimiento. Por el contrario, existen recomendaciones que no son obligatorias, pero que pueden ser utilizadas en el desarrollo de los programas de reutilización.

A nivel mundial existen diferentes normativas y recomendaciones de reutilización de aguas.

### **1.4.1 Normativas y recomendaciones internacionales**

En Estados Unidos, la regeneración y reutilización de aguas está muy implantada y alguno de sus estados, como California, ha sido pionero en reutilización. No existe propiamente una legislación nacional sobre la reutilización sino que cada estado puede establecer sus propias normativas o recomendaciones. En 1978 se publicó la normativa de reutilización de aguas residuales del estado de California, el Título 22 del Código de Regulaciones de California (State of California, 1978), que ha sido durante muchos años la única referencia legal válida en regeneración y reutilización y una referencia mundial que ha servido de base para la redacción de normativas de reutilización en otros países.

Los criterios de la normativa de California son muy restrictivos, ya que se definieron en paralelo con la calidad del agua potable. Esta normativa utiliza los coliformes totales como indicador bacteriano y obliga a utilizar un sistema de regeneración compuesto por tratamientos de coagulación, filtración y desinfección con cloro. La última revisión de esta normativa incluye una nueva especificación orientada a asegurar la

desinfección vírica, con una eliminación requerida de 5 unidades logarítmicas (State of California, 2001).

Posteriormente, la Organización Mundial de la Salud (OMS) publicó en 1989 unas recomendaciones sobre la reutilización de aguas residuales para riego en agricultura (OMS, 1989). Estas recomendaciones, junto con la normativa de California, han sido durante muchos años una referencia a nivel mundial en reutilización. Pero, a diferencia de los criterios de California, las recomendaciones de la OMS son mucho menos restrictivas, ya que están destinadas principalmente para ser aplicadas en países en vías de desarrollo con unas condiciones sanitarias, económicas y sociales muy diferentes a las encontradas en países industrializados.

Las recomendaciones de la OMS establecen estándares de calidad basados en el contenido de coliformes fecales y huevos de nematodos intestinales. Se recomienda como tratamiento del agua residual un sistema de lagunas de estabilización, un tipo de tecnología extensiva con bajos costes de operación y mantenimiento, adecuada para países en vías de desarrollo (Mara y Pearson, 1998).

En septiembre de 2004, la Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos (USEPA) publicó la actualización de las recomendaciones sobre reutilización de aguas (USEPA, 2004). Este manual, que actualiza la edición de 1992, recopila las normativas y recomendaciones sobre reutilización existentes en cada estado y realiza una serie de recomendaciones basadas en los avances en reutilización y gestión del riesgo.

La mayoría de normativas y recomendaciones de los estados y de la misma USEPA son bastante restrictivas, siguiendo la escuela de California. Generalmente, utilizan los coliformes totales como indicador bacteriano y en algún estado, como Arizona, California o Florida, requieren, en determinadas situaciones, el análisis de virus o de protozoos parásitos como *Giardia* y *Cryptosporidium*. No se hace referencia a huevos de nematodos en ningún caso. Se incluyen también parámetros como la turbidez, los sólidos totales o la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>). Se establecen frecuencias de muestreo, posibles zonas de seguridad y la obligación de emplear un determinado tipo de tratamiento, normalmente un tratamiento biológico convencional con tratamiento de regeneración posterior de filtración y desinfección por cloro, para generar un efluente que cumpla con los criterios de cada uso (USEPA, 2004).

A nivel europeo, no existe una legislación europea sobre reutilización y la única referencia legal es el artículo 12 de la Directiva (91/271/CEE) sobre tratamiento de aguas residuales que indica que “El agua residual tratada será reutilizada cuando sea apropiado”. Sin embargo, no especifica qué se considera por “apropiado”.

En el Mediterráneo, existen algunos países con normativas de reutilización, como Israel, Túnez, Chipre, Francia o Italia, casi siempre basadas en alguna de las dos referencias anteriores, la normativa de California o las recomendaciones de la OMS (Angelakis *et al.*, 2003; Bixio *et al.*, 2006).

En Francia, las autoridades sanitarias del país promulgaron en 1991 unas recomendaciones para la reutilización, después de la depuración, de agua residual para el riego de cultivos y espacios verdes. Estas siguen en esencia las recomendaciones de la OMS de 1989, añadiendo algunas reglas de aplicación, como las distancias mínimas entre los lugares regados y los habitados y carreteras. No obstante, es obligatorio que se solicite a la administración una autorización particular para cada proyecto de reutilización. En 1996 se publicaron unas directrices técnicas que recomendaban el tratamiento adecuado del agua residual para garantizar el cumplimiento de la normativa francesa (Angelakis *et al.*, 2003, Bixio *et al.*, 2006).

En Italia, un Decreto Ministerial del 12 de junio de 2003 (D.M. 185/03) estableció nuevos estándares en reutilización. Se trata de unos estándares extremadamente restrictivos y en muchos casos la calidad exigida es igual que la del agua potable. Además, hay un número muy elevado de parámetros (54) que deben analizarse con una frecuencia de muestreo importante, lo que dificulta y encarece cualquier posibilidad de reutilización, haciéndola inviable para las pequeñas instalaciones. No se establece ninguna distinción entre tipos de cultivos a regar ni tipos de riego y tampoco se incluyen límites para virus ni nematodos intestinales (Bixio *et al.*, 2006).

En Israel han existido diversas normas desde 1948. Las últimas normas, aprobadas en 2005, siguen la escuela californiana, muy restrictiva, y no contienen diferentes calidades para diferentes tipos de cultivo, sino que adoptan el enfoque de una única calidad, elevada, para el riego sin restricciones y una protección ambiental sustentable (Juanicó y Salgot, 2005).

## 1.4.2 Normativa española

En España, la aprobación del Real Decreto (RD) 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, significó la existencia de la primera normativa legal de ámbito estatal, después de varios años con diferentes borradores (CEDEX, 1999; AEAS; 2005). Hasta esa fecha, a nivel normativo sólo existían los criterios de calidad promulgados por las Comunidades Autónomas de Baleares, Andalucía y Cataluña a principios de los años 90.

El RD 1620/2007 establece la regulación reglamentaria que ha de facilitar el acceso y el uso de las aguas regeneradas. Con este objetivo, el RD 1620/2007 determina los usos permitidos del agua regenerada, estableciendo cinco categorías de usos; urbanos, agrícolas, industriales, recreativos y ambientales.

El RD 1620/2007 determina también los usos prohibidos, fija criterios de calidad de las aguas regeneradas en función del uso al que vayan a ser destinadas, determinando unos valores máximos admisibles de *Escherichia coli* (*E. coli*), huevos de nematodos intestinales, sólidos en suspensión y turbidez, además de otros criterios microbiológicos y fisicoquímicos para algunos usos determinados. También establece los mecanismos de control determinando los puntos y la frecuencia mínima de muestreo y los parámetros a determinar, así como los criterios de conformidad.

Para reforzar la garantía de las aguas regeneradas, el RD 1620/2007 estipula la intervención vinculante de la autoridad sanitaria. Asimismo, define las responsabilidades del gestor de la estación regeneradora de aguas (ERA), que ha de hacer que el agua regenerada, en el punto de entrega al usuario, cumpla los requisitos de calidad en función del uso, y del usuario final, al que le corresponde evitar el deterioro del agua regenerada, una vez le ha sido entregada, hasta el punto de uso o aplicación. En el caso que el propio usuario realice también el tratamiento de regeneración, será responsable de asegurar la calidad y el control hasta el punto de aplicación.

Por otro lado, el RD 1620/2007 también especifica que los gestores han de disponer de planes de autocontrol para asegurar la calidad del agua regenerada, aunque no especifica ningún tipo de tratamiento de regeneración.

Mayoritariamente, el RD 1620/2007 es considerada una normativa restrictiva, con un enfoque conservador de la salud pública y que conlleva unos altos costes para la producción de agua regenerada (Salgot, 2008).

### **1.4.3 Nuevo paradigma en las recomendaciones de reutilización**

Desde la perspectiva de la gestión del riesgo, las políticas de reutilización del agua residual se han basado históricamente en estándares de calidad del agua. La relación calidad/uso es una de las características típicas de la legislación de reutilización.

En general, se puede afirmar que entre las diferentes normativas y recomendaciones sobre reutilización de aguas no existe un consenso. Entre la comunidad científica, las administraciones y los usuarios no se ha llegado a un acuerdo sobre todos los aspectos que rodean la seguridad en la reutilización de aguas. La aceptación del riesgo es muy diferente en los diversos países que practican la reutilización, ya que hay numerosas diferencias a nivel económico, social y ambiental que se han de tener en cuenta. Algunos aspectos conflictivos se enumeran a continuación:

- Tipo de uso del agua regenerada.
- Tipo de patógenos e indicadores de patógenos.
- Tipo de contaminantes fisicoquímicos.
- Límites microbiológicos y fisicoquímicos.
- Inclusión de parámetros agronómicos.
- Tipo de tratamiento del agua.
- Tipo de muestreo (frecuencia, puntos de muestreo, métodos analíticos).
- Inclusión de buenas prácticas de reutilización.

A medida que el agua regenerada se utiliza cada vez más en diversos usos y se debe asegurar una calidad con el mínimo riesgo sanitario y medioambiental, es necesario disponer de métodos más efectivos de evaluación del riesgo. Los peligros sanitarios asociados a la regeneración y reutilización del agua residual requieren el empleo de herramientas analíticas y de cálculo cada vez más precisas y sofisticadas (Fewtrell y Bartram, 2001).

La última edición de las recomendaciones de la OMS para la reutilización de agua residual en agricultura (OMS, 2006) incluye un cambio de paradigma y adopta los principios del Marco de trabajo de Estocolmo (*The Stockholm framework*), el cuál recomienda una aproximación a la evaluación y gestión del riesgo para controlar las enfermedades relacionadas con el agua y promueve que cada país ajuste las directrices de sus normativas referentes a la calidad de aguas regeneradas en función de sus circunstancias sociales, culturales, económicas y medioambientales (Fewtrell y Bartram, 2001). Este marco de trabajo se implementó en las últimas recomendaciones de la OMS para la calidad del agua potable (OMS, 2004 y 2011).

Las últimas recomendaciones (OMS, 2006) establecen como novedad respecto a las anteriores (OMS, 1989) un nuevo marco de gestión de la calidad del agua regenerada basado en la gestión del riesgo, utilizando el sistema de análisis de peligros y puntos de control críticos (APPCC) (*Hazard Analysis and Critical Control Points-HACCP*), la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (*Quantitative Microbial Risk Assessment-QMRA*), el indicador epidemiológico DALY (*Disability Adjusted Life Year*) que determina los objetivos basados en la salud (*health-based targets*) y el concepto de barrera múltiple para reducir los riesgos en la reutilización de aguas (OMS, 2006).

En Australia, el *Environmental Protection and Heritage Center, Natural Resource Management Ministerial Council, Australian Health Minister Conference* (NRMMC-EPHC-AHMC) publicó una serie de recomendaciones a nivel nacional sobre la reutilización de aguas residuales que incluyen un marco para la gestión del riesgo sanitario y ambiental asociado al uso de agua regenerada (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006, 2008 y 2009). Estas recomendaciones incluyen la gestión del riesgo en la reutilización de manera similar a las recomendaciones de la OMS (OMS, 2006), utilizando los principios del APPCC adaptados a la reutilización de aguas.

Por tanto, las últimas tendencias en el control de la calidad de las aguas en reutilización se basan en la gestión de los sistemas de reutilización empleando criterios de determinación y de gestión de riesgo (OMS, 2006; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006, 2008 y 2009). A pesar del importante avance que supone tener una normativa legal sobre reutilización en España, queda mucho trabajo por hacer para adecuarla al marco de trabajo propuesto por la OMS respecto a la gestión integral del agua regenerada según criterios de riesgo.

## 1.5 Gestión del riesgo asociado al uso del agua regenerada

La reutilización de aguas, debido al origen y características del agua residual, comporta una serie de riesgos sanitarios y medioambientales asociados que se han de controlar y gestionar de manera adecuada para minimizar al máximo los problemas de salud pública y ambiental que puedan generarse.

La estimación del riesgo sanitario y medioambiental consiste en el uso de una base objetiva para definir los efectos potenciales que supone la exposición a microorganismos o sustancias de individuos o ecosistemas. El objetivo más importante en este caso es reducir el riesgo hasta niveles razonables, sin renunciar al uso del agua regenerada. La determinación del riesgo es un factor útil y necesario en el campo de la gestión y control de procesos ya que permite identificar aquellos fenómenos que pueden ser perjudiciales para el proceso y, en el momento de tomar decisiones y de distribuir los recursos disponibles, determinar que actuaciones deben priorizarse para conseguir un producto seguro (Halfacree, 1998).

En la determinación del riesgo, es necesario distinguir entre peligro y riesgo. Un peligro es cualquier agente biológico, químico, físico o radiológico, con capacidad de ocasionar un efecto adverso sobre la salud o el medio ambiente. El riesgo es la probabilidad de que un peligro ocasione un efecto adverso sobre la salud o el medio ambiente (OMS, 2004 y 2011; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006).

### 1.5.1 Riesgo sanitario

El uso seguro del agua regenerada requiere reducir los riesgos potenciales para la salud a niveles aceptables o seguros (Haas *et al.*, 1999).

El término “seguro” no consiste en el hecho de que comporte un riesgo cero ya que, desde el punto de vista científico, no se pueden determinar las condiciones en las que una exposición a un agente químico o biológico no presente ningún tipo de riesgo. El término seguro se refiere a aquellas condiciones que hacen que los niveles de riesgo sean tan bajos que no tengan consecuencias prácticas para una población específica (Gerba, 1996). Este nivel de riesgo se conoce como riesgo aceptable o tolerable, es un valor que ha de establecerse por consenso entre las partes implicadas en la reutilización y ha de ser percibido correctamente y aceptado por la población.

El enfoque tradicional para determinar el riesgo tolerable ha sido definir niveles máximos de infección o enfermedad (Macler y Regli, 1993). Pero esta aproximación no considera la variabilidad de la gravedad en los efectos para la salud de los diferentes peligros; por ejemplo, las diferencias entre gastroenteritis, fiebre tifoidea y cáncer. Esta limitación se puede solucionar determinando la gravedad en términos de DALY (*Disability Adjusted Life Year*) o año de vida ajustado a la discapacidad (OMS, 2004 y 2006).

Los DALYs son un indicador epidemiológico que mide la salud de una población o su carga de enfermedad en relación a una determinada afección o factor de riesgo. Este indicador intenta ser una medida del tiempo perdido por discapacidad o muerte a causa de una enfermedad, comparado con una vida sin discapacidades en ausencia de dicha enfermedad (OMS, 2006).

Los DALYs se miden en años de vida perdidos por causa de discapacidad o muerte, consecuencias directas de contraer la enfermedad que se esté evaluando, y son el resultado de sumar los años de vida perdidos (YLL) debido a una muerte prematura y los años de vida vividos con discapacidad (YLD). Los YLL se calculan a partir de la tasa de mortalidad específica según la edad y los estándares de esperanza de vida. Los YLD se determinan a partir del número de casos multiplicado por la duración media de la enfermedad y un factor de severidad que va de 1 (muerte) a 0 (salud perfecta) (Murray y López, 1996; Prüss y Havelaar, 2001).

Los DALYs son una herramienta útil para comparar diferentes enfermedades, ya que no sólo miden efectos agudos sobre la salud sino también efectos retardados y crónicos (incluyendo morbilidad y mortalidad). De este modo, cuando el riesgo se describe en términos de DALYs, se pueden establecer prioridades en el momento de la toma de decisiones que conciernen a la salud pública (Bartram *et al.*, 2001). Por otro lado, los DALYs también nos indican las mejoras en términos de salud atribuibles a acciones específicas, así como su viabilidad económica (OMS, 2006).

El único nivel de riesgo aceptable, considerando los años de vida perdidos, recomendado hasta el momento ha sido el establecido para el consumo de agua potable de  $\leq 10^{-6}$  DALYs por persona y año (OMS, 2004 y 2011).

En el caso del agua regenerada no existe un riesgo aceptable bien definido y, ante la falta de información, la OMS ha determinado que no puede ser superior al establecido

para el agua potable (OMS, 2006). Por tanto, la OMS ha adoptado como objetivo basado en la salud en reutilización una carga de enfermedad de  $\leq 10^{-6}$  DALYs por persona y año. Este objetivo se ha de traducir en objetivos de actuación, que son las reducciones necesarias de contaminantes (patógenos y sustancias tóxicas) para conseguir este nivel de riesgo aceptable de  $\leq 10^{-6}$  DALYs (OMS, 2006). Este mismo nivel de riesgo tolerable ha sido adoptado por las recomendaciones australianas para la reutilización de aguas residuales (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Otras instituciones, como la USEPA, siguen adoptando el riesgo de infección por persona y año como medida del riesgo para el agua potable y regenerada, sin tener en cuenta la probabilidad o severidad asociada a los problemas de salud derivados de la infección. En este sentido, la USEPA considera un nivel de riesgo de infección por persona y año aceptable de  $\leq 10^{-4}$  (Macler y Regli, 1993).

### **1.5.1.1 Evaluación del riesgo sanitario**

El proceso de evaluación del riesgo sanitario está formado por cuatro etapas (Haas *et al.*, 1999, OMS, 2006; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006):

- Identificación del peligro
- Evaluación de la relación dosis-respuesta
- Evaluación de la exposición
- Caracterización del riesgo

#### **1.5.1.1.1 Identificación del peligro**

Esta primera etapa consiste en recopilar información sobre todos los peligros que puedan estar presentes en el agua residual del sistema a evaluar, incluyendo patógenos y sustancias químicas tóxicas.

##### **1.5.1.1.1.1 Peligros de origen biológico**

El riesgo sanitario que presentan los organismos biológicos en la práctica de la reutilización está considerado el más importante para la salud humana (Toze, 2006).

A nivel biológico, existen numerosos organismos patógenos potencialmente presentes en el agua residual que se pueden clasificar en cuatro grandes grupos: bacterias, virus, protozoos y helmintos. Los principales organismos patógenos potencialmente presentes en el agua residual se presentan en la Tabla 1.4.

**Tabla 1.4** Principales agentes etiológicos potencialmente presentes en el agua residual y su enfermedad asociada (Rowe y Abdel-Magid (1995); Yates y Gerba (1998); Haas *et al.* (1999)).

Agente etiológico	Enfermedad asociada
<b>Bacterias</b>	
<i>Aeromonas spp.</i>	Gastroenteritis
<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Gastroenteritis, síndrome de Guillain-Barré
<i>Clostridium perfringens</i>	Gangrena gaseosa
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis
<i>E. coli</i> enteropatógena	Síndrome urémico hemolítico
<i>Legionella spp</i>	Enfermedades respiratorias (legionelosis)
<i>Mycobacterium avium complex</i>	Enfermedades en vías respiratorias
<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Gastroenteritis
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Infecciones en heridas, quemaduras y tracto urinario
<i>Salmonella typhi/paratyphi</i>	Fiebre tifoidea y paratifoidea
<i>Salmonella spp.</i>	Gastroenteritis (salmonelosis)
<i>Shigella spp.</i>	Disentería bacilar (shigelosis)
<i>Vibrio cholera</i>	Cólera
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Gastroenteritis, septicemia (yersiniasis)
<b>Virus</b>	
Adenovirus	Inespecífica, encefalitis
Adenovirus (40 y 41)	Gastroenteritis
Agente Norwalk	Gastroenteritis
Astrovirus	Gastroenteritis
Calicivirus	Gastroenteritis
Coxsackievirus	Meningitis
Echovirus	Meningitis
Enterovirus tipos 68-71	Meningoencefalitis
Hepatitis A virus (HAV)	Hepatitis
Hepatitis E virus (HEV)	Hepatitis
Poliovirus	Poliomielitis
Rotavirus	Gastroenteritis, encefalitis
Small round Virus (SRV)	Gastroenteritis
<b>Protozoos</b>	
<i>Acanthamoeba spp.</i>	Meningoencefalitis, lesiones en ojos, vías respiratorias y piel
<i>Blantidium coli</i>	Disentería (balantidiasis)
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Gastroenteritis (criptosporidiasis)
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Gastroenteritis
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis
<i>Giardia intestinalis</i>	Gastroenteritis (giardiasis)
<b>Helmintos</b>	
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Anemia, gastroenteritis
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Síndrome Loeffler's, gastroenteritis (ascariasis)
<i>Schistosoma spp.</i>	Esquistosomiasis (bilharziosis)
<i>Taenia spp.</i>	Teniasis
<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuriosis

Los organismos patógenos presentan una amplia variación de concentraciones en el agua residual. La concentración puede variar en función de factores relacionados con el propio patógeno, factores geográficos, socio-económicos, estacionales y sanitarios. Algunos de estos factores hacen referencia al periodo epidémico en que se encuentre

la población, a las condiciones medioambientales existentes (temperatura, pH, conductividad eléctrica, humedad), al recorrido que tengan que realizar los organismos hasta llegar a las entradas de las depuradoras y a la capacidad de supervivencia y de transporte de cada patógeno en particular (Haas *et al.*, 1999; OMS, 2006). Debido a ello, es importante obtener datos de concentraciones de patógenos a nivel local, para poder evaluar más adecuadamente el riesgo.

Las bacterias patógenas de origen hídrico provienen de seres humanos y de animales de sangre caliente y son de gran importancia para la salud (Havelaar *et al.*, 2000; Havelaar y Melse, 2003; Teunis *et al.*, 2004). El tiempo de persistencia en el agua va de corto a moderado, presentan baja resistencia al cloro y dosis infectivas altas. Algunas presentan reservorios animales y otras, aunque no es muy común, se pueden reproducir en el ambiente, pudiendo sobrevivir en diferentes matrices ambientales (suelo, aguas subterráneas, vegetales) (OMS, 2006).

Diferentes virus gastrointestinales son de especial preocupación para la salud. Se caracterizan porque se excretan en grandes números por las heces, persisten en el medio ambiente y tienen dosis infectivas bajas. Por ello son agentes importantes en las transmisiones de enfermedades de origen hídrico (Nachamkin *et al.*, 2001; Lopmam *et al.*, 2003; Mena *et al.*, 2003). Se cree que la mayor parte de enfermedades de origen hídrico cuyo agente etiológico es desconocido están causadas por virus (Schwartzbrod, 1995).

Los protozoos parásitos de transmisión hídrica tienen una dosis infectiva baja y son organismos capaces de formar estructuras de supervivencia como quistes y oocistas. Estas formas son muy resistentes a tratamientos de desinfección como la cloración y pueden sobrevivir en el medio ambiente por largos periodos de tiempo (Rose *et al.*, 1991; Cooper y Olivieri, 1998; Yates and Gerba, 1998; Teunis *et al.*, 2002). En los últimos años, los protozoos *Giardia* spp. y *Cryptosporidium* spp. han sido responsables de varios brotes de enfermedades intestinales de origen hídrico, especialmente en países desarrollados (USEPA, 2004; Reynolds *et al.*, 2008).

Los helmintos parásitos pueden tener uno o más huéspedes, siendo uno de ellos el hombre, tienen una dosis infectiva baja y pueden sobrevivir en el medio ambiente por largos periodos de tiempo al ser excretados en forma de huevos (Rowe y Abdel-Magid, 1995; Capizzi y Schwartzbrod, 1998).

#### **1.5.1.1.1.1 Organismos indicadores**

La detección y enumeración de organismos patógenos en aguas residuales es compleja y presenta una serie de limitaciones metodológicas (Yates, 2007):

- Las técnicas de detección resultan caras y requieren de cierta infraestructura y de personal especializado.
- Los organismos patógenos en condiciones normales, es decir, si no hay ningún brote epidémico, suelen encontrarse en concentraciones relativamente bajas y por tanto, en ciertas ocasiones, se hace necesario aplicar metodologías de concentración.
- Los métodos de detección presentan una sensibilidad determinada y no se comportan igual para cada organismo patógeno.

Debido a ello, muchas veces se recurre al uso de organismos indicadores, más fáciles de detectar y enumerar y que están relacionados proporcionalmente con organismos patógenos (Fewtrell y Bartram, 2001, Yates, 2007).

Los requisitos básicos que ha de cumplir un organismo indicador son los siguientes (Kott, 1981; Grabow, 1986; OMS, 2004 y 2011):

- Presentar una ecología similar a la de los organismos patógenos. Es decir,
  - que se encuentren de manera constante y exclusiva en las heces humanas.
  - que se encuentren en los ambientes acuáticos cuando los patógenos estén presentes.
  - que se encuentren en concentraciones similares o mayores que los organismos patógenos.
  - que no se multipliquen en las aguas naturales.
- Presentar una resistencia similar a la de los organismos patógenos a tratamientos de aguas y condiciones ambientales.
- Presentar una metodología de análisis sencilla, rápida y poco costosa.

No existe un organismo indicador que cumpla todos los requisitos citados anteriormente, pero a lo largo del tiempo se han utilizado una serie de organismos como indicadores de patógenos que cumplen la mayoría de requisitos, aunque con algunas limitaciones.

Dentro de las bacterias, los coliformes totales y los coliformes fecales (termotolerantes) han sido utilizados como indicadores durante más de 100 años y están aún presentes en muchas normativas de reutilización de aguas (USEPA, 2004; OMS, 2006). Pero este grupo de bacterias incluye algunas especies que no son de origen fecal, sino ambiental, y además algunas son capaces de multiplicarse en el medio ambiente (Grabow, 1996; Ashbolt *et al.*, 2001; Sueiro *et al.*, 2001).

En los últimos años, existe una tendencia a sustituir el uso de coliformes por la bacteria *E. coli* como indicador de bacterias patógenas. Esta bacteria es casi exclusivamente de origen fecal y reflejaría mejor el comportamiento de otras bacterias patógenas entéricas (Ashbolt *et al.*, 2001; George *et al.*, 2001; Sueiro *et al.*, 2001).

Otro grupo de bacterias entéricas que se ha propuesto como indicador son los enterococos intestinales. Los enterococos se encuentran en el agua residual normalmente en concentraciones algo menores que *E. coli*, pero parecen ser más resistentes a algunos procesos de tratamiento y sobreviven durante más tiempo en el agua (Pinto *et al.*, 1999, Ashbolt *et al.*, 2001).

Desde hace unos años, se han propuesto los bacteriófagos como microorganismos indicadores de virus patógenos (IAWPRC, 1991; Havelaar *et al.*, 1993; Ashbolt *et al.*, 2001; Grabow, 2001; Mooijman *et al.*, 2001; Storey y Ashbolt., 2001; Shaper *et al.*, 2002; Mocé-Llivina *et al.*, 2005; Jofre, 2007). Los bacteriófagos son virus que infectan bacterias y suelen ser bastante persistentes en el ambiente y resistentes a desinfectantes. Los bacteriófagos no son patógenos para humanos y se pueden cultivar y enumerar fácilmente en el laboratorio (Jofre y Lucena, 2006).

Hasta el momento se han propuesto tres grupos de bacteriófagos como posibles microorganismos indicadores, los bacteriófagos somáticos, los bacteriófagos F-RNA específicos y los bacteriófagos de *Bacteroides fragilis*, aunque los más utilizados son los bacteriófagos somáticos (Kott *et al.*, 1974, Havelaar y Hogeboom, 1984; Tartera y Jofre, 1987).

En relación a estos microorganismos, se ha evolucionado mucho en los últimos años respecto a las técnicas de detección y enumeración, junto con los métodos de concentración en aguas (Jofre y Lucena, 2006).

Las esporas de clostridios sulfito reductores como *Clostridium perfringens* se han propuesto como indicadores de los quistes de *Giardia intestinalis* y ooquistes de *Cryptosporidium parvum*. *Clostridium perfringens* es una bacteria formadora de esporas, que se encuentra presente casi siempre en aguas residuales y no se multiplica en ambientes acuáticos. Sus esporas son altamente resistentes a los procesos de desinfección de aguas y a las condiciones ambientales y, al ser más pequeñas que los quistes y ooquistes de protozoos, podrían ser un buen indicador de la efectividad de procesos de filtración (Payment y Franco, 1993; Nieminski *et al.*, 2000; Ashbolt *et al.*, 2001; Araujo *et al.*, 2004).

Los huevos de *Ascaris lumbricoides* se han propuesto como organismo de referencia para la presencia de huevos de helmintos intestinales (p.ej. *Ancylostoma duodenale*, *Trichuris trichiura*), ya que no existe un organismo indicador propiamente dicho. Los huevos de *Ascaris lumbricoides* parecen ser los más resistentes a las condiciones ambientales, pudiendo sobrevivir durante largo tiempo. Sin embargo, es necesario mejorar los métodos de concentración y de determinación de viabilidad de estos huevos (Capizzi y Schwartzbrod, 1998; OMS, 2006).

Debido a las diferentes características de los grupos de microorganismos patógenos potencialmente presentes en el agua residual (bacterias, virus, protozoos y helmintos) y a la ausencia de un único organismo indicador ideal, es necesario incorporar varios organismos indicadores al realizar una evaluación de riesgo de un sistema de reutilización de aguas. Este hecho no suele ser habitual en los estudios de sistemas de reutilización, donde normalmente se trabaja con un solo tipo de indicador, generalmente bacteriano (Gerba y Rose, 2003).

#### **1.5.1.1.1.2 Peligros de origen químico**

El riesgo sanitario a corto plazo se establece normalmente en relación con la calidad microbiológica del agua regenerada y es el tipo de riesgo más importante en la reutilización de aguas (Toze, 2006). Pero también se ha de considerar que los riesgos a largo plazo suelen estar asociados con el contenido de sustancias químicas potencialmente tóxicas (USEPA, 2004; OMS, 2006 y 2011).

La industria, la producción agrícola y, cada vez más, el entorno doméstico son fuentes de numerosas sustancias químicas que pueden representar un riesgo para la salud si esa agua se reutiliza, especialmente para usos en que puede haber contacto directo o ingestión accidental (USEPA, 2004; OMS, 2006).

Se ha de destacar que el riesgo sanitario de origen químico es menos importante que el biológico en la reutilización de aguas residuales, debido principalmente a que el uso del agua regenerada como agua de bebida está prohibido en la mayoría de países. Las sustancias químicas pueden tener un efecto adverso más importante sobre las matrices ambientales como el agua superficial, la biota acuática, el agua subterránea o el suelo, tal y como muestra la Tabla 1.5.

**Tabla 1.5** Principales agentes químicos potencialmente presentes en el agua residual y los efectos adversos asociados (USEPA, 2004; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006).

<b>Grupo de compuestos químicos</b>	<b>Agente químico</b>	<b>Efectos adversos</b>
Compuestos orgánicos fácilmente biodegradables	Proteínas, carbohidratos, ...	Disminución del oxígeno en ecosistemas acuáticos (condiciones anóxicas), generación de gases: sulfhídrico y metano (malos olores).
Compuestos orgánicos difícilmente biodegradables	Grasas, fenoles, celulosa, lignina,...	DQO/DBO <sub>5</sub> (demanda química/bioquímica de oxígeno residual, disminución del oxígeno en ecosistemas acuáticos (condiciones anóxicas).
Nutrientes	Macronutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio)	Eutrofización, crecimiento de algas, disminución del oxígeno disuelto, toxicidad para plantas (desequilibrio de nutrientes), pérdida de biodiversidad.
	Micronutrientes (B, Ca, Cu, Fe, Mg, Na, Co,...)	Toxicidad para las plantas.
Metales	Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn,...	Efectos tóxicos por bioacumulación para fauna y flora, efectos de color y gusto.
Compuestos inorgánicos disueltos	Sales inorgánicas (cloruros, sulfuros, nitratos,...)	Salinidad excesiva puede dañar cultivos y suelos, riesgo para la salud humana (metahemoglobinemia asociada a nitratos), efectos de color y gusto.
Otros compuestos químicos (orgánicos e inorgánicos)	Pesticidas, compuestos orgánicos halogenados, compuestos sintéticos, disruptores endocrinos, cloro libre residual, subproductos de desinfección, toxinas de algas y hongos	Carcinogénicos, teratogénicos y/o mutagénicos, riesgo para la salud humana (cianotoxinas), bioacumulación, toxicidad en plantas y biota (cloro libre residual); efectos de color y gusto.

La presencia de sólidos disueltos, nitrógeno, fósforo, metales pesados y otros compuestos inorgánicos en el agua residual puede tener efectos adversos sobre la salud y el medio ambiente según el uso al que se destine el agua regenerada (Chang *et al.*, 1995; Chorus y Bartram, 1999; USEPA, 2004; OMS, 2006).

El amplio grupo de compuestos orgánicos que pueden estar presentes en el agua residual urbana incluyen, entre otros, principios activos farmacéuticos, compuestos orgánicos halogenados (aldrín y dieldrín), hormonas, antioxidantes, solventes, hidrocarburos aromáticos policíclicos, detergentes y pesticidas, así como sus respectivos metabolitos (Kolpin *et al.*, 2002; Clara *et al.*, 2004).

Algunos de los compuestos orgánicos descritos pueden interferir en el funcionamiento de los sistemas endocrinos de varias especies afectando a los procesos hormonales. La mayoría de estos compuestos, conocidos como disruptores endocrinos, están presentes en la industria, la agricultura y en productos de higiene personal de uso diario y son resistentes a los tratamientos convencionales de aguas residuales pudiendo persistir en el ambiente por algún tiempo (Berkett y Lester, 2003; McGovern y McDonald, 2003; Mansell *et al.*, 2004; USEPA, 2004; Joss *et al.*, 2005).

Con el fin de limitar la cantidad de determinadas sustancias químicas en las aguas que presentan un riesgo significativo para el medio ambiente y la salud se aprobó el RD 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el marco de la política de aguas. Este RD es la transposición de la Directiva 2008/105/CE y tiene por objeto establecer Normas de Calidad Ambiental (NCA) para las sustancias prioritarias y para otros contaminantes de riesgo en el ámbito europeo; así como para las sustancias preferentes de riesgo en el ámbito estatal. Las NCA son límites de concentración de dichas sustancias en el agua, con el objetivo de conseguir el buen estado ecológico de las aguas.

Las sustancias prioritarias fueron definidas por la Directiva Marco del Agua, que estableció una lista de 33 sustancias prioritarias, entre las cuales se encuentran el cadmio, el plomo, el mercurio, el níquel y sus componentes, el benceno, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) e, incluso, el DDT total (Directiva 2000/60/CE).

Además de los peligros de origen biológico y químico, también se pueden describir peligros físicos, aunque no son tan habituales (Tabla 1.6).

**Tabla 1.6** Principales agentes físicos potencialmente presentes en el agua residual y los efectos adversos asociados (USEPA, 2004; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006).

Parámetro físico	Agente físico	Efectos adversos
Compuestos radioactivos	Isótopos radioactivos (radón, radio, uranio, ...)	Carcinogénicos, teratogénicos y/o efectos mutagénicos; bioacumulación, toxicidad para fauna y flora
Calor residual (contaminación térmica)	Temperatura por encima del nivel normal	Disminución del oxígeno disuelto. Efectos en los ecosistemas

### 1.5.1.1.2 Evaluación de la relación dosis-respuesta

La estimación de la dosis-respuesta es la etapa clave de la evaluación del riesgo, ya que permite relacionar la dosis del peligro a la que una persona está expuesta con la probabilidad de que esa persona sufra una infección (NRMCC-EPHC-AHMC, 2006; Petterson *et al.*, 2006).

A nivel biológico, las dosis asociadas con infección son normalmente más bajas para virus y protozoos que para bacterias. La ingestión de 1 a 10 partículas de virus patógenos o quistes/ooquistes de protozoos puede ser asociada con una alta probabilidad de infección. Por el contrario, una infección bacteriana puede requerir la ingestión de una media de 100 microorganismos (dependiendo del tipo de bacteria patógena). Sin embargo, algunas bacterias patógenas como *Shigella*, *Salmonella typhi* y *E. coli* O157:H7 pueden causar infección con un número mucho menor de microorganismos (Haas *et al.*, 1999; OMS, 2004 y 2011; Teunis *et al.*, 2004).

La relación dosis-respuesta está influenciada por factores relacionados con el huésped, como el estado inmune, las condiciones de salud y la nutrición. Sin embargo, la influencia de todos estos factores no está bien estudiada y, por tanto, a la hora de establecer recomendaciones sobre la reutilización se realizan evaluaciones de riesgo considerando a toda la población en general.

Para establecer una relación matemática entre la dosis de un agente patógeno y la tasa de infección en una población expuesta se parte de información proveniente de estudios realizados mediante la administración de dosis conocidas a personas voluntarias o bien de datos epidemiológicos relacionados con brotes epidémicos (Rose y Gerba, 1991; Haas *et al.*, 1999; Messner *et al.*, 2001; Teunis *et al.*, 2004; Teunis *et al.*, 2005).

Los modelos matemáticos más frecuentemente utilizados para definir el mecanismo de infección de los microorganismos son el modelo exponencial (1) y el modelo Beta-Poisson (2). Ambos han sido desarrollados a partir de presunciones biológicas hechas sobre el proceso de infección (Teunis *et al.*, 1996; Teunis y Havelaar, 2000; Haas *et al.*, 1999; Ashbolt *et al.*, 2001; Petterson *et al.*, 2006).

Si se asume que los microorganismos en el medio están distribuidos al azar, la probabilidad de exposición a un número determinado de microorganismos a partir de una concentración media viene dada por una distribución Poisson. Cuando un microorganismo es ingerido, si se considera que la probabilidad de ese microorganismo de sobrevivir a las diferentes barreras y llegar al sitio de infección de un individuo es equivalente para cualquier microorganismo en cualquier individuo, entonces la relación dosis-respuesta sigue un modelo exponencial:

$$P_{inf} = 1 - e^{-rD} \quad (1)$$

donde  $P_{inf}$  es la probabilidad de infección,  $D$  es la dosis del microorganismo patógeno ingerida y  $r$  es la probabilidad de sobrevivir de un microorganismo patógeno para producir una infección.

Cuando la probabilidad de infección de cada microorganismo ( $r$ ) no es constante y tiene una probabilidad de distribución en si misma (distribución Beta), debido o bien a la naturaleza del propio microorganismo o a la de la población expuesta, la relación dosis-respuesta, tras asumir diversas simplificaciones (Furumoto y Mickey, 1967), se define con un modelo Beta-Poisson:

$$P_{inf} \cong 1 - \left(1 + \frac{D}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad \beta \geq 1; \alpha \leq \beta \quad (2)$$

donde  $D$  es la dosis de patógeno y  $\alpha$  y  $\beta$  son parámetros de la distribución Beta utilizados para describir la variabilidad en la supervivencia de los microorganismos.

En el caso que la exposición no sea única, es decir, que un individuo esté expuesto al microorganismo patógeno de manera continuada a lo largo del tiempo y se consideren exposiciones independientes, la probabilidad de infección se calcula mediante la ecuación (3):

$$P_n(inf) = 1 - (1 - P_{inf})^n \quad (3)$$

donde  $P_n(inf)$  es la probabilidad de sufrir una infección tras haber estado expuesto al microorganismo patógeno  $n$  veces siendo  $n$  el número de exposiciones que ha sufrido el individuo (NRMCC-EPHC-AHMC, 2006; Petterson *et al.*, 2006).

Cuando la  $P_{inf}$  es baja ( $\ll 1$ ), la ecuación (3) se puede simplificar de esta manera (4):

$$P_n(inf) = n \times P_{inf} \quad (4)$$

En la Tabla 1.7 se muestran algunos de los modelos dosis-respuesta existentes para distintos microorganismos patógenos.

**Tabla 1.7** Modelos dosis-respuesta y constantes usadas en cálculos de riesgo para distintos microorganismos patógenos.

Organismo	Modelo	Constantes	Referencias
<b>Bacterias</b>			
<i>Campylobacter jejuni</i>	Beta-Poisson	$\alpha = 0,145 \quad \beta = 7,589$	(Teunis <i>et al.</i> , 1996)
<i>Escherichia coli</i> <sup>a</sup>	Beta-Poisson	$\alpha = 0,1778 \quad \beta = 8,60 \times 10^7$	(Haas <i>et al.</i> , 1999)
<i>Salmonella typhi</i>	Beta-Poisson	$\alpha = 0,1086 \quad \beta = 3,60 \times 10^6$	(Hornick <i>et al.</i> , 1966)
<i>Salmonella</i> (no tifoidea)	Beta-Poisson	$\alpha = 0,3126 \quad \beta = 2884$	(Haas <i>et al.</i> , 1999)
<i>Shigella flexnerii</i>	Beta-Poisson	$\alpha = 0,2100 \quad \beta = 1120$	(Haas <i>et al.</i> , 1999)
<i>Vibrio cholerae</i>	Beta-Poisson	$\alpha = 0,25 \quad \beta = 243$	(Haas <i>et al.</i> , 1999)
<b>Virus</b>			
Adenovirus 4	Exponencial	$r = 2,397$	(Couch <i>et al.</i> , 1966)
Coxsackie B4	Exponencial	$r = 0,00775194$	(Mena <i>et al.</i> , 2003)
Echovirus 12	Beta-Poisson	$\alpha = 0,374 \quad \beta = 186,69$	(Regli <i>et al.</i> , 1991)
Poliovirus 1	Beta-Poisson	$\alpha = 0,1097 \quad \beta = 1524$	(Regli <i>et al.</i> , 1991)
Rotavirus	Beta-Poisson	$\alpha = 0,253 \quad \beta = 0,422$	(Teunis <i>et al.</i> , 1996)
Virus de la Hepatitis A	Exponencial	$r = 1,8229$	(Ward <i>et al.</i> , 1958)
<b>Protozoos</b>			
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Exponencial	$r = 0,00405$	(Teunis <i>et al.</i> , 1996)
<i>Giardia intestinalis</i>	Exponencial	$r = 0,0199$	(Teunis <i>et al.</i> , 1996)

a: para *E. coli* no enteropatógenas excepto *E. coli* O111.

A nivel de riesgo químico, la toxicidad de las sustancias químicas se define en términos de dosis-respuesta. La relación dosis-respuesta define cuantitativamente los efectos generados por la exposición a diferentes dosis de compuestos químicos (Haas *et al.*, 1999). Esta relación es específica para un compuesto determinado y puede derivar de datos obtenidos en investigaciones epidemiológicas, de estudios con

animales de experimentación y de ensayos de toxicidad en mamíferos o células bacterianas (Silberstein, 2001; Miller *et al.*, 2002; Scheuplein *et al.*, 2002; Slikker *et al.*, 2004).

La relación dosis-respuesta de un agente químico se puede clasificar en una relación lineal y una relación no lineal (USEPA, 2002 y 2005). Una relación dosis-respuesta lineal implica que no existe una dosis de exposición por debajo de la cual no haya efectos adversos sobre la salud. Este es el caso de sustancias químicas carcinogénicas, ya que se considera que cualquier dosis de sustancia carcinogénica puede causar la enfermedad. Pero generalmente existen unas dosis umbral para la mayoría de agentes químicos por debajo de las cuales no se hacen evidentes los efectos adversos, por lo que la relación dosis-respuesta sería no lineal.

En la estimación de la relación dosis-respuesta no lineal de un compuesto químico es necesario identificar el nivel de dosis más alto determinado experimentalmente en el que no se observa ningún efecto adverso, conocido como NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*). En el caso en que el NOAEL no se pueda determinar experimentalmente, se utiliza el LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) que se define como el nivel de dosis mínima determinada experimentalmente a la que se observa un efecto adverso (USEPA, 2002)

Estos parámetros son utilizados para establecer la dosis de referencia (RfD) del compuesto químico estudiado. La RfD (*Reference Dose*) se define como la estimación de la dosis diaria de exposición oral que no ha de representar un riesgo de padecer un efecto adverso para la población expuesta, a lo largo de toda una vida, incluyendo a las personas más sensibles (USEPA, 2002). La RfD se calcula dividiendo el NOAEL (o LOAEL) por un factor de incerteza y se expresa en cantidad de sustancia por unidad de peso corporal y día:

$$\text{RfD (mg/kg/d)} = \text{NOAEL (LOAEL)} / \text{Factor de incerteza}$$

El factor de incerteza es un factor que se va multiplicando por 10 según el número de tipos de incerteza que se tengan en cuenta, como la diferente susceptibilidad entre los miembros de una población, la incerteza al extrapolar datos de experimentos con animales a humanos, la incerteza al extrapolar datos de estudios realizados en un corto tiempo, la incerteza al trabajar con el LOAEL en vez de con el NOAEL y la incerteza asociada cuando los datos son escasos o incompletos (USEPA, 2002).

### 1.5.1.1.3 Evaluación de la exposición

La evaluación de la exposición pretende determinar la magnitud, la frecuencia y la duración de la exposición de una población a un agente biológico o químico, así como las concentraciones y distribuciones del patógeno o sustancia tóxica en las matrices a las que la población está expuesta. La finalidad de esta etapa es determinar la dosis del patógeno o sustancia química a la que estará expuesto un individuo de la población en una vía de exposición determinada (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Las vías de exposición de patógenos o sustancias químicas en la reutilización de agua regenerada son la inhalación, la ingestión o el contacto dérmico. Algunas de las rutas de exposición para distintos usos que se aconseja valorar en un estudio de riesgo son las siguientes (Haas *et al.*, 1999; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006; OMS, 2006):

- Ingestión de agua proveniente de acuíferos recargados con aguas regeneradas.
- Ingestión accidental de agua regenerada.
- Ingestión de frutas o vegetales regados con agua regenerada.
- Ingestión o inhalación de aerosoles formados a partir de agua regenerada.
- Inhalación de aerosoles o contacto dérmico con agua regenerada en campos donde se realizan deportes y se riega con este tipo de aguas.
- Ingestión accidental de agua regenerada o contacto dérmico durante natación y baños en aguas que hayan recibido aportes de agua regenerada.
- Ingestión de tierra (niños) regada con agua regenerada.

Se han estudiado las evaluaciones de exposición para diferentes usos del agua regenerada pero generalmente están basadas en una información muy limitada (Asano *et al.*, 1992; Shuval *et al.*, 1997; FDEP, 1998).

A nivel biológico, que un determinado microorganismo patógeno se encuentre en una matriz que un individuo pueda ingerir o inhalar dependerá del potencial que tengan estos microorganismos para transmitirse a través del agua. Para evaluar este potencial es importante conocer o determinar la eficiencia de los tratamientos de depuración y regeneración de aguas residuales y la capacidad de supervivencia de los

microorganismos en las matrices ambientales (suelo, aire, agua subterránea, vegetales, etc.) que se puedan ver afectadas por el uso del agua regenerada.

En general, la supervivencia de los organismos patógenos en el medio depende de las características del patógeno y de varios factores como la humedad, temperatura, tipo de suelo, pH, radiación solar, tipo de cultivo, competencia y depredación, formas de resistencia, materia orgánica y nutrientes disponibles (Feachem *et al.*, 1983; Campos, 1998; Cooper y Olivieri, 1998; Capizzi y Schwatzbrod, 1998; Jenkins *et al.*, 2002).

La dosis de un microorganismo patógeno a la que una persona puede estar expuesta se calcula a partir de medidas directas de la densidad del patógeno en la matriz de interés (agua regenerada, aerosoles formados por el agua regenerada, tierra regada con agua regenerada, vegetales regados con agua regenerada, etc.) y del volumen que ha sido ingerido por el individuo.

La cuantificación directa del microorganismo patógeno en la matriz a la que la persona está expuesta no es fácil, ya que la concentración de estos microorganismos suele ser muy baja y, generalmente, los métodos para su detección no son tan sensibles o presentan porcentajes de recuperación bajos. Por ello, muchas veces se determinan las concentraciones de patógenos en estas matrices a partir de las concentraciones que presentan en las aguas residuales crudas y de las eficiencias de eliminación/inactivación que se consiguen en los tratamientos de depuración y regeneración de aguas (Teunis *et al.*, 1996).

Otras formas de determinar la concentración de los microorganismos patógenos de manera indirecta son las siguientes (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006; OMS, 2006):

- Utilizar datos epidemiológicos.
- Utilizar las concentraciones de organismos indicadores (grupo de coliformes, *E. coli*, enterococos, clostridios sulfito reductores, bacteriófagos) y las relaciones entre estos indicadores y los patógenos.
- Partir de las concentraciones de patógenos en las aguas residuales crudas y utilizar datos presentes en la literatura sobre la reducción de los patógenos en los tratamientos de depuración y regeneración de aguas y en el ambiente.

- Utilizar datos de la literatura sobre la concentración de microorganismos patógenos en las aguas residuales crudas y aplicar las eliminaciones de organismos indicadores obtenidas en los tratamientos de depuración y regeneración de aguas y en el ambiente.

A nivel de riesgo químico, la posibilidad de que una sustancia química pueda ser ingerida, inhalada o tener contacto dérmico con un individuo dependerá, al igual que para los organismos patógenos, de la eficiencia de los tratamientos de depuración y regeneración de aguas residuales y de los mecanismos de degradación que pueda sufrir en las diferentes matrices ambientales donde pueda ser transportado. La obtención de datos de medidas ambientales para realizar la evaluación de la exposición es muy costosa y compleja, por lo que suelen utilizarse las simulaciones con modelos (USEPA, 1998 y 2004).

#### **1.5.1.1.4 Caracterización del riesgo**

La última etapa en la evaluación del riesgo es la integración de la información obtenida en las etapas anteriores de identificación de peligros, evaluación de la dosis-respuesta y estimación de la exposición, para determinar la magnitud del riesgo (Haas *et al*; 1999; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

El proceso de caracterización del riesgo es una estimación de probabilidad de una consecuencia adversa. Esta estimación se puede realizar utilizando dos aproximaciones distintas (Ashbolt *et al*, 2001, NRMMC-EPHC-AHMC, 2006):

- Una estimación puntual o determinística, que consiste en combinar un punto único de la estimación de la exposición con uno de la estimación de la dosis-respuesta para tener un valor único estimado de riesgo.
- Una estimación estocástica o probabilística, basada en caracterizar la distribución completa de la relación dosis-respuesta y de la exposición y combinar ambas utilizando ciertas herramientas (p.ej. las simulaciones de Monte Carlo) para obtener una función de la distribución de probabilidad del riesgo.

El proceso estocástico proporciona información importante de la imprecisión de la estimación del riesgo, es decir, de la contribución de la incertidumbre y de la

variabilidad, medidas de tendencia central y valores extremos (Finkel, 1990; Thompson *et al.*, 1992; Burmaster y Anderson, 1994; Frey y Patil, 2002).

La variabilidad se entiende como la heterogeneidad en los valores de parámetros que contribuyen al riesgo, como por ejemplo los cambios en la concentración de contaminantes en el tiempo y el espacio, o en el número de personas expuestas. La incertidumbre se define como los factores de imprecisión e inexactitud que limitan la posibilidad de cuantificar de manera exacta un riesgo (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

En el caso de la reutilización de aguas, el riesgo microbiológico es el que cobra más importancia de todos, por lo que generalmente se establecen valoraciones de riesgo sanitario a nivel microbiológico, o QMRA (*Quantitative Microbial Risk Assessment*) (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006; OMS, 2006). El QMRA es una metodología que permite estimar el riesgo asociado a un patógeno específico para una vía de exposición determinada. Es una herramienta sensible que permite realizar estimaciones de riesgo que serían muy difíciles y costosas de realizar mediante estudios epidemiológicos, por lo que es un complemento importante de dichos estudios.

El QMRA consta de las cuatro etapas descritas anteriormente para una evaluación de riesgo (identificación del peligro, evaluación de la relación dosis-respuesta, evaluación de la exposición y caracterización del riesgo) (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006; OMS, 2006 y 2011).

En las estimaciones de riesgo mediante el QMRA, la OMS recomienda la utilización de tres microorganismos patógenos de referencia para cada grupo de microorganismos patógenos (bacterias, virus y protozoos): *Campylobacter* para el riesgo debido a bacterias; rotavirus para el riesgo de infección por virus y *Cryptosporidium* para el riesgo asociado a protozoos (OMS, 2006 y 2011).

Dentro de las bacterias entéricas patógenas, *Campylobacter* se utiliza habitualmente como patógeno de referencia debido a que es la causa de gastroenteritis bacteriana más común en países desarrollados y a su resistencia a sistemas de desinfección (Havelaar y Melse, 2003; OMS, 2006; Rodríguez y Araujo, 2010). En España, *Campylobacter* es la principal causa de gastroenteritis en niños menores de 5 años (Pérez-Ciordia *et al.*, 2001) y en adultos el número de aislamientos de *Campylobacter* registrados por el Sistema de Información Microbiológica (SIM) español ha crecido en los últimos años. De hecho, en 2006, el número de *Campylobacter* aisladas fue

superior al de *Salmonella*, la cual ha sido históricamente más prevalente en España (Rodríguez y Araujo, 2010).

Los rotavirus se consideran los virus patógenos de referencia dentro del grupo de los virus entéricos patógenos debido a que su infectividad es de las más elevadas y porque normalmente se encuentran en gran número en las heces de las personas infectadas (Villena, 2003; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006). Los rotavirus están entre los principales virus patógenos responsables de gastroenteritis de origen hídrico en adultos y, especialmente, en niños (Schwab, 2007). En España, los registros del SIM también confirman que el agente vírico mayoritario responsable de gastroenteritis aguda desde el año 1989 es rotavirus y en Cataluña se ha observado un aumento de casos declarados (Villena, 2003). Además, se ha de destacar que rotavirus fue el virus entérico más frecuentemente detectado en las aguas residuales urbanas domésticas de Barcelona, según un estudio realizado entre los años 1998 y 2003 (Villena, 2003).

*Cryptosporidium parvum* es uno de los patógenos de origen hídrico más importantes en países desarrollados, presenta una elevada infectividad y es muy resistente a los procesos de desinfección (p.ej. cloración) por lo que se considera un buen candidato como patógeno de referencia del grupo de protozoos patógenos (Teunis *et al.*, 2002, Havelaar and Melse, 2003; Montemayor *et al.*, 2005; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006). En España, *Cryptosporidium* es el protozoo parásito patógeno responsable de numerosos brotes de cryptosporidiosis de origen hídrico en los últimos años y se ha encontrado en un número elevado en muestras de agua residual urbana en EDARs de Cataluña (Fayer *et al.*, 2000; Montemayor *et al.*, 2005).

*Cryptosporidium* también se utiliza para valorar el riesgo asociado a helmintos patógenos, debido a que los helmintos intestinales patógenos no son endémicos en países desarrollados y su concentración es inferior a la concentración de protozoos patógenos (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Las simulaciones de Monte Carlo se están utilizando cada vez de manera más común para integrar la variabilidad y la incertidumbre de los parámetros en las aproximaciones probabilísticas del QMRA, donde cada parámetro se representa por una función de distribución de probabilidad de los valores en vez de por una estimación puntual, como en los modelos determinísticos (Medema *et al.*, 2003; Schmidt y Emelko, 2010).

La metodología del QMRA es una herramienta que se está incorporando en los últimos años en la reutilización de aguas para realizar evaluaciones de riesgo en escenarios de exposición definidos, mayoritariamente en riego agrícola y recarga de acuíferos (van Ginneken y Oron, 2000; Petterson y Ashbolt, 2001; Westrell *et al.*, 2004; Hamilton *et al.*, 2006; Mara *et al.*, 2007; Bastos *et al.*, 2008; Page *et al.*, 2010; Toze *et al.*, 2010; Ayuso-Gabella *et al.*, 2011; Navarro y Jiménez, 2011).

## 1.5.2 Riesgo ambiental

Los diferentes usos del agua regenerada pueden llevar a múltiples vías por las que el agua regenerada puede alcanzar los ecosistemas y representar un riesgo ambiental (ecológico).

El riesgo ambiental está asociado principalmente a peligros de origen químico, ya que los peligros de origen biológico no suponen un riesgo tan importante para el medio ambiente, aunque actualmente existen áreas emergentes de investigación alertando sobre la transferencia de bacterias resistentes a antibióticos al medio ambiente a través del uso de aguas regeneradas (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006). Además, en la reutilización de aguas, como ya se ha comentado en apartados anteriores, la salud humana está sometida a más riesgos de tipo biológico que químico, ya que el agua regenerada no se usa para ser ingerida. Por tanto, si se realiza una correcta gestión del riesgo microbiológico sanitario en la reutilización, se minimizará la mayor parte del riesgo microbiológico medioambiental, ya de por sí pequeño (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

### 1.5.2.1 Evaluación del riesgo ambiental

La evaluación del riesgo ambiental se define como el proceso que evalúa la probabilidad de que se hayan producido o se produzcan efectos adversos de los contaminantes sobre los ecosistemas y sus componentes (Suter *et al.*, 2003). De esta manera, se puede actuar utilizando medidas preventivas para poder minimizar el riesgo ambiental, de la misma manera que el riesgo sanitario.

En la evaluación del riesgo ambiental, además de controlar la matriz ambiental que recibe el agua directamente, se han de identificar los puntos finales medioambientales en los que el agua regenerada pueda tener un impacto. Estos puntos finales pueden

ser muy numerosos (en contraste con el riesgo sanitario, que considera al individuo el punto final). Para simplificar este hecho, se utilizan categorías que agrupan los diversos puntos finales, como las enumeradas a continuación (USEPA, 2003; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006):

- aire
- suelos
- vegetación (biota específica)
- biota (el resto de biota acuática y terrestre)
- aguas subterráneas
- aguas superficiales

El riesgo ambiental es complejo de evaluar, especialmente a nivel cuantitativo, debido a la cantidad de variables que pueden verse afectadas y a la necesidad de realizar un monitoreo durante largos periodos de tiempo para observar posibles efectos adversos en los ecosistemas. Por este motivo, la evaluación del riesgo ambiental normalmente se centra en una aproximación cualitativa. En general, un análisis de riesgo ambiental se compone de tres fases, similares a las descritas para la evaluación del riesgo sanitario (USEPA, 1998; Hope, 2006):

- Identificación de peligros
- Análisis de la exposición y de los efectos adversos
- Caracterización del riesgo

#### **1.5.2.1.1 Identificación de peligros**

La fase de identificación de peligros se centra en definir y especificar el peligro, generalmente de origen químico, que puede suponer un efecto adverso. En la Tabla 1.5 se describieron los principales peligros químicos y los efectos adversos sobre el ambiente. En la Tabla 1.8 se detallan los peligros que tienen más probabilidad de representar un riesgo medioambiental, según varios casos estudiados, para usos del agua regenerada como usos agrícolas, residenciales, recreativos y ambientales. Estos peligros se consideran prioritarios en la evaluación de riesgo ambiental para cada tipo de uso (NRMCC-EPHC-AHMC, 2006; Casas *et al.*, 2011).

**Tabla 1.8** Principales agentes químicos, puntos finales medioambientales y efectos adversos en el medio ambiente para usos agrícolas, residenciales y recreativos del agua regenerada (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Peligro químico	Punto final medioambiental	Efecto adverso en el medio ambiente
Boro	Acumulación en suelos	Toxicidad para la vegetación.
Cadmio	El riesgo es bajo respecto a su concentración en agua regenerada, pero el cadmio ya presente en el suelo puede ser más fácilmente accesible para las plantas si existe un aumento de la concentración de cloruros.	
Cloruros	Vegetación	Toxicidad en las plantas cuando hay contacto del agua regenerada con las hojas.
	Suelos	Toxicidad en las plantas a través de la raíz.
	Aguas superficiales	Toxicidad para la biota acuática.
Nitrógeno	Suelos	Desequilibrio de nutrientes para las plantas. Enfermedades en plantas. Eutrofización del suelo y efectos en la biota terrestre.
	Aguas superficiales	Eutrofización.
	Aguas subterráneas	Contaminación.
Fósforo	Suelos	Eutrofización del suelo y efectos en la biota terrestre sensible.
	Aguas superficiales	Eutrofización.
Salinidad	Suelos	Estrés en las plantas por efecto osmótico de la salinidad del suelo. Contaminación de suelos al incrementar la disposición para las plantas del cadmio ya presente en el suelo.
	Aguas superficiales	Incremento de la salinidad.
	Aguas subterráneas	Incremento de la salinidad.
Sodio	Vegetación	Toxicidad en las plantas cuando hay contacto del agua regenerada con las hojas. Toxicidad en las plantas a través de la raíz.
	Suelos	Disminución de la permeabilidad del suelo.

#### 1.5.2.1.2 Análisis de la exposición y de los efectos adversos

En la etapa de análisis de la exposición y de los efectos adversos es necesario estimar la probabilidad de que un punto final medioambiental esté expuesto al peligro en concentraciones suficientes para causar un efecto adverso. Se determinan los efectos adversos producidos por los estresores ambientales (peligros) sobre los componentes del ecosistema o receptores ecológicos. Esta etapa requiere disponer de información adecuada y de la experiencia apropiada en valoraciones ambientales (Hope, 2006).

La probabilidad de la exposición se puede determinar por experiencias previas documentadas en informes o por opiniones de profesionales y se ha de calcular la concentración del peligro para poder valorar si podrá representar un efecto adverso. Es necesario conocer el tamaño y la naturaleza del punto específico medioambiental expuesto y la ruta, cantidad y duración de la exposición para poder determinar el impacto medioambiental (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Cuando se dispone de datos suficientes es posible utilizar modelos matemáticos para estimar cada una de las variables. Si no es así, se puede realizar una aproximación cualitativa de la probabilidad de la exposición y de las consecuencias del impacto ambiental mediante el uso de categorías cualitativas que determinan la probabilidad de la exposición y las consecuencias de un impacto ambiental (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

### 1.5.2.1.3 Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo es la estimación del riesgo integrando las dos fases anteriores y, a nivel cualitativo, implica el uso de una matriz de evaluación de riesgo cualitativa para estimar el nivel de riesgo ambiental (Tabla 1.9).

**Tabla 1.9** Categorías de la estimación del riesgo ambiental en una evaluación cualitativa (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Probabilidad	Consecuencias del impacto				
	1 Insignificante	2 Menor	3 Moderado	4 Importante	5 Catastrófico
<b>A Raro</b>	Bajo	Bajo	Bajo	Alto	Alto
<b>B Improbable</b>	Bajo	Bajo	Moderado	Alto	Muy alto
<b>C Posible</b>	Bajo	Moderado	Alto	Muy alto	Muy alto
<b>D Probable</b>	Bajo	Moderado	Alto	Muy alto	Muy alto
<b>E Casi seguro</b>	Bajo	Moderado	Alto	Muy alto	Muy alto

Otras aproximaciones a nivel cuantitativo, siempre que se hayan conseguido datos suficientes, utilizan modelos matemáticos que incluyen el grado de incertidumbre y variabilidad del estudio (Hope, 2006).

A nivel europeo, la Directiva Marco del Agua establece como un objetivo de todos los estados miembros el conseguir el buen estado ecológico de las masas de agua en el año 2015, así como el principio de no deterioro. En consonancia con estos requerimientos, es recomendable establecer programas de vigilancia cuando se utiliza

agua regenerada y puede haber algún tipo de riesgo para alguna matriz ambiental, ya que la monitorización a largo plazo es la base para poder obtener estimaciones apropiadas de riesgo ambiental.

## 1.6 Análisis de peligros y puntos de control críticos

El sistema de análisis de peligros y puntos de control críticos (APPCC) se ha propuesto como una herramienta útil para la gestión del riesgo en la reutilización de aguas (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006; OMS, 2006).

El concepto de APPCC fue desarrollado durante los años 60 por la compañía Pillsbury, el Ejército de los Estados Unidos y la Administración Nacional de la Aeronáutica y del Espacio (NASA) como un método para controlar los alimentos utilizados en la industria aeronáutica norteamericana. El objetivo era establecer un método de control preventivo en lugar de los controles retrospectivos que trataban de detectar los problemas después de que hubieran acontecido (NASA, 1991; Untermann, 1999).

Desde entonces, los principios del APPCC se han implantado con éxito en la industria alimentaria (Janevska *et al.*, 2010) y recientemente han sido adaptados al mundo del agua potable en varias normativas y recomendaciones (USEPA, 2007).

Las últimas ediciones de las recomendaciones para la calidad del agua potable de la OMS (OMS, 2004 y 2011) incorporan los principios del APPCC en los llamados Planes de Seguridad del Agua (*Water Safety Plans*) (Davis *et al.*, 2005; Bartram *et al.*, 2009). En 2004 también se publicaron las recomendaciones para la calidad del agua potable en Australia, incluyendo los principios del APPCC en la producción y distribución del agua potable (NHMRC- NRMMC-EPHC-AHMC, 2004).

Países como Suiza y Francia y provincias como Ontario (Canadá) han incorporado a su normativa la gestión del riesgo mediante protocolos de APPCC para la producción y distribución de agua potable (USEPA, 2007).

En el campo de la regeneración y reutilización de aguas, el sistema APPCC se ha aplicado casi exclusivamente en el uso de agua regenerada para la recarga de acuíferos. En este sentido, hay experiencias en Bélgica (Dewettinck *et al.*, 2001) y, especialmente, en Australia, donde se han redactado unas directrices sobre la

aplicación de protocolos APPCC en reutilización de aguas (NRMMC-EPHC-AHMC, 2009).

Los excelentes resultados derivados de su aplicación hacen pensar que sería conveniente utilizar el sistema APPCC de una manera más extensa en el ámbito de la reutilización de aguas para los diferentes usos que marca la legislación. De hecho, la OMS recomienda que se adopte la misma aproximación para la gestión del riesgo en el agua potable, la reutilización de aguas y las aguas recreacionales (OMS, 2004, 2006 y 2011).

El APPCC es un método preventivo y dinámico de control del producto que se realiza de acuerdo a los conocimientos científicos del momento y permite gestionar los riesgos de una manera proactiva para asegurar la calidad del producto final. Los principios del APPCC están basados en desarrollar un profundo conocimiento del sistema mediante un enfoque sistemático para identificar los peligros y estimar los riesgos. Este enfoque permite priorizar riesgos y centrar la atención y los recursos en las actividades que potencialmente pueden ser más perjudiciales, implementando las medidas de control apropiadas para conseguir reducir los riesgos hasta niveles aceptables. De esta forma, el APPCC promueve el trabajo de forma sistemática y se reduce mucho la probabilidad de pasar por alto una fuente o mecanismo potencial de contaminación (OMS, 2004 y 2011, NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

El protocolo de APPCC consta de siete principios básicos establecidos en el *Codex Alimentarius* (CAC, 1997) y adaptados al mundo del agua (Davison *et al.*, 2005; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006; Bartram *et al.*, 2009) que se detallan a continuación:

1. **Análisis de peligros:** identificación y enumeración de todos los peligros posibles (biológicos, químicos y físicos), determinación de riesgos y enumeración de las medidas preventivas de control.
2. **Determinación de Puntos de Control Críticos (PCC):** determinar las etapas (puntos) en las que es posible aplicar un control que es esencial para prevenir, eliminar o reducir a niveles aceptables un peligro.
3. **Establecimiento de límites críticos:** establecer los límites críticos para cada PCC, por encima de los cuales no se estaría trabajando correctamente para asegurar la calidad del agua.

4. **Establecimiento de un sistema de vigilancia:** establecer un sistema de vigilancia para cada PCC mediante una secuencia planificada de observaciones o medidas de parámetros para evaluar si un PCC está bajo control.
5. **Establecimiento de acciones correctoras:** establecer acciones correctoras cuando los resultados de la vigilancia de un PCC indican una pérdida de control, investigar las causas y determinar la actuación a seguir con el agua regenerada afectada.
6. **Establecimiento de procedimientos de verificación:** aplicar métodos, procedimientos, pruebas y otras evaluaciones, distintos de la vigilancia, para comprobar que el sistema APPCC está funcionando correctamente.
7. **Implantación de un sistema de registro y documentación:** registrar y documentar todas las actividades llevadas a cabo para aportar evidencias de que el sistema APPCC funciona con efectividad.

Para la implementación de los principios de APPCC es necesario realizar una preparación previa que recoge las siguientes etapas (OMS, 2004 y 2011; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006; Bartram *et al.*, 2009):

- **Formación de un equipo de trabajo:** es necesario disponer de un equipo de personas con conocimiento técnico y experiencia, que tendría que incluir a personal de gestión y operación del sistema de reutilización a evaluar y técnicos con conocimientos de sistemas APPCC.
- **Determinación del ámbito de aplicación:** se ha de determinar claramente en que etapas del sistema de reutilización se va a aplicar el APPCC.
- **Construcción de un diagrama de flujo:** se ha de realizar un diagrama de flujo del ámbito en que se va a aplicar el APPCC. El diagrama ha de describir con detalle todos los procesos y peculiaridades, así como las matrices ambientales implicadas. Se ha de realizar una verificación *in situ* del diagrama.

Dentro del protocolo de APPCC, las evaluaciones de riesgo como el QMRA tendrían un papel relevante en la etapa de análisis de peligros, en la determinación de los puntos de control y en la definición de límites críticos.

### **1.6.1 Análisis de peligros y establecimiento de medidas preventivas**

La fase de identificación de peligros permite establecer que parámetros han de controlarse para proporcionar agua segura. Para ello se contemplan todos los peligros potenciales sean biológicos, químicos o físicos, se describen sus fuentes, los eventos que pueden resultar peligrosos y las medidas preventivas de control existentes para cada uno de ellos (OMS, 2004 y 2011; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Las medidas preventivas, en el contexto de la reutilización de aguas, son las acciones, actividades y procesos utilizados para prevenir la presencia de peligros significativos en el agua regenerada o para reducir los peligros a niveles aceptables.

La identificación y planificación de medidas preventivas son específicas de cada sistema de reutilización y se basan en la identificación de peligros y la evaluación de riesgos para asegurar que el nivel de protección para controlar un peligro es proporcional al riesgo asociado. La identificación de las medidas preventivas, o el desarrollo de nuevas medidas, ha de considerar los siguientes aspectos (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006):

- Todo el sistema de regeneración del agua, incluyendo el origen del agua (EDAR), sus características y los usos finales propuestos.
- Las medidas preventivas existentes, desde el origen del agua hasta el usuario final del agua regenerada.
- El incremento del riesgo debido a acciones accidentales o no autorizadas.
- Las características de las matrices ambientales potencialmente expuestas al agua regenerada, incluyendo las variaciones temporales.

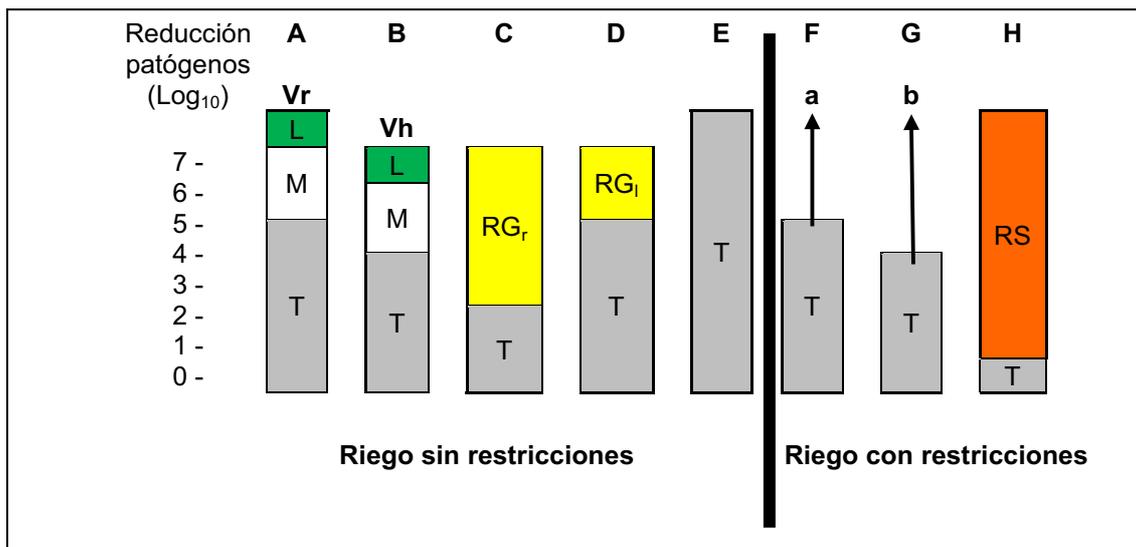
Las medidas preventivas aplicadas en la gestión del agua regenerada deberían basarse en el concepto de “barrera múltiple”, según recomienda la OMS en la gestión de la calidad del agua potable (Planes de Seguridad del Agua) y en la gestión del riesgo en reutilización (OMS, 2004, 2006 y 2011). Este concepto se basa en utilizar

varias medidas o barreras para evitar o minimizar el paso de organismos patógenos o sustancias tóxicas al agua regenerada y evitar o minimizar la exposición de los usuarios y público en general a estos peligros.

En el concepto de barrera múltiple, el tratamiento es considerado una barrera más, pero no la única, y se establecen otras medidas de protección de la salud, anteriores o posteriores al tratamiento, según el uso del agua regenerada. Las principales barreras que se pueden adoptar en la reutilización de aguas son las siguientes (Asano *et al.*, 2006; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006; OMS, 2006):

- Programas de control para evitar o minimizar la entrada a la EDAR de contaminantes peligrosos para el tratamiento posterior.
- Combinación de tecnologías de tratamiento en la ERA que aporten diferentes niveles de reducción para los diversos contaminantes.
- Medidas de control en la aplicación del agua regenerada en el punto de uso de forma que minimice la exposición de trabajadores y público, así como la contaminación de producto regado y matrices ambientales, como:
  - método de aplicación (p.ej. riego por goteo).
  - periodos de tiempo entre el riego y el uso de las instalaciones o la cosecha del producto.
  - acceso restringido del público durante del riego o en algunas áreas.
  - uso de señalizaciones y advertencias del uso de agua regenerada.
- Procesado correcto del producto regado (p.ej. lavar con agua o algún desinfectante, pelar, cocinar).
- Formación de los trabajadores (protocolos de Buenas Prácticas en la reutilización).
- Información y educación sobre la reutilización para la población.

La OMS (OMS, 2006) detalla la aplicación del concepto de barrera múltiple al uso del agua regenerada para riego en agricultura estableciendo diferentes combinaciones de barreras y la eliminación de organismos patógenos que se puede obtener con cada una de ellas para conseguir el objetivo de salud de  $\leq 10^{-6}$  DALYs (Figura 1.2).



T: tratamiento; M: muerte natural; L: lavado cultivos; RG<sub>r</sub>: riego por goteo en cultivos rápidos; RG<sub>l</sub>: riego por goteo en cultivos lentos; RS: riego goteo subsuperficial; Vr: vegetales consumo de raíz; Vh: vegetales consumo de hoja; a: agricultura poco mecanizada; b: agricultura muy mecanizada.

**Figura 1.2** Diferentes combinaciones de barreras (A, B, C, D, E, F, G y H) para reducir la concentración de patógenos (bacterias, virus y protozoos) y conseguir el objetivo de salud de  $\leq 10^{-6}$  DALYs (OMS, 2006).

Las reducciones de patógenos descritas en la Figura 1.2 están basadas en evaluaciones de riesgo microbiológico cuantitativo (QMRA), datos epidemiológicos sobre el riesgo del uso de agua regenerada para riego en agricultura y estudios de supervivencia de diferentes microorganismos en cultivos y suelos.

Según el tipo de riego y de cultivo, el objetivo de salud de  $\leq 10^{-6}$  DALYs se obtiene con una reducción de patógenos menor, por ejemplo, los cultivos en que la raíz es la parte comestible (Vr) suelen tener una mayor contaminación que los cultivos en que la parte comestible son las hojas (Vh), por tanto este tipo de cultivos necesitará una reducción mayor de microorganismos para llegar al objetivo de  $\leq 10^{-6}$  DALYs.

La muerte natural de los organismos es una barrera natural que se ha de tener en cuenta, ya que consigue reducciones de organismos de 1 Log<sub>10</sub> de magnitud.

De todas las opciones de combinación de barreras, la opción E es la única que sólo contempla el uso del tratamiento para conseguir el objetivo de salud. Una secuencia típica sería un tratamiento convencional (decantación primaria, fangos activados, decantación secundaria) seguido de una coagulación y floculación, una decantación posterior y una desinfección (cloración o radiación ultravioleta).

Las reducciones de la Figura 1.2 son válidas para bacterias, virus y protozoos patógenos, pero no para huevos de helminto. Las reducciones de huevos de helminto requeridas para conseguir un riesgo de  $\leq 10^{-6}$  DALYs se valoran a través de estudios epidemiológicos, ya que un análisis cuantitativo de riesgo no es viable debido a que no existen datos realistas del riesgo de infección, la exposición y las constantes de infección sobre huevos de helminto (OMS, 2006). El nivel de reducción que se debe conseguir, según datos epidemiológicos, es de  $\leq 1$  huevo por litro en el agua regenerada para uso en agricultura en riego con y sin restricciones. La Tabla 1.10 muestra las medidas de protección recomendadas para conseguir ese nivel de reducción.

**Tabla 1.10** Medidas de protección de la salud (barreras) para riego en agricultura para diferentes concentraciones de huevos de helminto en agua residual cruda y reducciones requeridas para conseguir  $\leq 10^{-6}$  DALYs (OMS, 2006).

Medidas de protección de la salud	Número de huevos de helminto por litro en agua residual cruda	Reducción de huevos de helminto requerida (Log <sub>10</sub> )	Observaciones
Tratamiento del agua	10 <sup>3</sup>	3	El tratamiento ha de tener fiabilidad para conseguir estas reducciones.
	10 <sup>2</sup>	2	
	10	1	
	≤1	0	El objetivo de ≤1 se consigue automáticamente.
Tratamiento del agua y lavado de los productos	10 <sup>3</sup>	2	La reducción conseguida por el tratamiento es seguida por una reducción de 1 Log <sub>10</sub> al lavar el producto en una solución con un detergente débil y aclarar abundantemente.
	10 <sup>2</sup>	1	
	10	0	
	≤1	0	El objetivo de ≤1 se consigue automáticamente.

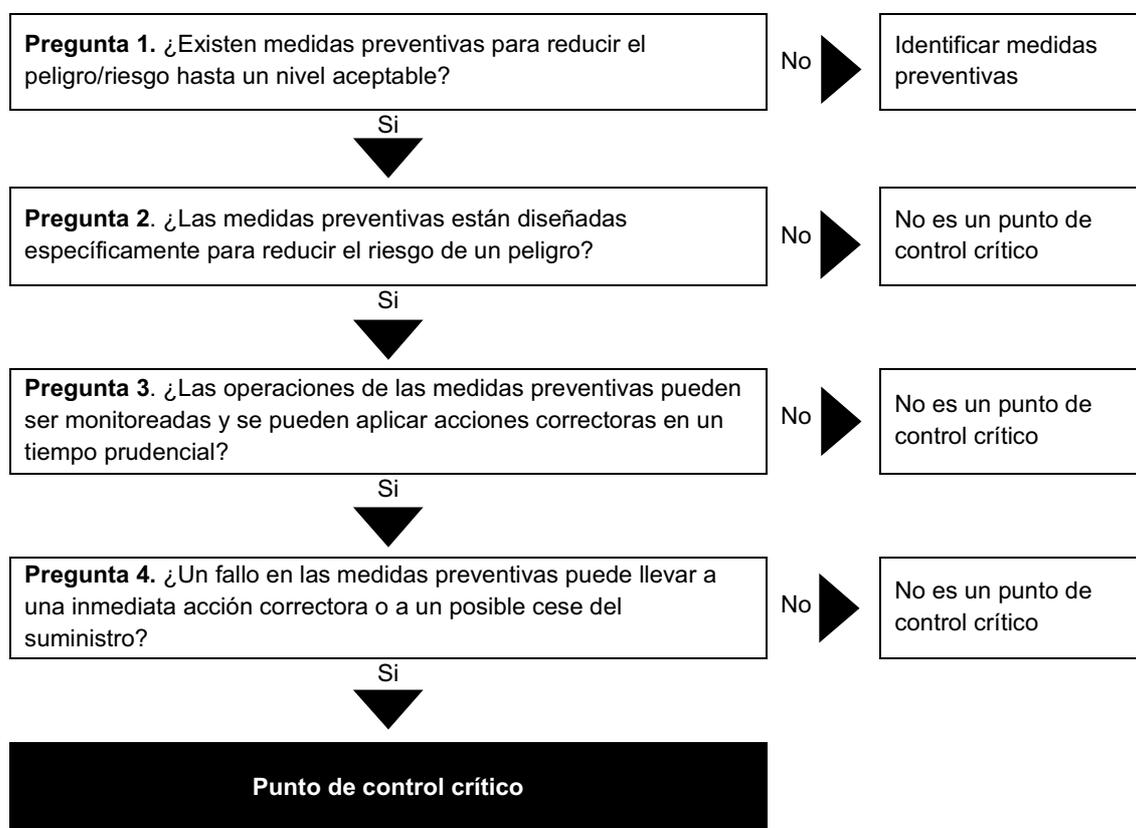
El concepto de barrera múltiple aplicado a la reutilización de aguas supone una mayor seguridad para la salud pública y el medio ambiente debido a que la combinación de barreras presenta las siguientes características (Asano *et al.*, 2006; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006):

- No implica la pérdida de control de todo el sistema, ya que es muy improbable que fallen todas las barreras.
- Reduce la variabilidad de operación y aumenta la robustez.
- Permite incrementar la efectividad de las barreras restantes cuando se está en proceso de reparar una barrera que ha fallado.

### 1.6.2 Determinación de puntos de control críticos y límites críticos

La determinación de los puntos de control críticos (PCC) es una de las etapas más importantes del protocolo APPCC. Un punto de control crítico se define como una actividad, operación o proceso donde se puede aplicar un control y que es esencial para prevenir riesgos o reducirlos hasta un nivel aceptable (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

La identificación de los PCC es específica para cada sistema y está basada en el conocimiento de los peligros, los riesgos asociados y las medidas preventivas. Más de un punto de control crítico puede estar asociado con un único peligro y un solo punto de control crítico puede prevenir o reducir más de un peligro. Los PCC deben seleccionarse de forma correcta y apropiada ya que serán el foco del control operacional. La determinación de los PCC se lleva a cabo mediante un árbol de decisión que sigue una aproximación lógica y que fue propuesto por el *Códex Alimentarius* (CAC, 1997) y adaptado para el agua regenerada según NRMMC-EPHC-AHMC (2006) (Figura 1.3).



**Figura 1.3** Árbol de decisión para identificar los puntos de control críticos (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Los PCC requieren (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006):

- parámetros operacionales que puedan ser medidos y para los que se puedan establecer límites críticos para definir la efectividad (p.ej. concentración de cloro residual en la desinfección).
- parámetros operacionales que puedan ser monitorizados frecuentemente para revelar posibles fallos en el tiempo (p.ej. monitoreo en continuo o *online* de los procesos de tratamiento clave).
- procedimientos para acciones correctoras que pueden implementarse en el caso de desviaciones de los límites críticos.

En una aproximación integral de la reutilización, los PCC deberían englobar todo el sistema de tratamiento (incluida la EDAR) y no únicamente los procesos de regeneración como se hace habitualmente. Además, es recomendable considerar las matrices ambientales y productos donde se haya aplicado el agua regenerada (Dewittinck *et al.*, 2001; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

El establecimiento de límites críticos para cada punto de control crítico es necesario para determinar si un punto de control está funcionando correctamente. El límite crítico es el criterio que separa lo aceptable de lo inaceptable, es decir, el límite que no se puede sobrepasar para asegurar la calidad correcta del agua. Los límites críticos han de ser parámetros medibles (cloro residual, turbidez, tiempo de retención) y deben estar claramente definidos.

Un proceso que representa un punto de control crítico está trabajando correctamente cuando está por debajo del límite crítico. Una desviación de los límites críticos representa una pérdida de control del proceso e indica que puede haber un nivel inaceptable de riesgo para la salud o el medio ambiente. En ese momento, se han de aplicar las acciones correctivas necesarias para volver a tener el proceso bajo control (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).



## **2 JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS**



## 2 JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Tal y como se ha discutido en la introducción, el agua regenerada se ha de considerar un recurso más dentro de los recursos hídricos, debido a los beneficios que comporta y a su contribución a una gestión sostenible del agua. En Cataluña existe un elevado potencial de reutilización de aguas residuales, fomentado desde las administraciones públicas.

La reutilización de aguas, aparte de beneficios, también conlleva un riesgo asociado a nivel sanitario y medioambiental debido a los componentes que puedan estar presentes en el agua residual, como microorganismos patógenos y contaminantes tóxicos.

Debido a ello, se aprobó el RD 1620/2007, una normativa de ámbito estatal sobre la reutilización de aguas residuales que establece usos y criterios de calidad para el agua regenerada con el objetivo de proteger la salud pública y el medio ambiente de los posibles riesgos de la reutilización de aguas.

La obligatoriedad de cumplir con los criterios requeridos por el RD 1620/2007 hace que sea necesario establecer las tecnologías de regeneración adecuadas según el tipo de uso del agua regenerada. Es necesario realizar estudios que proporcionen un conocimiento adecuado de las tecnologías de regeneración disponibles y sus posibles combinaciones para poder seleccionar las más idóneas en cada caso, siguiendo el principio de las Mejores Técnicas Disponibles (MTD).

El RD 1620/2007 facilita la aceptación social de la reutilización al aumentar la seguridad sobre esta práctica, pero es necesario realizar un enfoque integral de la gestión del riesgo asociado a la reutilización según determinan las recomendaciones de la OMS y otras recomendaciones internacionales. Estas recomendaciones aconsejan realizar una gestión del riesgo aplicando el protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos (APPCC) y la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (QMRA) en los sistemas de reutilización de aguas.

Teniendo en cuenta lo expuesto anteriormente, se planteó como objetivo principal del presente trabajo de investigación la evaluación y gestión del riesgo asociado a la regeneración y posterior reutilización de aguas residuales, incluyendo los sistemas de

almacenamiento y distribución hasta el punto de uso. Para ello, se establecieron una serie de objetivos específicos:

- Evaluar tecnologías de regeneración de aguas residuales para:
  - establecer el rendimiento de diferentes combinaciones de tecnologías de pretratamiento y desinfección para determinar líneas de tratamiento que den cumplimiento a los criterios de calidad del RD 1620/2007.
  
- Evaluar la calidad del agua en un sistema de reutilización, incluyendo la EDAR, la ERA y las infraestructuras de almacenamiento y de distribución hasta el punto de uso para:
  - establecer el comportamiento y las relaciones de diversos tipos de microorganismos indicadores y patógenos.
  - evaluar parámetros fisicoquímicos de interés en el control del riesgo.
  - realizar una evaluación del riesgo microbiológico a nivel cuantitativo (QMRA) utilizando una aproximación probabilística y con la definición de escenarios de exposición.
  - evaluar la calidad fisicoquímica de las matrices ambientales suelo y agua subterránea para determinar posibles cambios atribuibles al uso del agua regenerada.
  
- Aplicar el protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos (APPCC) para la gestión del riesgo en un sistema de reutilización.

## **3 MATERIAL Y MÉTODOS**



### 3 MATERIAL Y MÉTODOS

En este apartado se describen los diferentes materiales y métodos utilizados durante la fase experimental de este trabajo, divididos en diferentes subapartados, según los objetivos planteados al inicio del estudio:

- Evaluación de tecnologías de regeneración.
- Evaluación de un sistema de reutilización.
- Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico.
- Evaluación de matrices ambientales.
- Aplicación del protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos.
- Análisis estadístico de los datos.

#### 3.1 Evaluación de tecnologías de regeneración

La evaluación de las tecnologías de regeneración se llevó a cabo en la EDAR de Bétera, en la que se ubicaron los sistemas utilizados en este estudio. Los equipos empleados trataron el efluente secundario procedente de la EDAR, constituyendo la combinación de los mismos una estación regeneradora de aguas (ERA).

A continuación se describen las características principales de la EDAR y de las tecnologías de regeneración evaluadas.

##### 3.1.1 Descripción de la EDAR

La EDAR en la que se realizó el estudio está localizada en el municipio de Bétera, en la provincia de Valencia. Esta EDAR trata las aguas residuales del mismo municipio donde está situada. El caudal diario de la EDAR, según valores de diseño, es de 2.400 m<sup>3</sup>/d, con un caudal medio diario de 2.859 m<sup>3</sup>/d, superando el caudal de diseño a causa del crecimiento de la población. La población servida es de 11.932 habitantes.

La depuradora trata el agua residual cruda mediante un sistema de tratamiento biológico convencional de fangos activados que consta de un pretratamiento, seguido

de un tratamiento secundario formado por un reactor biológico de aireación prolongada. El efluente final de salida de la EDAR, denominado efluente secundario, es el efluente a tratar por las tecnologías de regeneración. La Figura 3.1 muestra el diagrama de flujo para la línea de agua y la línea de fango de la EDAR de Bétera.

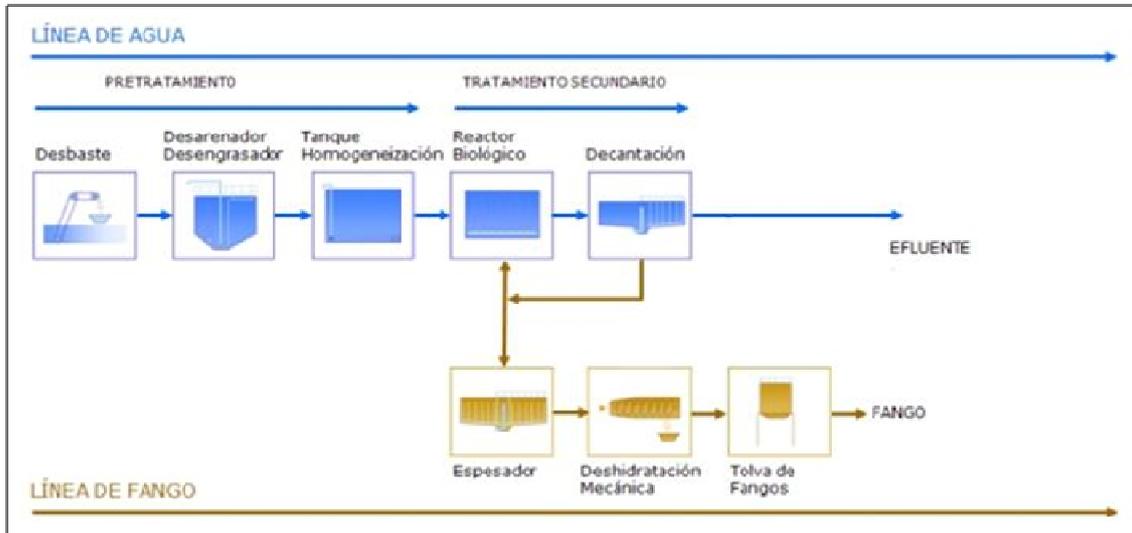


Figura 3.1 Diagrama de flujo de la EDAR de Bétera (EPSAR).

### 3.1.2 Descripción de las tecnologías de regeneración

Las tecnologías de regeneración evaluadas en el presente estudio han sido las siguientes:

- Tecnologías de pretratamiento
  - Filtro de anillas
  - Físicoquímico
  - Infiltración-percolación
- Tecnologías de desinfección
  - Radiación ultravioleta
  - Dióxido de cloro
  - Ácido peracético

Todas las tecnologías de regeneración han sido evaluadas a escala piloto, a excepción de la tecnología de infiltración-percolación, construida expresamente con motivo de este estudio. La infiltración percolación, a diferencia del resto de tecnologías estudiadas (tecnologías intensivas), es una tecnología extensiva. La construcción de

este sistema aporta una novedad respecto a otros sistemas de infiltración-percolación existentes, ya que en este caso se sustituyó el método tradicional de aplicación superficial del efluente por un sistema de aporte de agua por goteo subsuperficial.

A continuación, se describen las principales características de cada una de las tecnologías evaluadas.

### 3.1.2.1 Tecnologías de pretratamiento

#### 3.1.2.1.1 Filtro de anillas

El sistema de filtro de anillas consta de un módulo de filtración en disposición lineal con un total de cuatro filtros. En la Tabla 3.1 se muestran las principales características técnicas del sistema.

**Tabla 3.1** Principales características de diseño del sistema de filtro de anillas.

Características de diseño	
Modelo	ARKAL-REGABER
Número de filtros	4
Grado de filtrado de las anillas	25 micras (600 mesh)
Caudal de alimentación	9-11 m <sup>3</sup> /h
Caudal mínimo de contralavado	12 m <sup>3</sup> /h
Presión máxima de entrada	10 bar
Presión mínima de filtración	1 bar
Presión mínima de contralavado	6 bar
Tiempo de contralavado	1 min
Tiempo de pausa	30s entre filtros consecutivos
Material anillas	Polipropileno
Material cuerpo y tapa	Poliamida reforzada
Material eje	Poliamida reforzada
Material juntas	Nitrilo/EPDM
Fuerza de compresión de las anillas	60 kg por 1 atm/cm <sup>2</sup>
Tiempo de espera desde que se detecta la señal del presostato	1 min
Temperatura máxima admitida por las anillas	70°C
Agua de lavado	Agua de salida del filtro de anillas
Capacidad del depósito de agua de lavado	1.500 L
Bomba de lavado	centrífuga ESPA VE 1215 con motor asíncrono 132/90 de 5,5 kW, 2.900 rpm, 230 V, 21,6/12,5 A, 50 Hz.

### 3.1.2.1.2 Fisicoquímico

El sistema fisicoquímico utilizado en este estudio consta de un tanque de mezcla para realizar la coagulación y floculación. A continuación, el agua pasa por un decantador lamelar, un tratamiento adicional que no poseen todos los sistemas fisicoquímicos. Después del decantador lamelar se sitúan dos filtros de arena en paralelo, para poder utilizar siempre un filtro cuando se estaba realizando la limpieza del otro. Las principales características técnicas del sistema se describen en la Tabla 3.2.

**Tabla 3.2** Principales características de diseño del sistema fisicoquímico.

Características de diseño	
Mezclador estático	Dimensiones: diámetro DN 65 y longitud 75 cm
Tanque de floculación	Volumen: 500 L Diámetro: 650 mm Altura: 1600 mm
Agitador	Modelo FHS 1.11-03003-600 OF 204301 Dos palas verticales de 400x400 mm Eje DN 35 de 1200 mm en AISI 316 Motor ABB de 1,10 kW, 380/220 V, 2,66/4,60 A i 50 Hz; con reductor Velocidad de agitación: 50 rpm
Agente floculante	Solución de policloruro de aluminio (PAX-18), Kemira Ibérica, S.A.
Bomba dosificadora	Beta/4A 1602, ProMinent Gugal, S.A
Bomba de alimentación	Modelo: CHIARIFLUS CV/43
Decantador lamelar	Material: polipropileno gris Largo: 2300 mm Altura: 3000 mm Anchura: 2000 mm Velocidad sedimentación: 0,3 m/h Altura e inclinación lamelas: 1000 mm, 60°
Bomba de impulsión al filtro de arena	CR8-60, GRUNDFOS
Filtro de arena	Modelo 00694, APLISTER S.A. Número filtros: 2 Superficie: 0,86 m <sup>2</sup> Diámetro: 1050 mm Velocidad filtración: 8,0 – 9,0 m/h
Caudal de alimentación	7,5 – 10,0 m <sup>3</sup> /h

### 3.1.2.1.3 Infiltración-percolación

El sistema de infiltración-percolación utilizado está formado por un macizo filtrante de arena aportada, un sistema de riego por goteo subsuperficial y un sistema de drenaje.

La granulometría de la arena aportada es un factor primordial en la eficacia de estos sistemas, por lo que se eligió en base a las recomendaciones científicas de

experiencias realizadas en otros estudios (Brissaud *et al.*, 1999; Lienard *et al.*, 2001; Boutin *et al.*, 2002). Las principales características de diseño están descritas en la Tabla 3.3.

**Tabla 3.3** Principales características de diseño del sistema de infiltración-percolación.

Características de diseño	
Forma	Trapezoidal
Superficie total (m <sup>2</sup> )	144,67
Superficie de infiltración útil (m <sup>2</sup> )	103,52
Caudal de diseño (m <sup>3</sup> /d)	100
Caudal (m <sup>3</sup> /h)	6,00
Carga hidráulica (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /d)	0,69
Tipo de arena	Silíceas
Granulometría (Ø):	Peso (%):
> 2 mm	6,63
1-2 mm	32,90
0,5-1 mm	32,04
0,25-0,5 mm	21,27
0,10-0,25 mm	6,54
0-0,10 mm	0,62
Coefficientes d <sub>10</sub> y d <sub>60</sub> (mm)	d <sub>10</sub> = 0,28 d <sub>60</sub> = 1,01
Coefficiente de uniformidad U (d <sub>60</sub> / d <sub>10</sub> )	U = 3,61
Profundidad de la capa de grava (m)	1,50
- Grava 8-20 mm Ø	0,10
- Grava 20-40 mm Ø	0,30
Césped en superficie	<i>Lolium perenne</i>
Sectores	7
Impermeabilización	Polietileno (1,5 mm)
Protección del sistema de impermeabilización	Geotextil (150 g/m <sup>2</sup> )
Prefiltro	115 µm
Sistema de drenaje	Tuberías de polietileno de 100 mm y 80 mm de Ø
Aireación adicional (pasiva)	Tuberías perforadas de 50 mm de Ø
Sistema de riego	Goteros subsuperficiales distribuidos homogéneamente: -Líneas de goteros equidistantes 30 cm -Goteros de una misma línea equidistantes 15 cm
Sistema de bombeo	1 bomba sumergible controlada por un variador de frecuencia

### 3.1.2.2 Tecnologías de desinfección

#### 3.1.2.2.1 Radiación ultravioleta

El sistema de radiación ultravioleta utilizado en este estudio es un sistema de lámparas de mercurio de baja presión y consta de un canal central donde se sitúan los módulos de desinfección. Las principales características técnicas se detallan en la Tabla 3.4.

**Tabla 3.4** Principales características de diseño del sistema de radiación ultravioleta.

Características de diseño	
Modelo	UV3000 PTP, TROJAN
Lámparas de mercurio	Número: 6 Situación: horizontal Longitud: 1626 mm Intensidad: baja Longitud de onda: 253,7 nm Datos reactancia: - Entrada 120v AC $\pm$ 10%, 1.6 A, 50-60 Hz; 175 W - Salida 2 x 78 W Vida útil de la lámpara: 8.760 h Factor de seguridad por envejecimiento y ensuciamiento funda: 0,7493
Cámara de irradiación (canal)	Canal UV MAX-E de acero inoxidable Tipo 316
Fundas de cuarzo	Cuarzo claro fundido Tipo 214
Vertedero	Acero inoxidable con forma de sierra
Tipo de régimen	Laminar
Caudal de alimentación	2-10 m <sup>3</sup> /h

#### 3.1.2.2.2 Dióxido de cloro

Las principales características técnicas del sistema de dióxido de cloro utilizado en este estudio se describen en la Tabla 3.5.

**Tabla 3.5** Principales características de diseño del sistema de dióxido de cloro.

Características de diseño	
Modelo generador de dióxido de cloro	Bellozon CDVa35, ProMinent Gugal S.A.
Reactivos para generar ClO <sub>2</sub>	Clorito sódico 25% Ácido clorhídrico 35%
Bombas dosificadoras de reactivos	Modelo: Gamma/4-1201, ProMinent Gugal S.A. Número: 2 Altura máxima de aspiración: 1,65 m.c.a. Presión: 16 bar Dosificación máxima: 1 L/h Longitud de carrera en operación: 75% Datos eléctricos: 23-24W/230V/0,85A/50-60Hz
Depósito del reactor	TFB-Flygt Cuadrada, polietileno Volumen: 1 m <sup>3</sup>
Alimentación del sistema	Rotámetro (0,15-1,60 m <sup>3</sup> /h)
Caudal de alimentación	1 m <sup>3</sup> /h
Presión de entrada mínima	3 bar
Agitador	TFB-Flygt NAR 05-1500 Hélice Marina tripala con diámetro de 128 mm Eje $\Phi$ 15 mm, longitud de 1.100 mm máx Material: AISI 316 recubierto de Polietileno Brida $\Phi$ 150 mm Posición vertical
Motor	SIEMENS/ABB, 0,37 Kw de potencia, 1.500 rpm y 230/400V, 50 Hz, Protección IP55, Aislamiento F, posición VI

### 3.1.2.2.3 Ácido peracético

Las principales características del sistema de desinfección de ácido peracético evaluado durante este estudio se detallan en la Tabla 3.6.

**Tabla 3.6** Principales características de diseño del sistema de ácido peracético.

Características de diseño	
Agente desinfectante	Ácido Peracético (APA) BIOPER 15% Riqueza: 15 ± 1,0%, w/w Contenido en agua oxigenada: 22,0%, w/w, mínimo.
Bomba dosificadora	Tipo: G/4B 120, ProMinent Gugal S.A. Altura máxima de aspiración: 2,5 m.c.a. (correspondiente al 100% de la carrera) Presión máxima: 12 bar Dosificación máxima: 1,7 L/h, 0,24 mL/carrera, 120 carreras/min Longitud de carrera en operación: 100% Caudal máximo: 1,7 L/h Válvula de contrapresión: DK 6 - 12 mm PP Datos eléctricos: 230V / 50-60 Hz / 0,85 A / 23-24 W
Depósito del reactor	TFB-Flygt Cuadrada, polietileno Volumen: 1 m <sup>3</sup>

**Tabla 3.6** Continuación.

<b>Características de diseño</b>	
Alimentación del sistema	Rotámetro (0,15-1,60 m <sup>3</sup> /h)
Caudal de alimentación	1 m <sup>3</sup> /h
Presión de entrada mínima	3 bar
Agitador	TFB-Flygt NAR 05-1500 Hélice Marina tripala con diámetro de 128 mm Eje $\Phi$ 15 mm, longitud de 1.100 mm máx Material: AISI 316 recubierto de Polietileno Brida $\Phi$ 150 mm Posición vertical
Motor	SIEMENS/ABB, 0,37 Kw de potencia, 1.500 rpm y 230/400V, 50 Hz, Protección IP55, Aislamiento F, posición VI

### 3.1.3 Emplazamiento y acondicionamiento de las tecnologías

Antes de la instalación de cada uno de los equipos a escala piloto, fue necesario definir el emplazamiento de las mismas en la EDAR. La ubicación idónea debía ser cercana a la arqueta de vertido final del efluente secundario, por lo que se construyó una losa de hormigón de 8 x 12 m donde se ubicaron los equipos piloto con sus respectivas acometidas eléctricas, conducciones y accesorios para el bombeo de alimentación a cada uno de ellos.

La infiltración-percolación se construyó en un espacio de terreno adyacente a los equipos piloto, donde se realizaron las conexiones necesarias para que pudiese utilizar el efluente secundario de la EDAR y para poder realizar la combinación con las tecnologías de desinfección.

Se estableció un periodo de puesta en marcha y acondicionamiento para cada tecnología, siguiendo las recomendaciones del fabricante en cada caso. Durante este periodo se realizaron tareas de limpieza, calibración y pruebas de la correcta operatividad de los sistemas para conseguir una estabilidad en su funcionamiento.

### 3.1.4 Condiciones de trabajo

Las tecnologías de regeneración se han evaluado estableciéndose líneas de tratamiento. En este estudio, una línea de tratamiento de regeneración consistió en la combinación de una tecnología de pretratamiento con una tecnología de desinfección.

A partir de las posibles combinaciones, se trabajó con nueve líneas de tratamiento diferentes (Tabla 3.7).

**Tabla 3.7** Líneas de tratamiento de regeneración evaluadas.

Línea de tratamiento	Tecnología de pretratamiento	Tecnología de desinfección
1	Filtro de anillas	Radiación ultravioleta
2	Filtro de anillas	Dióxido de cloro
3	Filtro de anillas	Ácido peracético
4	Fisicoquímico	Radiación ultravioleta
5	Fisicoquímico	Dióxido de cloro
6	Fisicoquímico	Ácido peracético
7	Infiltración-percolación	Radiación ultravioleta
8	Infiltración-percolación	Dióxido de cloro
9	Infiltración-percolación	Ácido peracético

Cada tecnología de tratamiento tuvo unas condiciones de trabajo determinadas, según las características técnicas de cada sistema y las características del efluente secundario a regenerar.

El sistema de filtro de anillas se programó para realizar lavados automáticos siguiendo las recomendaciones del fabricante y se trabajó con un caudal de trabajo de 9 m<sup>3</sup>/h.

En el sistema fisicoquímico, para determinar la dosis de reactivo (PAX-18) óptima, se realizaron una serie de ensayos Jar-test, determinando la turbidez, formación de flóculos y volumen decantado de fangos de varias muestras del efluente secundario de la EDAR. La dosis óptima establecida fue de 40 mg/L, con un caudal de trabajo de 8 m<sup>3</sup>/h.

Las condiciones de trabajo del sistema de infiltración-percolación vinieron determinadas por las características de diseño y la experiencia del equipo de trabajo en la gestión de estos sistemas, siempre teniendo en cuenta que para esta investigación se sustituyó el método tradicional de aplicación del efluente por un método de riego subsuperficial. El caudal de trabajo fue de 6 m<sup>3</sup>/h.

Durante el estudio, la superficie total del sistema de infiltración-percolación se dividió en 7 sectores, de los cuales 5 estaban operativos y 2 permanecían en reposo. Esta operatividad/reposo de los sectores fue rotativa, permitiendo tres días de descanso de dos de ellos de forma consecutiva, para evitar el crecimiento desmesurado del biofilm responsable de los mecanismos de depuración.

Las dosis y tiempos de contacto de las tecnologías de desinfección para cada línea de tratamiento se seleccionaron en función de la bibliografía consultada y de pruebas preliminares realizadas con diferentes dosis y tiempos de contacto, para determinar la menor dosis con la máxima desinfección y con una concentración mínima de subproductos de desinfección.

La dosis de radiación ultravioleta proporcionada por el sistema es el producto de la intensidad de la radiación y el tiempo de exposición, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{Dosis (mW.s/cm}^2\text{)} = \text{Intensidad (mW/cm}^2\text{)} \times \text{Tiempo (s)}$$

Para determinar las dosis utilizadas en las diferentes líneas de tratamiento, la empresa Trojan, fabricante del equipo utilizado en este estudio, proporcionó una tabla validada de dosis en función de la transmitancia del agua a tratar y del caudal. De esta manera, conociendo la transmitancia del efluente de entrada al sistema de radiación ultravioleta y el caudal de trabajo, se pudieron obtener las dosis aplicadas en cada línea de tratamiento.

En la Tabla 3.8 se describen las condiciones de trabajo para cada tecnología de desinfección según el pretratamiento con el que se combinara. En las líneas de tratamiento que utilizaban el dióxido de cloro y el ácido peracético se realizaron análisis de la concentración residual de los desinfectantes y los principales subproductos de desinfección asociados (Tabla 3.9).

**Tabla 3.8** Principales condiciones de trabajo de las tecnologías de desinfección.

Tecnologías de desinfección	Tecnologías de pretratamiento		
	Filtro de anillas	Fisicoquímico	Infiltración-percolación
<b>Radiación ultravioleta</b>			
Caudal (m <sup>3</sup> /h)	5	5	5
Dosis (mW.s/cm <sup>2</sup> )	59	94	97
Transmitancia 254nm (%)	50	68	69
<b>Dióxido de cloro</b>			
Caudal (m <sup>3</sup> /h)	1	1	1
Dosis (mg/L)	6	5	5
Tiempo de contacto (min)	60	60	60
<b>Ácido peracético</b>			
Caudal (m <sup>3</sup> /h)	1	1	1
Dosis (mg/L)	10	8	8
Tiempo de contacto (min)	15	10	10

**Tabla 3.9** Concentraciones de desinfectantes residuales y subproductos de desinfección de los sistemas de dióxido de cloro y ácido peracético.

Tecnologías de desinfección	Tecnologías de pretratamiento		
	Filtro de anillas	Fisicoquímico	Infiltración-percolación
<b>Dióxido de cloro</b>			
ClO <sub>2</sub> residual (mg/L)	1,02	1,04	0,88
Cl <sub>2</sub> libre (mg/L)	<0,01	0,10	0,22
ClO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	<0,01	<0,01	<0,01
ClO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,10	0,06	0,08
<b>Ácido peracético (APA)</b>			
APA residual (mg/L)	4,72	4,39	3,25
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (mg/L)	2,17	1,72	1,09

### 3.1.5 Protocolo experimental

Las líneas de tratamiento de regeneración se evaluaron de manera independiente, con excepción de las líneas del dióxido de cloro y del ácido peracético, que se evaluaron en paralelo, por lo que el efluente de entrada para ambos sistemas fue el mismo.

Cada línea de tratamiento se evaluó durante tres meses, con dos muestreos semanales. Las tecnologías evaluadas se ponían en marcha un día antes de la recogida de muestras para que estuvieran en régimen, excepto el sistema de infiltración-percolación, que funcionó en régimen continuo.

Se recogieron muestras de agua puntuales durante el funcionamiento de cada línea de tratamiento en los siguientes puntos de muestreo:

- Entrada a cada tecnología de pretratamiento
- Salida de cada tecnología de pretratamiento
- Salida de cada tecnología de desinfección

Las muestras de agua fueron analizadas para determinar parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos y se procesaron siguiendo las recomendaciones de recogida, transporte y conservación descritas en APHA (2005). Los muestreos se realizaron en la misma franja horaria y día de la semana.

A las muestras de agua para realizar análisis microbiológicos procedentes de los sistemas de dióxido de cloro y ácido peracético se les añadió tiosulfato sódico al 10% para detener la acción del desinfectante sobre los microorganismos presentes en la muestra (APHA, 2005).

### **3.1.6 Parámetros y métodos analíticos**

Los parámetros fisicoquímicos determinados fueron los siguientes: pH, temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, turbidez, transmitancia, sólidos en suspensión, nitrógeno total Kjeldahl, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, calcio, magnesio, sodio, potasio, fósforo, boro, cromo, níquel, cadmio, cobre, zinc, plomo, dióxido de cloro residual, cloro libre residual, cloritos, cloratos, ácido peracético residual y peróxido de hidrógeno.

Los parámetros microbiológicos y parasitológicos determinados fueron los siguientes: *Escherichia coli*, bacteriófagos somáticos y huevos de nematodos intestinales. La determinación de huevos de nematodos intestinales se realizó con una frecuencia inferior al resto de parámetros, siendo analizados una vez al mes en cada línea de tratamiento.

Los métodos analíticos utilizados para determinar los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos se describen en las Tablas 3.10 y 3.11.

La detección de bacteriófagos somáticos se realizó sin necesidad de concentrar las muestras de agua, excepto en los efluentes de salida de las tecnologías de desinfección, donde se concentraron entre 100 y 250 mL de muestra a través de filtros de nitrocelulosa de 0,22  $\mu\text{m}$ , tal y como se describe en Sobsey *et al.* (1982) y atendiendo a las modificaciones realizadas por Méndez *et al.* (2004).

**Tabla 3.10** Parámetros determinados y métodos utilizados en el análisis fisicoquímico del agua.

<b>Parámetro</b>	<b>Método analítico</b>	
<b>pH</b>	APHA (2005), ref. 4500-H <sup>+</sup> .	
<b>Conductividad eléctrica (CE)</b>	APHA (2005), ref. 2510 A.	
<b>Temperatura</b>	APHA (2005), ref. 2550 B.	
<b>Oxígeno disuelto</b>	APHA (2005), ref. 4500-O G.	
<b>Turbidez</b>	APHA (2005), ref. 2130 B.	
<b>Transmitancia</b>	Método espectrofotométrico, transmitancia a 254 nm.	
<b>Sólidos en suspensión (SS)</b>	APHA (2005), ref. 2540B.	
<b>Nitrógeno total Kjeldahl (N-NTK)</b>	APHA (2005), ref. 4500 N <sub>org</sub> B. El destilado se procesó según APHA (2005), ref. 4500-NH <sub>3</sub> C.	
<b>Demanda Química de Oxígeno (DQO)</b>	APHA (2005), ref. 5220 C	
<b>Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>)</b>	APHA (2005), ref. 5210 B.	
<b>Nitratos (NO<sub>3</sub>)</b>	APHA (2005), ref. 4110B. Método de cromatografía iónica.	
<b>Cloruros (Cl)</b>		
<b>Sulfatos (SO<sub>4</sub>)</b>		
<b>Calcio (Ca)</b>		
<b>Magnesio (Mg)</b>	APHA (2005), ref. 3120B. Método de espectroscopía de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).	
<b>Sodio (Na)</b>		
<b>Potasio (K)</b>		
<b>Fósforo (P)</b>		
<b>Boro(B)</b>		
<b>Cromo (Cr)</b>		
<b>Níquel (Ni)</b>		
<b>Cadmio (Cd)</b>		
<b>Cobre (Cu)</b>		
<b>Zinc (Zn)</b>		
<b>Plomo (Pb)</b>	APHA (2005), ref. 3125B. Método de espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS).	
<b>Hierro (Fe)</b>		
<b>Manganeso (Mn)</b>		
<b>Selenio (Se)</b>		
<b>Molibdeno (Mo)</b>		
<b>Mercurio (Hg)</b>		
<b>Dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>) residual</b>		APHA (2005), ref. 4500-Cl F. Método colorimétrico DPD.
<b>Cloro (Cl<sub>2</sub>) libre residual</b>		
<b>Cloritos (ClO<sub>2</sub><sup>-</sup>)</b>		
<b>Cloratos (ClO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>		
<b>Ácido peracético (APA) residual</b>	Medición mediante una sonda modelo DULCOMETER D1C.	
<b>Peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>)</b>		
<b>Bicarbonatos (HCO<sub>3</sub>)</b>	APHA (2005), ref. 2320B.	
<b>Hidrocarburos</b>	APHA (2005), ref. 5520C. Método por espectrofotometría de infrarrojos.	

**Tabla 3.11** Parámetros determinados y métodos analíticos utilizados en el análisis microbiológico y parasitológico del agua.

Parámetro	Método analítico
<i>Escherichia coli</i> ( <i>E.coli</i> )	APHA (2005), ref. 9222-D Filtración por membrana. Medio de cultivo Difco, m-coliBlue24 (Medio aceptado por la EPA, 40 CFR, 141-143, vol.64, nº230). ChromID™ Coli (COLI ID-F) Biomérieux.
Enterococos	APHA (2005), ref. 9230-C Filtración por membrana. Medio de cultivo Difco™ m Enterococcus Agar.
Clostridios sulfito reductores (esporas)	APHA (2005), ref. 9222-D Filtración por membrana. Medio de cultivo BBL™ TSN Agar.
<i>Legionella</i> spp.	ISO 11731 -1 (1998).
Bacteriófagos somáticos	ISO 10705-2 (2000). Cepa huésped: WG5- <i>E. coli</i> CN (ATCC 700078).
<i>Giardia</i> spp. (quistes) <i>Cryptosporidium</i> spp. (ooquistes)	ISO 15553 (2006).
Nematodos intestinales (huevos)	Método de Bailenger modificado por Bouhoum & Schwartzbrod (Ayres y Mara, 1996).

### 3.2 Evaluación de un sistema de reutilización

La evaluación de un sistema de reutilización se realizó en unas instalaciones que utilizan agua regenerada para el riego de un parque. El sistema de reutilización de estas instalaciones, en el que se incluye una EDAR, consta de una ERA situada en el mismo terreno que la EDAR, un depósito de almacenamiento del agua regenerada procedente de la ERA, localizado en el parque, y el sistema de distribución del agua regenerada del parque. Por motivos de confidencialidad, no es posible revelar el nombre ni la localización exacta de las instalaciones objeto de estudio, aunque tanto la EDAR como el parque están situados en poblaciones de la costa mediterránea.

A continuación se describen las características principales de la EDAR, la ERA, el depósito de almacenamiento y el sistema de distribución.

#### 3.2.1 Descripción de la EDAR

La EDAR trata el agua residual procedente de tres municipios colindantes y es un agua totalmente urbana. El tratamiento consiste en un sistema biológico convencional de fangos activados con un caudal de diseño de 47.500 m<sup>3</sup>/d. El diagrama de flujo con los procesos unitarios que constituyen el tratamiento de la EDAR se muestra en la Figura 3.2.

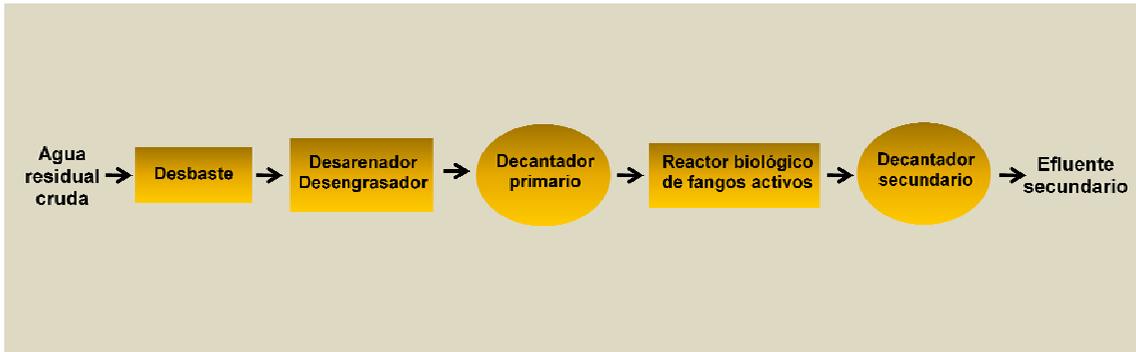


Figura 3.2 Diagrama de flujo de la EDAR.

### 3.2.2 Descripción de la ERA

El efuyente secundario de la EDAR es tratado en una estación regeneradora de aguas (ERA) situada en las instalaciones de la misma EDAR. La ERA tiene un caudal de diseño de 16.500 m<sup>3</sup>/d y está compuesta por los siguientes tratamientos (Figura 3.3):

- Pretratamiento: sistema fisicoquímico con decantador lamelar
- Tratamiento de desinfección: hipoclorito sódico

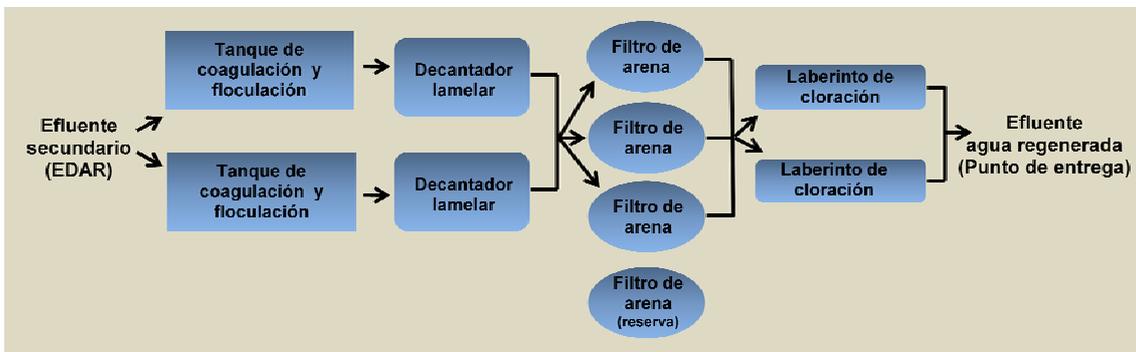


Figura 3.3 Diagrama de flujo de la ERA.

El pretratamiento está formado por dos líneas en paralelo y cada una de ellas incluye un sistema fisicoquímico compuesto por un tanque homogeneizador, donde se produce la coagulación-floculación con sulfato de alúmina y poliacrilamida, seguido de un decantador lamelar. El efluente resultante se reparte entre tres filtros de arena bicapa rápidos, existiendo un filtro adicional de reserva que se utiliza cuando se realizan tareas de limpieza en algún filtro.

El tratamiento de desinfección consiste en la adición de hipoclorito sódico después de la filtración por arena, a través de dos laberintos de cloración. La dosis de cloro utilizada es de 8 mg/L y el tiempo de contacto es de 12 minutos, para conseguir una concentración de cloro libre residual a la salida del laberinto de 1 mg/L. La salida del laberinto de cloración se considera el punto de entrega al usuario que establece el RD 1620/2007.

### **3.2.3 Descripción del depósito de almacenamiento y la red de distribución**

El agua de salida de la ERA es agua regenerada que se distribuye a un parque cercano para el riego de jardines y zonas verdes. El agua regenerada es llevada a través de una conducción de 3.500 m de longitud y 500 mm de diámetro a un depósito de almacenamiento situado dentro de las instalaciones del parque. Desde el depósito se distribuye el agua regenerada a todas las zonas de riego del parque a través de un sistema de distribución. La aplicación del agua se realiza mediante riego por aspersión y riego por goteo superficial.

El depósito de almacenamiento es un depósito cerrado, de forma rectangular y con una capacidad de 5.000 m<sup>3</sup> que dispone de dos ramales de distribución conectados cada uno a un filtro de malla de 125 µm (120 mesh). Uno de los ramales distribuye el agua a la red primaria de riego y el otro a la red secundaria.

El sistema de distribución está compuesto por una red mallada y con sobrepresión que consta de una red primaria de 200 mm de diámetro que distribuye el agua a una red secundaria de 90 mm de diámetro de la que parten los aspersores, y a una red terciaria de 60 mm de diámetro de la que parten los goteros.

El sistema de riego del parque está automatizado para optimizar el uso del agua regenerada. Los datos que proporciona la estación meteorológica situada en el parque son registrados en un ordenador central que integra todos los datos necesarios (p.ej. evapotranspiración potencial, lluvia, características edáficas) para calcular el agua que se ha de aplicar diariamente.

El depósito también puede recibir agua potable en casos en que sea necesaria una mayor aportación de agua.

### 3.2.4 Protocolo experimental

Para la evaluación de la calidad del agua desde la EDAR hasta la zona de riego se seleccionaron los siguientes puntos de muestreo:

- Entrada a la EDAR (agua residual cruda)
- Salida del tratamiento secundario (efluente secundario)
- Salida de la ERA (agua regenerada)
- Salida del depósito de almacenamiento (después del filtro de malla conectado a la red primaria)
- Salida del aspersor 1 (ASP1)
- Salida del aspersor 2 (ASP2)
- Salida del aspersor 3 (ASP3)
- Salida del aspersor 4 (ASP4)
- Salida del gotero (GOT)

Los puntos de muestreo se establecieron para tener una caracterización del efluente primario, secundario y regenerado y poder realizar una evaluación cuantitativa del riesgo sanitario microbiológico y aplicar un protocolo APPCC.

Los aspersores seleccionados son una muestra representativa de la red del parque, ante la imposibilidad de estudiar toda la red. Los aspersores se sitúan a diferentes distancias y cotas. El gotero evaluado está situado cercano al aspersor ASP4 y se eligió para determinar posibles diferencias entre los dos tipos de sistemas de riego.

Los muestreos se realizaron una vez por semana durante un año y en la misma franja horaria y día de la semana. Las muestras de agua fueron muestras puntuales y se analizaron para determinar parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos siguiendo las recomendaciones de recogida, transporte y conservación descritas en APHA (2005).

A las muestras de agua para análisis microbiológicos que procedían de los puntos de muestreo después de la desinfección con cloro (salida del sistema de desinfección, del

depósito de almacenamiento, de los aspersores y del gotero) se les añadió tiosulfato sódico al 10% para detener la acción del cloro sobre los microorganismos presentes en la muestra (APHA, 2005).

### 3.2.5 Parámetros y métodos analíticos

Los parámetros fisicoquímicos determinados fueron los siguientes: conductividad eléctrica, turbidez, sólidos en suspensión, demanda bioquímica de oxígeno, calcio, magnesio, sodio, cloro libre residual, boro, cromo, níquel, cadmio, cobre, zinc, plomo, hierro, manganeso, selenio, molibdeno y mercurio.

Los parámetros microbiológicos y parasitológicos determinados fueron los siguientes: *Escherichia coli*, enterococos, esporas de clostridios sulfito reductores, bacteriófagos somáticos, *Legionella* spp., quistes de *Giardia* spp., ooquistes de *Cryptosporidium* spp. y huevos de nematodos intestinales.

Los métodos analíticos utilizados para determinar los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos están descritos en las Tablas 3.10 y 3.11.

Se ha de destacar que los análisis de microorganismos patógenos (*Legionella*, huevos de nematodos intestinales, *Giardia* y *Cryptosporidium*) no fue posible realizarlos con una frecuencia semanal debido a su complejidad y coste económico, por lo que se llevaron a cabo en cuatro muestreos trimestrales durante el año de estudio.

La determinación de *Legionella* y huevos de nematodos intestinales se realizó a la salida de la ERA (agua regenerada), a la salida del depósito y en todos los aspersores evaluados. La determinación de quistes de *Giardia* y ooquistes de *Cryptosporidium* se llevo a cabo en los siguientes puntos: entrada a la EDAR (agua residual cruda), salida del tratamiento secundario (efluente secundario), salida de la ERA (agua regenerada), salida del depósito y salida del aspersor ASP2.

La determinación de metales pesados, debido a su coste y a la experiencia previa de analíticas históricas de los gestores de la ERA que mostraban niveles bajos de concentración, sólo se realizó en el efluente de agua regenerada de salida de la ERA con una frecuencia mensual.

Para la detección de bacteriófagos somáticos fue necesario concentrar las muestras de agua procedentes de los efluentes de salida de la ERA, del depósito, de los aspersores y del gotero, donde se concentraron entre 100 y 250 mL de muestra a través de filtros de nitrocelulosa de 0,22  $\mu\text{m}$ , tal y como se describe en Sobsey *et al.* (1982) y atendiendo a las modificaciones realizadas por Méndez *et al.* (2004).

### 3.3 Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico

La evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (QMRA) se realizó utilizando los datos obtenidos en el estudio del sistema de reutilización descrito en el apartado 3.2. El sistema incluye la EDAR, la ERA, el depósito de almacenamiento y el sistema de distribución del agua regenerada hasta el punto de uso.

Para realizar la evaluación de riesgo se determinaron las cuatro etapas que la conforman: identificación del peligro, evaluación de la relación dosis-respuesta, evaluación de la exposición y caracterización del riesgo.

La evaluación del riesgo se ha realizado para los patógenos *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium*. Estos patógenos se seleccionaron porque son los recomendados por la OMS (2006 y 2011) como patógenos de referencia y por su prevalencia a nivel estatal, tal y como se describe en la introducción.

La metodología utilizada en la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico se ha basado en una aproximación probabilística (estocástica), la cual, como se describió en la introducción, requiere que todas las variables utilizadas en la evaluación sean funciones de distribución de probabilidad. Debido a ello, los datos obtenidos se ajustaron a la distribución de probabilidad más parecida a la distribución real mediante el programa informático @ Risk Industrial versión 5.5 (Palisade Corp., NY, USA), utilizado habitualmente en evaluaciones de riesgo microbiológico. Este programa utiliza las simulaciones de Monte Carlo (10.000 iteraciones) como herramienta para determinar las funciones de distribución de probabilidad de riesgo.

Una descripción detallada de la metodología utilizada en cada una de las etapas del QMRA se presenta en el apartado de resultados y discusión con el objetivo de hacer más comprensible la evaluación de riesgo llevada a cabo en este estudio.

### **3.4 Evaluación de matrices ambientales**

La evaluación de la calidad fisicoquímica de las matrices ambientales que pueden verse afectadas por el riego con agua regenerada se ha realizado en la matriz suelo y la matriz agua subterránea, siendo cada matriz evaluada en una localización diferente.

#### **3.4.1 Evaluación de la calidad fisicoquímica del suelo**

La evaluación de la matriz suelo se realizó en el sistema de reutilización descrito en el apartado 3.2. Desde que se inició el riego del parque con agua regenerada, en el año 1995, los gestores de las instalaciones realizan análisis de diferentes parámetros agronómicos del suelo con el objetivo de controlar la influencia del agua regenerada en la fertilidad del suelo. En el presente estudio se incluye una valoración de los resultados de estos análisis para determinar variaciones en el tiempo de los parámetros evaluados.

##### **3.4.1.1 Protocolo experimental**

El protocolo experimental establecido por los responsables del parque consiste en la recogida de muestras de suelo representativas de la zona de riego a dos profundidades de 0-30 cm y 30-60 cm. Este muestreo se realiza anualmente durante los meses de octubre y noviembre. Los datos facilitados por los gestores del parque para este estudio corresponden a diferentes muestreos comprendidos entre 1995 y 2010.

Las muestras se analizan para determinar parámetros fisicoquímicos en un laboratorio acreditado y se procesan siguiendo las recomendaciones de recogida, transporte y conservación descritas por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1994).

##### **3.4.1.2 Parámetros y métodos analíticos**

Los parámetros fisicoquímicos determinados y los métodos analíticos utilizados en el análisis de las muestras de suelo se describen en la Tabla 3.12, según los datos facilitados por el laboratorio responsable.

**Tabla 3.12** Parámetros determinados y métodos analíticos utilizados en el análisis fisicoquímico del suelo.

<b>Parámetro</b>	<b>Método analítico</b>
<b>Humedad (%)</b>	MAPA (1994). Desecación a 105°.
<b>pH</b>	MAPA (1994). Método de potenciometría. Extracto acuoso (1:2,5).
<b>Conductividad eléctrica (CE)</b>	MAPA (1994). Método de potenciometría. Extracto acuoso (1:2,5).
<b>Materia orgánica fácilmente oxidable (MO)</b>	MAPA (1994). Método de valoración con sal de mohr (Walkley y Black).
<b>Nitratos (N-NO<sub>3</sub>)</b>	MAPA (1994). Método de espectrofotometría. Extracto de acetato amónico (1:2,5).
<b>Fósforo (P)</b>	MAPA (1994). Método de espectrofotometría (Olsen). Extracto de bicarbonato sódico (1:20).
<b>Calcio (Ca)</b> <b>Magnesio (Mg)</b> <b>Sodio (Na)</b> <b>Potasio (K)</b>	MAPA (1994) Método de espectroscopía de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES).
<b>Textura</b>	MAPA (1994). Método de densimetría.

### 3.4.2 Evaluación de la calidad fisicoquímica del agua subterránea

La evaluación de la matriz agua subterránea se realizó en unas instalaciones para uso lúdico regadas con agua regenerada procedente de la ERA descrita en el apartado 3.2. El gestor de estas instalaciones, próximas al parque, se convirtió en un nuevo usuario del agua de la ERA al inicio de este trabajo. Por motivos de confidencialidad, no es posible revelar la localización exacta de la zona de estudio.

El gestor de estas instalaciones, atendiendo a necesidades de calidad del agua para el riego, somete parte del agua regenerada a un tratamiento adicional para disminuir los valores de conductividad eléctrica, mezclándola posteriormente en una proporción 60/40 con el agua de salida de la ERA. El efluente resultante (agua de riego) se envía al sistema de distribución para el riego por aspersión. En la zona de riego existen siete piezómetros instalados para controlar la calidad fisicoquímica del acuífero asociado (Figura 3.4).



Figura 3.4 Localización de los siete piezómetros en la zona de riego.

### 3.4.2.1 Protocolo experimental

Antes de iniciarse el riego de la zona con agua regenerada, se recogieron muestras de agua de los piezómetros para determinar la calidad fisicoquímica inicial del agua subterránea. Posteriormente, se recogieron muestras del agua de riego y del agua de cada piezómetro mensualmente desde febrero del 2007 hasta abril del 2009.

Las muestras de agua fueron muestras puntuales que se analizaron para determinar parámetros fisicoquímicos y se procesaron siguiendo las recomendaciones de recogida, transporte y conservación descritas en APHA (2005).

### 3.4.2.2 Parámetros y métodos analíticos

Los parámetros fisicoquímicos determinados fueron los siguientes: pH, conductividad eléctrica, nitrógeno total Kjeldahl, nitratos, cloruros, sulfatos, calcio, magnesio, sodio, potasio, fósforo, bicarbonatos e hidrocarburos. En cada muestreo se realizaron medidas de los niveles piezométricos.

Los métodos analíticos utilizados están descritos en la Tabla 3.10. Los resultados obtenidos se han representado gráficamente utilizando el programa informático Surfer versión 10.0 (Golden Software Inc., CO, USA).

### **3.5 Aplicación del protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos**

La aplicación del protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos (APPCC) se realizó en el sistema de reutilización descrito en el apartado 3.2. El protocolo APPCC consta de siete principios. En este caso, se aplicaron los siguientes principios:

- Análisis de peligros
- Determinación de puntos de control críticos (PCC)
- Establecimiento de límites críticos
- Establecimiento de un sistema de vigilancia
- Establecimiento de acciones correctoras

Los principios de establecimiento de procedimientos de verificación e implantación de un sistema de registro y documentación no se han descrito en este estudio, debido a que se encuentran fuera del planteamiento inicial de este trabajo.

### **3.6 Análisis estadístico de los datos**

Los datos obtenidos durante la fase experimental se trataron estadísticamente con los paquetes estadísticos IBM® SPSS® Statistics versión 19.0 (IBM Corp., NY, USA) y Statgraphics® Centurion XVI versión 16.0 (StatPoint Technologies Inc., VA, USA). Las pruebas realizadas fueron estadística descriptiva, análisis de la varianza (ANOVA) y correlaciones de Spearman. El nivel de significación ( $p$ ) utilizado siempre ha sido un nivel bilateral de 0,05 ( $p \leq 0,05$ ).

Aquellos valores de microorganismos que estuvieron por debajo del límite de detección de la técnica analítica se añadieron a los análisis estadísticos según se describe en Harwood *et al.* (2005), considerando que el valor de ese microorganismo es el del límite de detección.



## **4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN**



## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los apartados siguientes se muestran los resultados obtenidos durante la fase experimental del estudio, así como su interpretación y discusión según los objetivos planteados.

### 4.1 Evaluación de tecnologías de regeneración

En este apartado se muestran los resultados de la evaluación de diferentes tecnologías de regeneración combinadas formando líneas de tratamiento.

#### 4.1.1 Caracterización del efluente secundario

La Tabla 4.1 muestra la caracterización a nivel fisicoquímico, microbiológico y parasitológico del efluente secundario de la EDAR, que es el efluente de entrada a los diferentes pretratamientos evaluados: filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP). Los pretratamientos se evaluaron en tiempos diferentes, por lo que cada tecnología tiene asociada la calidad del efluente secundario que había en el momento de su evaluación.

Los resultados obtenidos muestran que el efluente secundario presenta unas características fisicoquímicas y microbiológicas similares a las encontradas normalmente en un efluente secundario de un sistema de fangos activados que trata agua residual urbana (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

A lo largo del estudio, el efluente secundario presentó una alta variabilidad respecto a los valores de los parámetros evaluados, con desviaciones importantes de sólidos en suspensión, DQO y turbidez. Este hecho fue debido a las puntas de carga elevadas que registró el agua residual cruda de la EDAR, lo que provocó el rebosamiento de fangos en el decantador secundario, con el consiguiente empeoramiento de la calidad del efluente secundario final. Este tipo de problemas es habitual en plantas de tratamiento que reciben una carga superior a la carga de diseño, por lo que fue posible evaluar el comportamiento de los pretratamientos en estas condiciones.

Las concentraciones medias de bacteriófagos somáticos en el efluente secundario son inferiores a las concentraciones de *E. coli*, tal y como es habitual en aguas residuales crudas y en efluentes secundarios provenientes de tratamientos de fangos activados (IAWPRC, 1991).

La concentración de huevos de nematodos intestinales en las muestras del efluente secundario fue siempre inferior al límite de detección de la técnica, según el volumen analizado (< 0,02 huevos/L). Se ha de destacar que la presencia de huevos de nematodos intestinales con riesgo sanitario no es habitual en aguas residuales de países desarrollados (OMS, 2006).

**Tabla 4.1** Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos del efluente secundario de entrada a los diferentes pretratamientos: filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración percolación (IP).

Parámetros	Efluente entrada a FA				Efluente entrada a FQ				Efluente entrada a IP			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
pH	6,74	9,18	7,86	0,70	6,76	9,18	7,46	0,57	6,77	9,44	7,36	0,64
Temperatura (°C)	10,79	19,42	15,82	2,71	10,79	24,26	18,82	3,39	13,54	27,82	21,56	4,64
CE (dS/m)	1,79	2,36	2,05	0,18	1,22	2,46	2,01	0,25	1,46	2,88	2,09	0,24
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,12	11,64	5,36	2,86	0,18	11,64	3,37	2,51	0,14	11,64	3,49	2,24
Turbidez (NTU)	2,97	105,00	17,39	27,46	2,97	267,00	42,09	64,27	3,14	103,00	14,29	17,97
SS (mg/L)	6,00	130,00	34,72	33,50	6,00	572,00	101,13	151,00	5,00	368,00	49,51	71,64
DQO (mg/L)	20,00	164,00	51,61	33,18	19,00	242,00	70,15	51,52	10,00	153,00	54,40	34,88
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	5,00	31,00	11,75	7,41	5,00	16,00	10,00	4,47	5,00	31,00	12,83	9,53
N-NTK (mg/L)	5,00	14,85	8,84	3,42	5,25	13,97	9,31	3,68	5,25	13,97	10,56	3,71
P (mg/L)	0,54	1,91	1,19	0,60	0,69	1,69	1,17	0,54	0,49	2,79	1,53	0,83
Ca (mg/L)	127,08	145,86	137,72	7,86	129,02	143,10	138,35	6,53	96,75	145,86	127,15	19,88
Mg (mg/L)	34,27	38,25	36,34	1,44	35,04	37,02	36,39	0,91	24,63	38,25	33,23	5,63
Na (mg/L)	218,91	303,19	260,53	37,03	225,46	300,13	260,26	33,18	169,05	300,13	235,87	46,72
K (mg/L)	14,85	17,67	16,21	1,05	15,39	16,92	16,18	0,70	14,14	17,67	16,32	1,22
Ni (mg/L)		<0,01				<0,01				<0,01		
Cd (ppb)	0,09	0,42	0,17	0,13	0,10	0,16	0,13	0,03	0,09	0,42	0,22	0,15
Cu (ppb)	6,26	34,33	15,42	10,97	9,20	23,06	12,98	6,74	6,14	34,33	17,40	11,59
Pb (ppb)	1,83	7,75	4,16	2,47	2,15	6,72	3,85	1,99	1,83	7,75	4,87	2,73
Cr (mg/L)		<0,01				<0,01				<0,01		
Zn (mg/L)	0,08	0,16	0,11	0,04	0,08	0,15	0,11	0,03	0,08	0,16	0,12	0,04
B (mg/L)	0,35	0,41	0,38	0,02	0,37	0,39	0,38	0,01	0,27	0,41	0,36	0,05
<i>E. coli</i> (Log UFC/100mL)	3,00	5,40	4,63	0,62	2,80	5,40	4,60	0,52	2,50	5,40	4,16	0,71
Bacteriófagos somáticos (Log UFP/100mL)	1,71	4,13	2,62	0,76	1,71	4,39	3,00	0,96	1,71	5,78	3,28	1,13
Nematodos intestinales (huevos/L)		< 0,02				< 0,02				< 0,02		

#### **4.1.2 Evaluación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en las tecnologías de pretratamiento**

La Tabla 4.2 presenta los resultados obtenidos al evaluar los pretratamientos respecto a diferentes parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos, junto con el nivel de significación ( $p$ ) obtenido al comparar las concentraciones de cada parámetro en el efluente de entrada y salida de cada tecnología mediante el análisis de la varianza (ANOVA).

Los resultados muestran que no existen diferencias significativas respecto a la concentración de entrada y salida de los parámetros pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto para ninguno de los pretratamientos evaluados. Las concentraciones de entrada y salida de cationes y aniones (Ca, Mg, Na, K, P) tampoco variaron de manera significativa para ninguna de las tecnologías evaluadas.

La conductividad eléctrica es un parámetro que aparece en el RD 1620/2007 en el apartado de usos agrícolas, donde se limita su valor a 3 dS/m. Este valor límite es el mismo que aparece en las recomendaciones de Ayers y Westcot (1985) sobre la calidad del agua de riego. Del mismo modo, el RD 1620/2007 limita las concentraciones de Ca, Mg y Na para los usos agrícolas mediante el parámetro de Relación de Adsorción de Sodio (SAR en inglés), con un valor límite del SAR de 6.

En este estudio, la conductividad eléctrica y los valores del SAR no superaron los valores límites, por lo que el agua puede reutilizarse para riego agrícola. Sin embargo, se ha de tener en cuenta que si los valores de conductividad o del SAR del efluente fueran superiores a los permitidos, las tecnologías empleadas no hubieran disminuido su valor de forma significativa, en cuyo caso debería realizarse una dilución con agua dulce o utilizar tratamientos adicionales como la tecnología de membranas.

La concentración de los metales pesados evaluados no presenta diferencias significativas en el efluente de entrada y salida de los diferentes pretratamientos, por lo que estos sistemas no actuarían de una manera significativa sobre estos elementos. Las concentraciones límites de algunos metales aparecen en el RD 1620/2007 en el apartado de usos agrícolas, con valores que no son superados en ningún caso en este estudio, siendo la concentración de algunos de estos metales inferior al límite de detección.

La concentración de metales en el agua residual cruda proviene en su mayoría de vertidos industriales. En este caso, no existieron vertidos industriales que provocaran un aumento de la concentración de metales en el agua residual de entrada a la EDAR. Como las tecnologías evaluadas no reducen significativamente la concentración de estos parámetros, en caso de incremento de concentración debido a vertidos industriales, sería necesario intervenir en el origen de los vertidos limitándolos al máximo si se va a reutilizar el agua.

La concentración de huevos de nematodos intestinales en el efluente de salida de las tecnologías de pretratamiento fue siempre inferior al límite de detección (< 0,02 huevos/L), por lo que no se pudo evaluar la efectividad de los pretratamientos en la eliminación de estos parásitos.

Los parámetros fisicoquímicos sólidos en suspensión, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y turbidez, y los parámetros microbiológicos *E. coli* y bacteriófagos somáticos presentan una variación significativa de su concentración entre el efluente de entrada y salida en los pretratamientos fisicoquímico e infiltración-percolación. Adicionalmente, el sistema de infiltración-percolación presenta un valor significativo para el nitrógeno.

Se ha de destacar que los sólidos en suspensión, la turbidez y la materia orgánica influyen directamente en la acción de las tecnologías de desinfección posteriores a las tecnologías de pretratamiento.

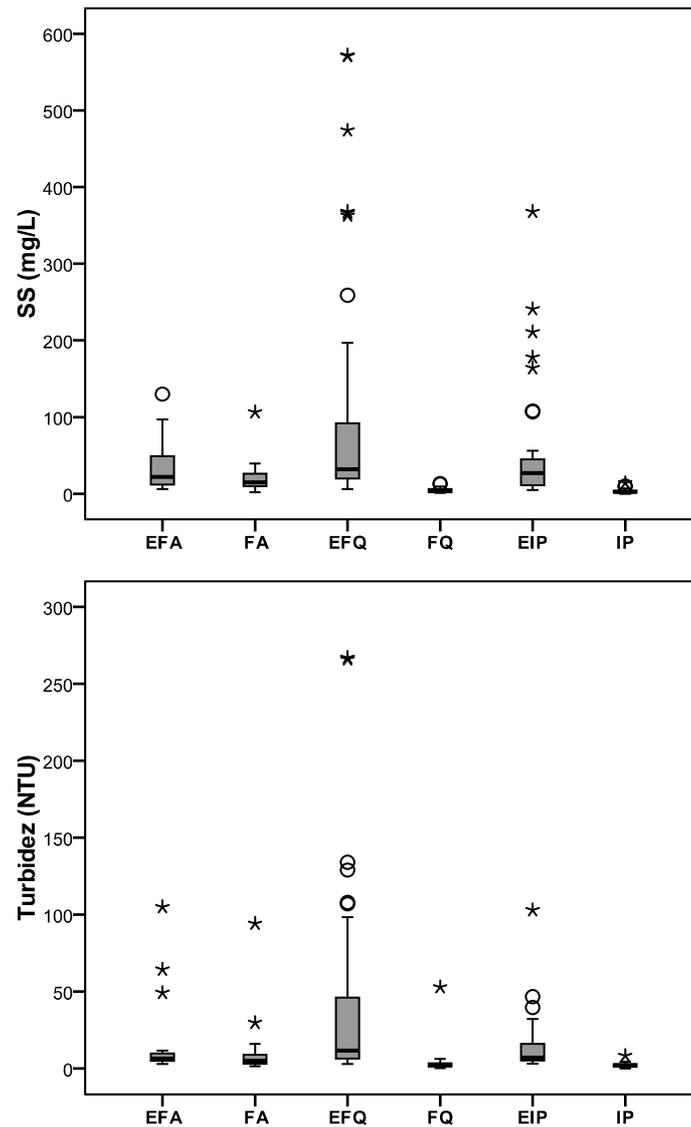
A continuación se muestra más detalladamente la evaluación de cada uno de estos parámetros para las diferentes tecnologías estudiadas. El sistema de filtro de anillas no presentó variaciones significativas para ninguno de estos parámetros, pero se ha incluido en la comparativa de los pretratamientos para establecer su efectividad.

**Tabla 4.2** Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$  bilateral  $\leq 0,05$ ) de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y parasitológicos del efluente de salida de cada tecnología de pretratamiento.

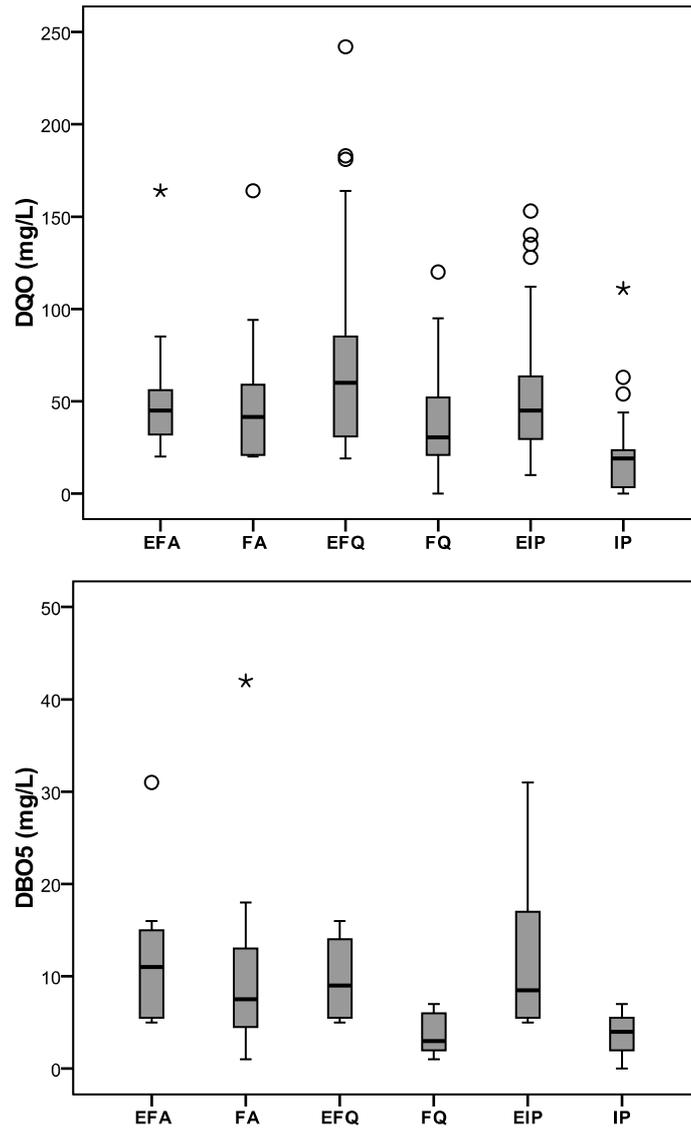
Parámetros	Efluente de salida de FA					Efluente de salida de FQ					Efluente de salida de IP				
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$
pH	6,80	8,68	7,57	0,50	0,16	6,83	8,77	7,62	0,43	0,12	6,76	9,16	7,33	0,57	0,77
Temperatura (°C)	10,94	21,74	18,65	2,46	-	10,53	24,18	17,54	3,28	-	13,22	27,07	20,83	4,73	-
CE (dS/m)	1,29	2,35	1,97	0,31	0,34	1,01	2,35	1,96	0,28	0,37	1,31	2,52	2,01	0,26	0,11
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,05	9,19	4,71	2,59	0,48	0,22	10,28	4,33	2,42	0,08	0,15	9,78	4,98	2,13	0,11
Turbidez (NTU)	1,49	94,20	11,73	21,64	0,50	0,23	52,90	3,79	8,21	0,00	0,14	8,32	2,20	1,46	0,00
SS (mg/L)	2,00	106,50	21,39	23,50	0,18	1,00	13,50	4,34	3,06	0,00	0,01	14,00	3,27	2,69	0,00
DQO (mg/L)	20,00	164,00	49,22	34,94	0,83	0,01	120,00	38,00	23,37	0,00	0,01	111,00	19,02	19,99	0,00
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	1,00	42,00	10,67	11,02	0,78	1,00	7,00	3,73	2,37	0,00	0,01	7,00	3,75	2,38	0,00
N-NTK (mg/L)	1,46	13,12	6,55	3,85	0,23	1,75	19,67	8,26	6,15	0,74	2,57	7,70	4,54	2,17	0,01
P (mg/L)	0,50	1,69	1,00	0,53	0,58	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50	0,56	1,66	0,85	0,46	0,11
Ca (mg/L)	91,43	146,06	128,61	19,86	0,32	132,21	143,03	137,81	4,53	0,98	104,47	147,09	130,30	15,57	0,77
Mg (mg/L)	23,67	38,24	33,78	5,21	0,27	35,18	37,49	36,40	0,96	0,94	26,70	37,85	33,72	4,07	0,87
Na (mg/L)	192,35	300,99	242,38	39,19	0,43	242,22	279,55	263,09	12,80	0,88	195,18	279,21	252,54	30,72	0,48
K (mg/L)	9,71	17,43	14,97	2,73	0,33	15,01	16,75	15,90	0,64	0,56	14,00	16,87	15,41	1,16	0,22
Ni (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cd (ppb)	0,09	0,57	0,24	0,19	0,44	0,09	0,25	0,13	0,07	0,59	0,09	0,40	0,16	0,12	0,45
Cu (ppb)	7,87	55,60	20,61	18,33	0,56	5,78	48,93	14,50	17,05	0,91	6,64	16,86	9,45	3,87	0,14
Pb (ppb)	1,73	15,37	5,92	4,94	0,45	1,57	9,87	3,70	3,08	0,78	1,14	6,03	3,66	2,01	0,40
Cr (mg/L)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zn (mg/L)	0,08	0,23	0,12	0,06	0,78	0,09	0,16	0,12	0,03	0,76	0,04	0,16	0,10	0,05	0,41
B (mg/L)	0,21	0,39	0,34	0,07	0,23	0,34	0,41	0,37	0,02	0,35	0,30	0,37	0,35	0,02	0,49
<i>E. coli</i> (Log UFC/100mL)	3,00	5,60	4,57	0,87	0,81	2,50	5,30	3,90	0,58	0,00	1,00	3,80	1,92	0,64	0,00
Bacteriófagos somáticos (Log UFP/100mL)	1,34	4,19	2,47	0,75	0,58	0,43	4,27	2,27	1,22	0,04	0,04	1,90	0,69	0,61	0,00
Nematodos intestinales (huevos/L)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02

#### 4.1.2.1 Parámetros fisicoquímicos

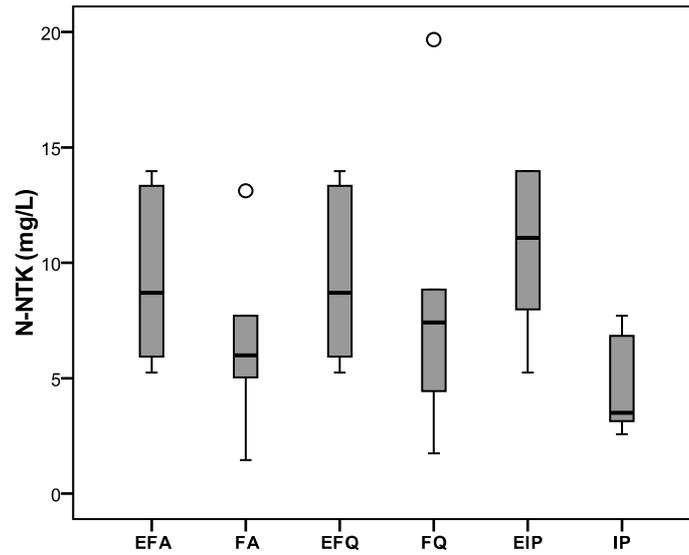
Los resultados obtenidos en la evaluación de los parámetros fisicoquímicos sólidos en suspensión, turbidez, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y nitrógeno para las diferentes tecnologías de pretratamiento se muestran en las Figuras 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 y 4.6.



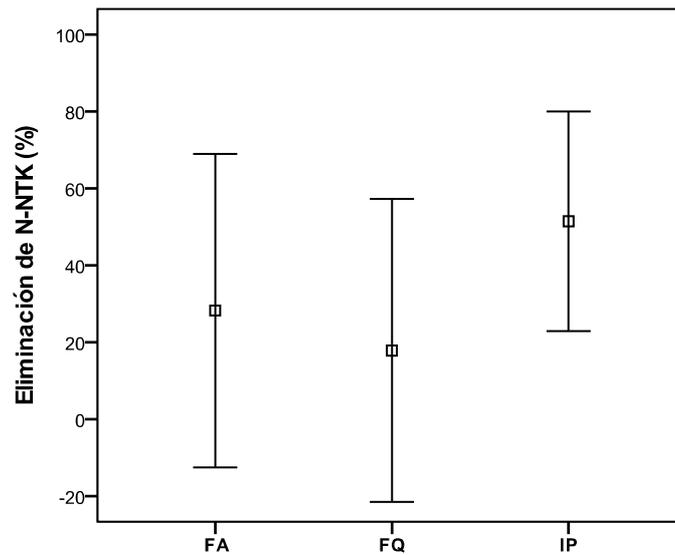
**Figura 4.1** Diagramas de cajas de la concentración de sólidos en suspensión (SS) y turbidez del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).



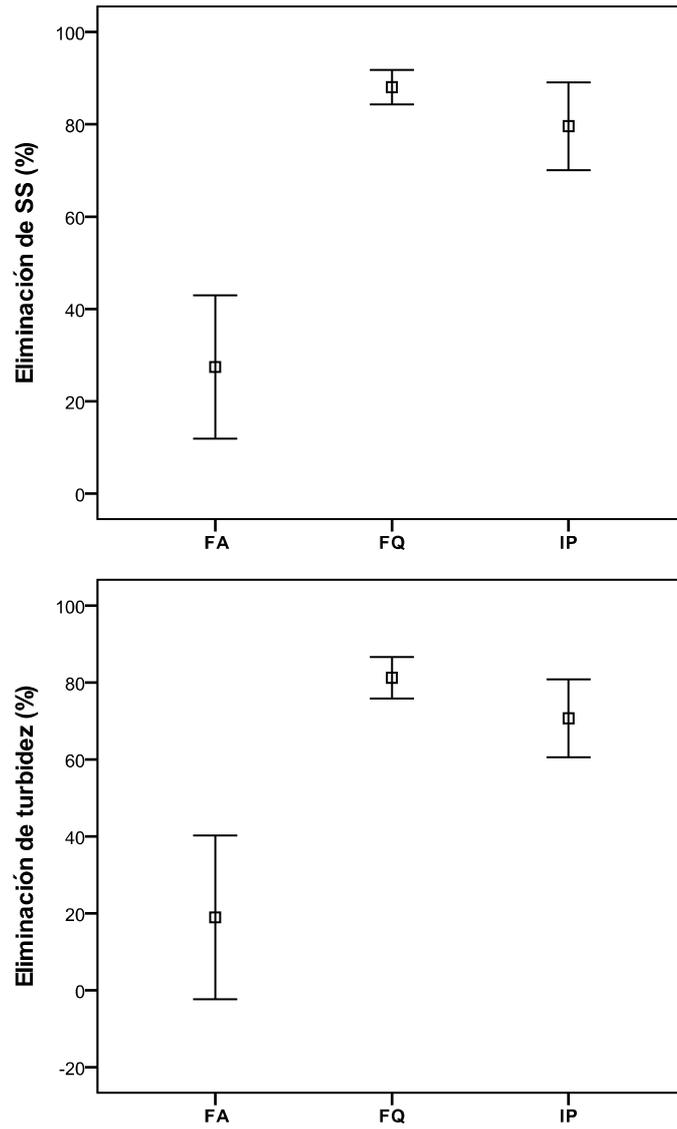
**Figura 4.2** Diagramas de cajas de la concentración de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).



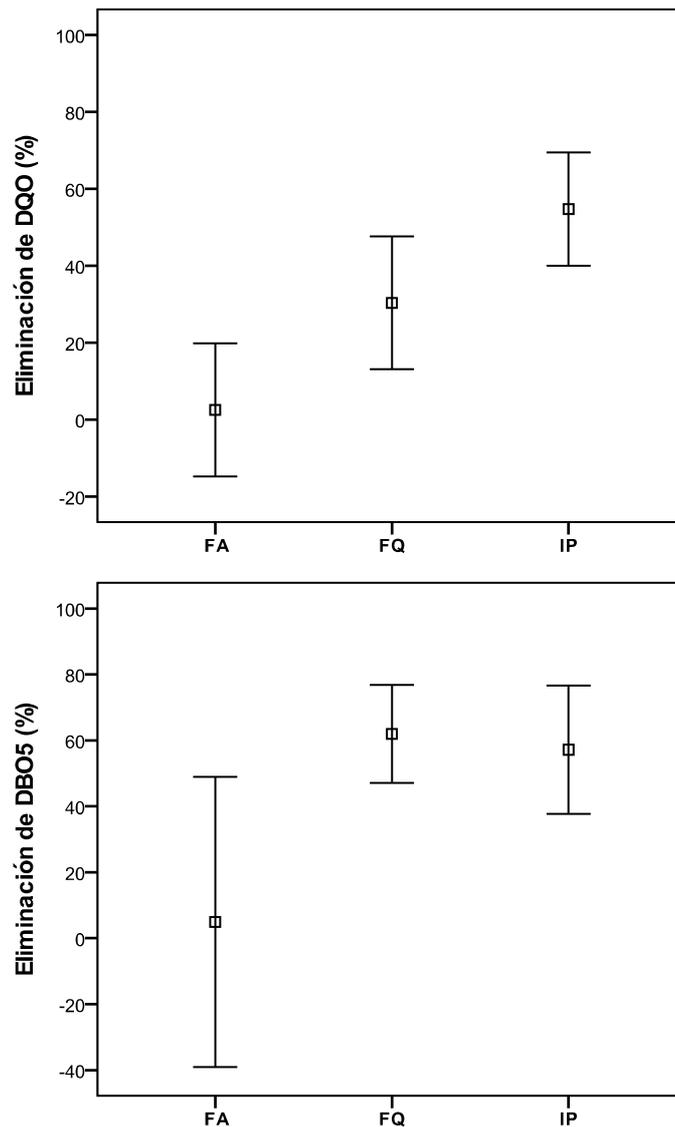
**Figura 4.3** Diagramas de cajas de la concentración de nitrógeno (N-NTK) del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).



**Figura 4.4** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de nitrógeno (N-NTK) de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).



**Figura 4.5** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de sólidos en suspensión (SS) y turbidez de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).



**Figura 4.6** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).

#### 4.1.2.1.1 Filtro de anillas

El efluente secundario de entrada al filtro de anillas presenta una concentración media de sólidos en suspensión, DQO y DBO<sub>5</sub> de 34,72 mg/L, 51,61 mg/L y 11,75 mg/L, respectivamente (Tabla 4.1). El valor medio de turbidez es de 17,39 NTU y el de nitrógeno es de 8,84 mg/L.

La distribución de los valores de estos parámetros es relativamente homogénea, con la existencia de valores inusualmente elevados (valores atípicos) (Figuras 4.1, 4.2 y 4.3). Estos valores atípicos son debidos a episodios de rebosamiento de fangos en el

decantador secundario de la EDAR, tal y como se comentó en el apartado de caracterización del efluente secundario.

El efluente de salida del filtro de anillas presenta una concentración media de sólidos en suspensión, DQO y DBO<sub>5</sub> de 21,39 mg/L, 49,22 mg/L y 10,67 mg/L, respectivamente (Tabla 4.2). La turbidez presenta un valor medio de 11,73 NTU y el valor medio de nitrógeno es de 6,55 mg/L. La distribución de estos valores en el efluente de salida del filtro de anillas presenta valores elevados que se corresponden generalmente con concentraciones inusualmente altas en el efluente secundario.

La eliminación media de sólidos en suspensión es del 27,41% (Figura 4.5). El mecanismo de eliminación de sólidos de un filtro de anillas es la filtración mecánica. El diámetro de paso del sistema de filtro de anillas utilizado en este estudio es de 25 µm, por lo que este sistema podrá retener los sólidos en suspensión de un diámetro superior a 25 µm. La eliminación observada es superior a la descrita en otros estudios (Salgot *et al.*, 2002; Alcalde *et al.*, 2007) con un sistema de filtro de anillas que anteponía un módulo con un diámetro de paso de 50 µm al módulo de 25 µm.

El resultado de reducción media de turbidez (18,93%) (Figura 4.5) es similar al obtenido para los sólidos en suspensión y se explicaría en el mismo sentido, ya que ambos parámetros suelen estar relacionados, influyendo la concentración de sólidos en suspensión en los valores de turbidez.

La eliminación media de DQO y DBO<sub>5</sub> en el filtro de anillas es del 2,56% y 4,93%, respectivamente (Figura 4.6). Estos valores de eliminación indicarían que una gran parte de la materia orgánica no podría ser retenida por este tipo de filtro. Estas eliminaciones concuerdan con las descritas por Salgot *et al.* (2002) y Alcalde *et al.* (2007).

La eliminación media de nitrógeno en este sistema es del 28,23% (Figura 4.4), coincidiendo con la eliminación obtenida en otros estudios (Salgot *et al.*, 2002; Alcalde *et al.*, 2007).

El filtro de anillas cumple exactamente con las especificaciones de diseño y, en este sentido, es un pretratamiento que puede ser adecuado dependiendo del tipo de efluente secundario a regenerar y el uso final del agua regenerada.

#### 4.1.2.1.2 Fisicoquímico

El efluente secundario de entrada al sistema fisicoquímico presenta una concentración media de sólidos en suspensión, DQO y DBO<sub>5</sub> de 101,13 mg/L, 70,15 mg/L y 10,00 mg/L, respectivamente (Tabla 4.1). El valor medio de turbidez es de 42,09 NTU y el valor medio de nitrógeno es de 9,31 mg/L.

La distribución de los valores de estos parámetros es poco homogénea, ya que, como se indicó en anteriormente, en el momento del estudio de este sistema hubo varios episodios de rebosamiento de fangos en el decantador secundario de la EDAR, llegando a valores máximos de sólidos en suspensión de hasta 572 mg/L en el efluente secundario (Figuras 4.1, 4.2 y 4.3).

El efluente de salida del sistema fisicoquímico presenta una concentración media de sólidos en suspensión, DQO y DBO<sub>5</sub> de 4,34 mg/L, 38,00 mg/L y 3,73 mg/L, respectivamente, con una distribución bastante homogénea (Tabla 4.2). El valor medio de turbidez en el efluente de salida es de 3,79 NTU y el de nitrógeno es de 8,26 mg/L. Los valores inusualmente elevados, especialmente de sólidos en suspensión, que presenta el efluente secundario de entrada son amortiguados por el sistema fisicoquímico, por lo que esta tecnología podría considerarse efectiva, robusta y fiable frente a variaciones de carga importantes.

La eliminación media de sólidos en suspensión y turbidez es del 88,04% y 81,22%, respectivamente, lo que demuestra la eficacia de este tipo de sistemas en la eliminación de estos parámetros (Figura 4.5).

Esta eficacia en la eliminación de sólidos en suspensión es superior a la encontrada en sistemas fisicoquímicos que trabajaban en condiciones similares pero que carecían de un decantador lamelar, los cuales obtenían eliminaciones entre el 42% y el 56% (Salgot *et al.*, 2002; Folch *et al.*, 2003; Rajala *et al.*, 2003).

Asimismo, la eliminación de turbidez conseguida por este sistema fisicoquímico es superior a la descrita para sistemas fisicoquímicos sin decantador lamelar (Rose *et al.*, 1996; Salgot *et al.*, 2002; Folch *et al.*, 2003; Rajala *et al.*, 2003; Petala *et al.*, 2006), lo que demuestra el aumento de eficacia que supone la incorporación de un decantador lamelar en un sistema fisicoquímico.

La eliminación media de los indicadores de materia orgánica DQO y DBO<sub>5</sub> es de 30,36% y 61,98%, respectivamente (Figura 4.6). Estas eliminaciones son superiores a las establecidas en otros estudios (Rose *et al.*, 1996; Salgot *et al.*, 2002; Folch *et al.*, 2003; Rajala *et al.* 2003; Petala *et al.*, 2006) que utilizaron un sistema fisicoquímico sin decantador lamelar, obteniendo reducciones del 8%, 11,7% y 20% para la DQO y del 31,5% para la DBO<sub>5</sub>.

La eliminación media de nitrógeno es del 17,85%, una eliminación menor que la obtenida por el filtro de anillas y que podría deberse a una elevada variabilidad del efluente (Figura 4.4).

El sistema fisicoquímico es una tecnología basada en procesos de coagulación y floculación mediante la adición de reactivos químicos y en el hecho de llevar asociado un filtro de arena que retiene los flóculos formados (Tchobanoglous *et al.*, 2003). En este estudio se ha trabajado con un sistema fisicoquímico mejorado, que incorpora un decantador lamelar previo al filtro de arena. El decantador lamelar permite decantar parte de los flóculos ya formados, clarificando el efluente antes de su paso por el filtro de arena. Esta incorporación es la responsable de aumentar la eficacia en la eliminación de sólidos en suspensión, materia orgánica y turbidez.

#### **4.1.2.1.3 Infiltración-percolación**

El efluente secundario de entrada al sistema de infiltración-percolación presenta una concentración media de sólidos en suspensión, DQO y DBO<sub>5</sub> de 49,51 mg/L, 54,40 mg/L y 12,83 mg/L, respectivamente (Tabla 4.1). El valor medio de turbidez es de 14,29 NTU y el valor medio de nitrógeno es de 10,56 mg/L.

Debido a que hubo episodios de rebosamiento de fangos durante el estudio, tal y como se mencionó anteriormente, estos parámetros presentan algunos valores inusualmente elevados en un efluente secundario.

El efluente de salida de la infiltración-percolación presenta una concentración media de sólidos en suspensión, DQO y DBO<sub>5</sub> de 3,27 mg/L, 19,02 mg/L y 3,75 mg/L, respectivamente (Tabla 4.2). El valor medio de turbidez en el efluente de salida es de 2,20 NTU y el de nitrógeno es de 4,54 mg/L.

Estos parámetros presentan una distribución bastante homogénea, similar a la observada para el sistema fisicoquímico (Figuras 4.1, 4.2 y 4.3). Las concentraciones inusualmente elevadas que presenta el efluente secundario de entrada son amortiguadas por el sistema de infiltración-percolación. Estos resultados muestran que la infiltración-percolación puede ser una tecnología eficaz frente a aumentos de carga en el efluente secundario, siempre que se realice una gestión adecuada del sistema.

La eliminación media de sólidos en suspensión y turbidez es del 79,60% y 70,68%, respectivamente, unos valores elevados y similares a los que presentaba el sistema fisicoquímico (Figura 4.5).

La filtración mecánica es el mecanismo que permite la eliminación de sólidos en suspensión en los sistemas de infiltración-percolación. La granulometría de la arena empleada y la profundidad del macizo filtrante (1,5 m) son responsables de la capacidad de filtración de estos sistemas. La granulometría y el coeficiente de uniformidad del material filtrante empleado (Tabla 3.3) se ajustan a las recomendaciones descritas en la literatura (Boutin *et al.*, 1998; Liénard *et al.*, 2001; Ménoret *et al.*, 2002).

Los porcentajes de reducción de DQO y DBO<sub>5</sub> son del 54,75% y 57,17%, respectivamente (Figura 4.6). Los mecanismos de eliminación de la materia orgánica en estos sistemas son la filtración mecánica para la materia orgánica particulada y la oxidación biológica de la materia orgánica disuelta.

La capacidad de eliminación de DQO disuelta y, especialmente, DBO<sub>5</sub> del sistema de infiltración-percolación está asociada a la degradación aerobia por parte de los microorganismos que forman la biopelícula desarrollada en el macizo filtrante, actuando el sistema como un reactor biológico (Folch, 1997).

La eliminación de sólidos en suspensión es muy similar e incluso a veces superior a la obtenida por los sistemas de infiltración-percolación clásicos con riego superficial (Salgot *et al.*, 2002; Alcalde *et al.*, 2007; Huertas, 2009). Asimismo, los porcentajes de reducción de DQO y DBO<sub>5</sub> han sido superiores a los encontrados por otros autores (Brissaud *et al.*, 1999; Salgot *et al.*, 2002; Nakhla y Farooq, 2003; Alcalde *et al.*, 2007; Huertas, 2009) que estudiaron sistemas de infiltración-percolación con riego superficial y describen eliminaciones medias del 35%.

Los sistemas de infiltración-percolación a escala industrial en nuestro país utilizan el riego mediante palas o pivotes de aspersión para la aplicación del agua residual. En este estudio se trabajó con un sistema de infiltración-percolación con riego por goteo subsuperficial, ya que se quería evaluar un sistema de riego que conllevara un menor riesgo sanitario (no se generan aerosoles) y que permitiera una mayor integración en el medio (el sistema de riego queda oculto bajo la superficie).

Los elevados valores de eliminación de sólidos en suspensión, turbidez y materia orgánica pueden ser debidos al tipo de riego y a la gestión del sistema. El sistema de riego por goteo subsuperficial utilizado en este estudio ha podido permitir un reparto más homogéneo del agua, evitando la formación de caminos preferenciales. La gestión llevada a cabo sobre el sistema, alargando los periodos de reposo de los sectores, siendo de tres días en vez de los dos habituales, permitieron un mejor control del desarrollo de la biopelícula.

Se ha de destacar que la gestión de un sistema de infiltración-percolación (periodos de riego y de reposo, carga hidráulica aplicada, división por sectores) ha de mantener el desarrollo de la película microbiana dentro de unos límites que permitan una velocidad de paso del agua suficiente para que el proceso sea aerobio y, al mismo tiempo, que permitan la acción de los microorganismos sobre los contaminantes del agua (Folch, 1997, Auset, 2002). Los procesos de operación y mantenimiento adecuados son imprescindibles para el buen funcionamiento de las tecnologías extensivas.

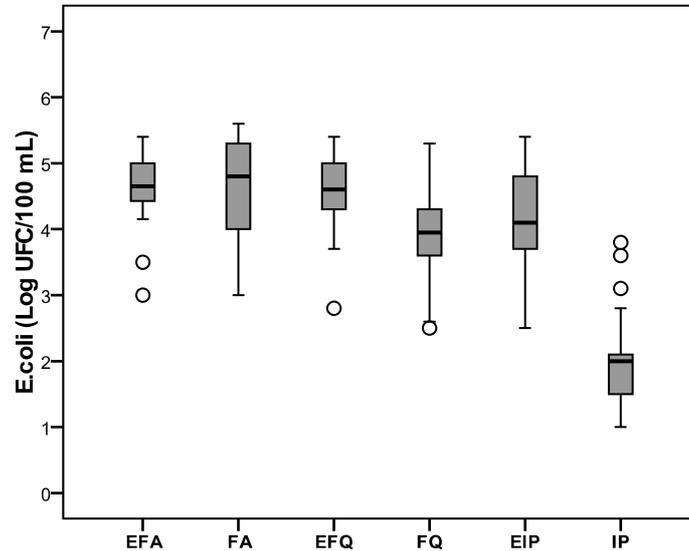
La eliminación media de nitrógeno es del 51,45%, siendo claramente superior a los sistemas de filtro de anillas y fisicoquímico, y estadísticamente significativa para este sistema (Tabla 4.2, Figura 4.4). Este hecho es atribuible de nuevo a la presencia de la biopelícula que permite la transformación aerobia de amonio en nitratos (Folch, 1997; Auset, 2002). La eliminación de nitrógeno conseguida es similar a la de los sistemas de infiltración-percolación con riego superficial (Nakhla y Farooq, 2003, Alcalde *et al.*, 2007; Huertas, 2009).

#### **4.1.2.2 Parámetros microbiológicos**

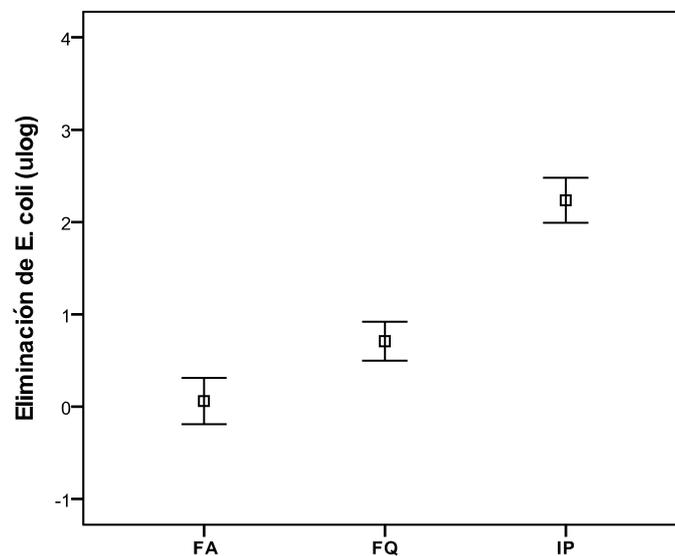
Los parámetros evaluados en las líneas de tratamiento fueron *E.coli* como indicador bacteriano y bacteriófagos somáticos como indicador de virus.

#### 4.1.2.2.1 Indicador bacteriano

Los resultados obtenidos en la evaluación de la concentración de *E. coli* para cada tecnología de pretratamiento se muestran en las Figuras 4.7 y 4.8.



**Figura 4.7** Diagramas de cajas de la concentración de *E. coli* del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).



**Figura 4.8** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de *E. coli* de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).

La concentración media de *E. coli* en el efluente secundario de entrada a los sistemas de pretratamiento, expresada en forma de Log UFC/100 mL (uolog), es similar, con una media de 4,63 uolog en el filtro de anillas, 4,60 uolog en el fisicoquímico y 4,16 uolog en la

infiltración-percolación, aunque esta última presenta una distribución menos homogénea (Tabla 4.1, Figura 4.7).

El efluente de salida del filtro de anillas presenta una concentración media de *E.coli* de 4,57 ulog, con una distribución relativamente homogénea. La eliminación media es de 0,06 ulog comprobándose que el filtro de anillas elimina muy poca carga bacteriana (Figura 4.8). Este hecho es debido a las características técnicas de esta tecnología. El filtro de anillas tiene un diámetro de poro de 25  $\mu\text{m}$ , que no contribuye a la eliminación de este tipo de microorganismos (bacterias y virus). El filtro de anillas sólo podrá retener los microorganismos asociados a las partículas de tamaño superior al diámetro de poro del sistema. La eliminación de *E.coli* no es estadísticamente significativa para este sistema. Esta eliminación es algo superior, aunque muy similar, a la encontrada por Salgot *et al.* (2002) y Alcalde *et al.* (2007) para sistemas de filtro de anillas con paso de 50 y 25  $\mu\text{m}$  (0,01 ulog).

El efluente de salida del sistema fisicoquímico presenta una concentración media de *E.coli* de 3,90 ulog, con una distribución relativamente homogénea (Figura 4.7). La eliminación media es de 0,71 ulog, a pesar de que estos sistemas no están diseñados para eliminar microorganismos (Figura 4.8). La eliminación de *E.coli* es significativa para este sistema, siendo la eliminación media algo superior a la encontrada en trabajos anteriores con sistemas fisicoquímicos sin decantador lamelar (Salgot *et al.*, 2002; Folch *et al.*, 2003; Gómez *et al.*, 2006) donde la eliminación era de 0,66 ulog.

El sistema fisicoquímico reduce la concentración de microorganismos debido a que estos quedan atrapados en los flocúlos formados después de adicionar el reactivo químico (Rose *et al.*, 1996).

El efluente de salida del sistema de infiltración-percolación muestra una concentración media de *E.coli* de 1,92 ulog, con una distribución relativamente homogénea, similar a la observada en el sistema fisicoquímico (Figura 4.7). La eliminación media es de 2,24 ulog, muy superior a la presentada por el filtro de anillas y el fisicoquímico (Figura 4.8). Esta eliminación de *E. coli* es estadísticamente significativa y está en concordancia con la establecida en otros trabajos para sistemas de infiltración-percolación de riego superficial (Salgot *et al.*, 1996; Brissaud *et al.*, 1999; Salgot *et al.*, 2002; Alcalde *et al.*, 2007).

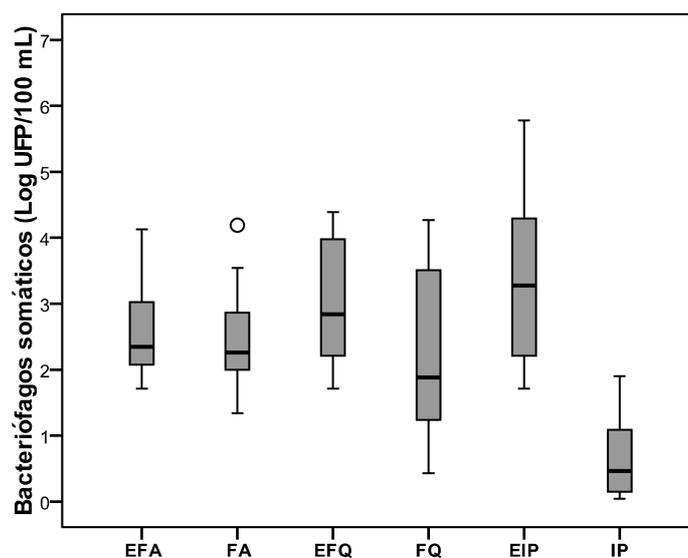
En los sistemas de infiltración-percolación la eliminación de microorganismos está asociada principalmente a procesos de filtración, adsorción y depredación. La filtración es un proceso físico que consigue la inmovilización de microorganismos asociados a partículas. La adsorción es un fenómeno fisicoquímico responsable de la fijación de partículas en suspensión sobre los granos del medio poroso. La depredación es un proceso biológico de competencia, propio de sistemas con biomasa (Folch, 1997; Auset, 2002).

Se ha de destacar que este sistema de infiltración-percolación ha obtenido concentraciones de *E. coli* en el efluente de salida inferiores al límite de detección.

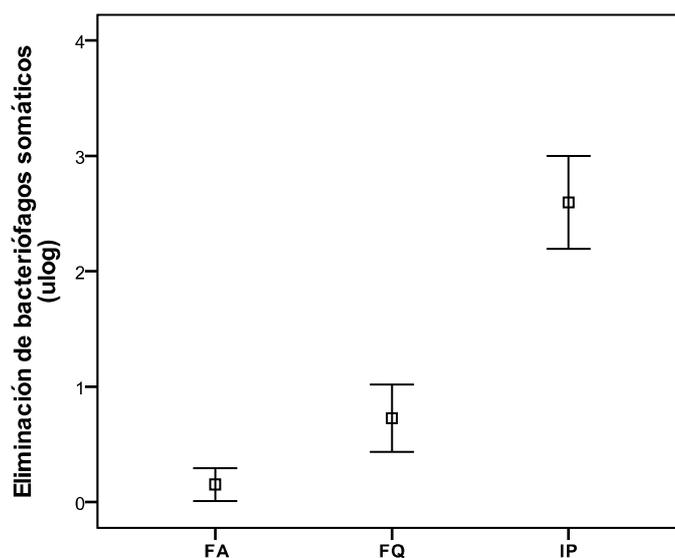
La desinfección posterior para cumplir con el RD 1620/2007 respecto a la concentración de *E. coli* será menor en los sistemas fisicoquímico y, especialmente, de infiltración-percolación, ya que la eliminación de carga bacteriana de estos sistemas disminuye la necesidad de desinfección, lo que conllevaría un menor coste económico y una menor generación de subproductos.

#### 4.1.2.2.2 Indicador viral

Los resultados obtenidos en la evaluación de la concentración de bacteriófagos somáticos para cada tecnología de pretratamiento se muestran en las Figuras 4.9 y 4.10.



**Figura 4.9** Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos del efluente secundario de entrada a cada sistema de pretratamiento (EFA, EFQ y EIP) y de los efluentes de salida de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).



**Figura 4.10** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos de los sistemas filtro de anillas (FA), fisicoquímico (FQ) e infiltración-percolación (IP).

La concentración media de bacteriófagos somáticos en el efluente secundario de entrada a los pretratamientos, expresada en forma de Log UFP/100 mL (u log), es similar en los sistemas de filtro de anillas y fisicoquímico, con una media de 2,62 y 2,99 u log, respectivamente (Tabla 4.1, Figura 4.9). El efluente de entrada al sistema de infiltración-percolación presenta una concentración media de bacteriófagos somáticos de 3,28 u log, y una distribución menos homogénea que los demás sistemas.

El efluente de salida del filtro de anillas presenta una concentración media de bacteriófagos somáticos de 2,47 u log, con una distribución relativamente homogénea (Figura 4.9). La existencia de algún valor de bacteriófagos somáticos inusualmente alto se corresponde con concentraciones también elevadas en el efluente secundario de entrada.

La eliminación media es de 0,15 u log (Figura 4.10), por lo que el filtro de anillas elimina muy poca carga viral, debido a sus características técnicas y al mecanismo de eliminación de microorganismos de este sistema. La eliminación de bacteriófagos no ha resultado estadísticamente significativa para este sistema. No obstante, la eliminación conseguida es algo mayor a la establecida en otros sistemas de filtro de anillas con filtros de 50 y 25  $\mu\text{m}$  (Salgot *et al.*, 2002; Alcalde *et al.*, 2007) donde la eliminación encontrada fue de 0,01 u log.

El efluente de salida del sistema fisicoquímico presenta una concentración media de bacteriófagos somáticos de 2,27 ulog, con una distribución poco homogénea (Figura 4.9). La eliminación media es de 0,73 ulog, siendo más eficaz que el filtro de anillas en la eliminación de virus, a pesar de no estar diseñados para eliminar microorganismos (Figura 4.10). El sistema fisicoquímico reduce la concentración de virus debido al mismo mecanismo explicado para *E. coli*.

La eliminación de bacteriófagos es estadísticamente significativa para este sistema, siendo superior a la establecida en otros estudios con sistemas fisicoquímicos sin decantador lamelar (Rose *et al.*, 1996; Salgot *et al.*, 2002; Folch *et al.*, 2003; Rajala *et al.*, 2003)

El efluente de salida del sistema de infiltración-percolación presenta una concentración media de bacteriófagos somáticos de 0,69 ulog, con una distribución bastante homogénea (Figura 4.9). La eliminación media es de 2,60 ulog, la más elevada de los pretratamientos evaluados, lo que demuestra la eficacia de estos sistemas en la eliminación de virus (Figura 4.10). La eliminación de bacteriófagos somáticos es estadísticamente significativa para este sistema.

Los mecanismos de eliminación de virus en sistemas de infiltración-percolación son la filtración y la adsorción (Folch, 1997; Auset, 2002), explicados anteriormente.

La eliminación de bacteriófagos somáticos en este sistema de infiltración-percolación con riego por goteo subsuperficial es similar al encontrado en sistemas infiltración-percolación con riego superficial (Salgot *et al.*, 2002; Alcalde *et al.*, 2007). Se ha de destacar que con el sistema de infiltración-percolación se han conseguido concentraciones de bacteriófagos somáticos inferiores al límite de detección en el efluente de salida.

En base a los resultados obtenidos, y a pesar de que las concentraciones de entrada de los microorganismos a los diferentes pretratamientos no son las mismas, se puede decir que el sistema de infiltración-percolación consigue una mayor eliminación de microorganismos (bacterias y virus), seguido del sistema fisicoquímico. Por último, el sistema de filtro de anillas tendría una eliminación mucho menor.

### **4.1.3 Evaluación de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en las tecnologías de desinfección**

En este apartado se presentan los resultados obtenidos en la evaluación de las distintas tecnologías de desinfección, para las condiciones de trabajo establecidas. Los resultados se presentan por separado para cada una de las tecnologías de desinfección, según las líneas de tratamiento evaluadas.

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos que no tuvieron una variación estadísticamente significativa antes y después de aplicar el tratamiento desinfectante se muestran en forma de tablas.

La concentración de huevos de nematodos intestinales en las muestras del efluente de salida de las tecnologías de desinfección evaluadas fue siempre inferior al límite de detección de la técnica ( $< 0,02$  huevos/L), por lo que no fue posible evaluar la eliminación de este parámetro.

Se ha de destacar que el dióxido de cloro y el ácido peracético se evaluaron de forma paralela, por lo que el efluente de entrada para ambos sistemas fue el mismo.

#### **4.1.3.1 Radiación ultravioleta**

En este apartado se muestran los resultados de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las líneas de tratamiento en que se trabajó con los tres sistemas de pretratamiento y la radiación ultravioleta como tecnología de desinfección.

##### **4.1.3.1.1 Parámetros fisicoquímicos**

La Tabla 4.3 muestra los resultados de los parámetros fisicoquímicos en el efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que trabajaron con el sistema de radiación ultravioleta, junto con el nivel de significación ( $p$ ) obtenido al comparar las concentraciones de cada parámetro a la entrada y a la salida del sistema de desinfección.

Los resultados muestran que los parámetros fisicoquímicos evaluados al final de la línea de tratamiento, en el efluente de salida del sistema de radiación ultravioleta, no

presentan variaciones estadísticamente significativas respecto a los valores encontrados en el efluente de entrada al desinfectante. Los valores de estos parámetros estarán determinados por la efectividad que presente la tecnología de pretratamiento empleada y no varían de manera significativa después de pasar por la tecnología de desinfección.

**Tabla 4.3** Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$  bilateral  $\leq 0,05$ ) de parámetros fisicoquímicos del efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que incorporan la radiación ultravioleta (UV) como sistema de desinfección (FA+UV; FQ+UV; IP+UV).

Parámetros	Efluente salida (FA+UV)					Efluente salida (FQ+UV)					Efluente salida (IP+UV)				
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$
pH	6,99	8,08	7,43	0,36	0,48	7,28	7,98	7,54	0,22	0,36	6,80	9,00	7,12	0,55	0,17
Temperatura (°C)	17,77	21,09	19,27	1,27	-	9,14	23,29	19,17	4,27	-	13,37	27,17	24,56	4,16	-
CE (dS/m)	1,78	2,30	2,09	0,18	0,60	1,67	2,32	2,08	0,16	0,18	1,61	2,35	2,17	0,19	0,18
Oxígeno disuelto (mg/L)	1,65	6,01	4,36	1,51	0,91	0,48	7,54	3,45	2,67	0,60	4,21	7,23	5,35	0,90	0,68
Turbidez (NTU)	0,20	38,20	10,73	12,11	0,50	0,20	3,65	1,87	1,08	0,51	0,20	5,43	2,17	1,27	0,58
SS (mg/L)	3,10	35,50	14,77	11,32	0,43	1,00	4,00	2,08	1,35	0,29	0,01	4,50	1,92	1,36	0,62
DQO (mg/L)	18,00	148,00	52,83	49,00	0,88	9,00	39,00	19,43	9,61	0,54	2,00	48,00	16,15	11,57	0,55
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	0,00	39,00	12,25	18,15	0,91	0,01	6,00	2,71	2,21	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	-
N-NTK (mg/L)	13,93	13,97	13,95	0,03	0,29	6,81	8,27	7,54	1,03	0,74	3,71	6,56	5,14	2,02	1,00
Ca (mg/L)	131,71	140,91	136,31	6,51	0,29	125,73	138,79	132,26	9,23	0,57	103,39	119,91	111,65	11,68	0,94
Mg (mg/L)	34,72	36,78	35,75	1,46	0,32	33,44	36,54	34,99	2,19	0,58	26,51	31,35	28,93	3,42	0,96
Na (mg/L)	234,98	303,33	269,16	48,33	0,26	240,17	279,56	259,87	27,85	0,73	193,86	245,41	219,64	36,45	0,98
K (mg/L)	14,81	15,36	15,09	0,39	0,38	14,62	14,89	14,76	0,19	0,23	14,01	15,42	14,72	1,00	0,98
Ni (mg/L)		<0,01					<0,01					<0,01			
P (mg/L)	0,53	0,57	0,55	0,03	0,39		<0,50				0,53	0,60	0,57	0,05	0,90
Cd (ppb)	0,09	0,10	0,10	0,01	0,43	0,09	0,09	0,09	0,00	0,42	0,13	0,39	0,26	0,18	1,00
Cu (ppb)	8,35	13,43	10,89	3,59	0,42	6,98	7,25	7,12	0,19	0,37	7,87	9,22	8,55	0,95	0,88
Pb (ppb)	2,33	4,61	3,47	1,61	0,98	1,36	1,95	1,66	0,42	0,19	1,54	3,31	2,43	1,25	0,58
Cr (mg/L)		<0,01					<0,01					<0,01			
Zn (mg/L)	0,12	0,17	0,14	0,04	0,17	0,08	0,09	0,09	0,01	0,19	0,05	0,08	0,06	0,02	0,44
B (mg/L)	0,33	0,36	0,34	0,02	0,51	0,33	0,34	0,34	0,01	0,33	0,30	0,35	0,33	0,03	1,00

#### 4.1.3.1.2 Parámetros microbiológicos

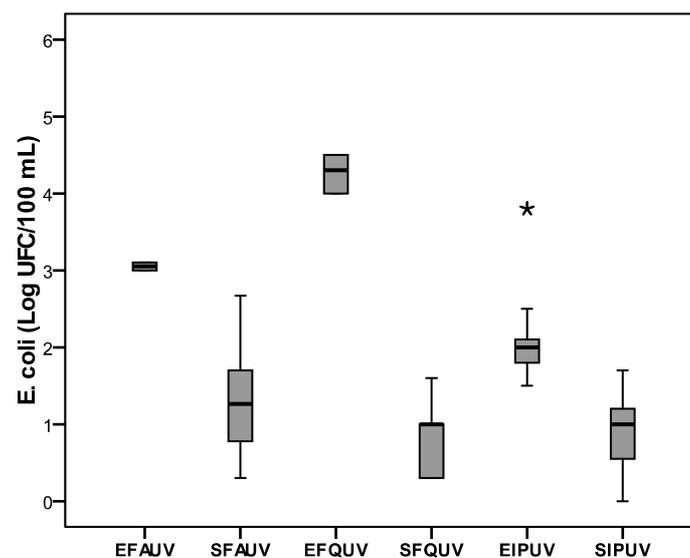
A continuación se presentan los resultados de los parámetros microbiológicos, el indicador bacteriano (*E. coli*) y el indicador viral (bacteriófagos somáticos), en las tres líneas de tratamiento que trabajaron con el sistema de radiación ultravioleta.

##### 4.1.3.1.2.1 Indicador bacteriano

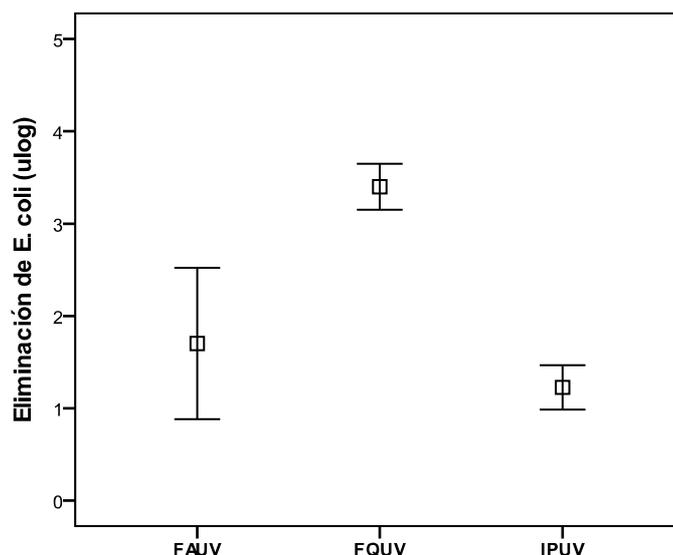
La concentración y la eliminación media de *E. coli* en el efluente de entrada y salida al sistema de radiación ultravioleta en las tres líneas de tratamiento evaluadas se presentan en la Tabla 4.4 y las Figuras 4.11 y 4.12.

**Tabla 4.4** Estadísticos descriptivos de la concentración de *E. coli* a la entrada (E) y salida (S) del sistema de radiación ultravioleta (UV) para cada línea de tratamiento.

Línea de tratamiento	<i>E. coli</i> (Log UFC/100 mL)			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>FA+UV</b>				
EUV	3,00	3,10	3,05	0,05
SUV	0,30	2,67	1,33	0,83
<b>FQ+UV</b>				
EUV	4,00	4,50	4,27	0,22
SUV	0,30	1,60	0,87	0,47
<b>IP+UV</b>				
EUV	1,50	3,80	2,12	0,67
SUV	0,00	1,70	0,90	0,52



**Figura 4.11** Diagramas de cajas de la concentración de *E. coli* de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV).



**Figura 4.12** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de *E. coli* del sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV).

La concentración media de *E. coli* en el efluente de salida de la línea de tratamiento FA+UV, expresada en forma de Log UFC/100 mL (u log), es de 1,33 u log, con una distribución poco uniforme (Tabla 4.4, Figura 4.11).

La eliminación media de *E. coli* en la línea del filtro de anillas es de 1,70 u log a pesar de tener una concentración media de entrada de 3,05 u log (Figura 4.12). Esto es debido seguramente a la menor calidad del efluente de entrada respecto a sólidos en suspensión y turbidez que hace que la transmitancia sea la menor de los tres pretratamientos (Tabla 3.8), lo que disminuye la dosis de radiación ultravioleta recibida por el agua.

La efectividad como desinfectante de la radiación ultravioleta de lámparas de baja presión se ve disminuida si el efluente secundario presenta valores de sólidos en suspensión de 30 mg/L o superiores (USEPA, 1999b), valores que se han encontrado en algún muestreo del efluente del filtro de anillas. Asimismo, se recomiendan valores de transmitancia del 60% o superiores (Tchobanoglous *et al.*, 2003) y el sistema de filtro de anillas presenta valores del 50% frente a los valores cercanos al 70% del efluente de los sistemas fisicoquímico y de infiltración-percolación. Los microorganismos también pueden quedar protegidos de la acción de la radiación por los sólidos en suspensión, lo que dificulta su inactivación (Gómez *et al.*, 2006).

La concentración media de *E. coli* al final de la línea de tratamiento FQ+UV es de 0,87 ulog, con una distribución relativamente uniforme (Tabla 4.4, Figura 4.11).

La eliminación media de *E. coli* en la línea del sistema fisicoquímico es de 3,40 ulog, la más alta de las tres líneas de tratamiento (Figura 4.12). Este hecho se debe a que la concentración de *E. coli* en la entrada del sistema de radiación ultravioleta en esta línea de tratamiento es elevada y a que la transmitancia del efluente es alta, debido a la eficacia del sistema fisicoquímico con decantador lamelar en la eliminación de sólidos y materia orgánica, lo que hace que la dosis de radiación ultravioleta sea elevada.

La concentración media de *E. coli* al final de línea de tratamiento IP+UV es de 0,90 ulog, con una distribución poco uniforme (Tabla 4.4, Figura 4.11).

La eliminación media de *E. coli* en la línea de infiltración-percolación es de 1,23 ulog, debido a que la concentración de *E. coli* en la entrada del sistema de radiación ultravioleta es baja, ya que la capacidad de eliminación de *E. coli* del sistema de infiltración-percolación es elevada (Figura 4.12). La transmitancia del efluente también es elevada, lo que hace que la dosis de radiación ultravioleta sea también alta, pero al tener el efluente una concentración baja de *E. coli*, la eliminación no puede ser mayor. Se ha de destacar que ha habido muestras en que la concentración de *E. coli* fue inferior al límite de detección, con lo cual se habría conseguido una eliminación máxima.

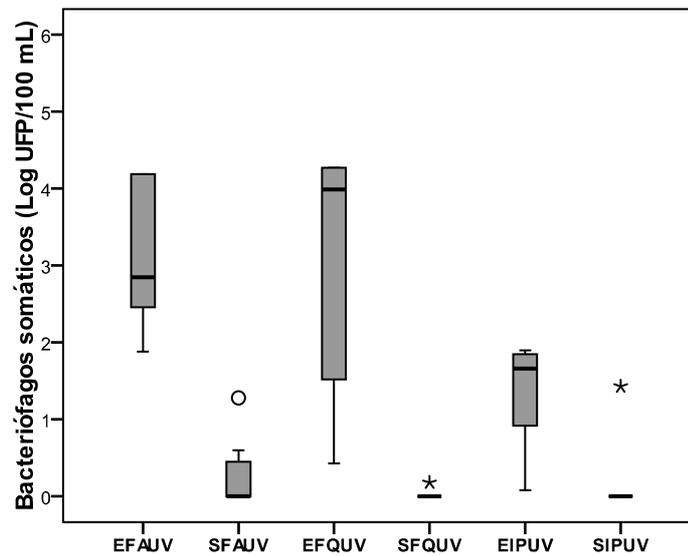
Las eliminaciones medias del sistema de radiación ultravioleta para las tres líneas de tratamiento son similares a las encontradas por otros autores (Salgot *et al.*, 2002; Caretti y Lubello, 2003; Otaki *et al.*, 2003; Hijnen *et al.*, 2006) aunque se ha de tener en cuenta que la comparación con otros estudios es difícil, ya que depende de las dosis y de los modelos empleados.

#### **4.1.3.1.2.2 Indicador viral**

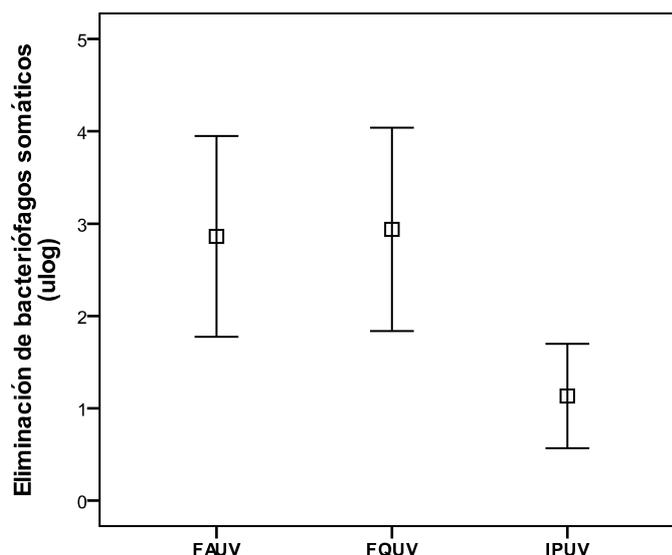
La concentración y la eliminación media de bacteriófagos somáticos en el efluente de entrada y salida al sistema de radiación ultravioleta en las tres líneas de tratamiento evaluadas se presentan en la Tabla 4.5 y las Figuras 4.13 y 4.14.

**Tabla 4.5** Estadísticos descriptivos de la concentración de bacteriófagos somáticos a la entrada (E) y salida (S) del sistema de radiación ultravioleta (UV) para cada línea de tratamiento.

Línea de tratamiento	Bacteriófagos somáticos (Log UFP/100 mL)			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>FA+UV</b>				
EUV	1,88	4,19	3,17	1,01
SUV	0,00	1,28	0,31	0,48
<b>FQ+UV</b>				
EUV	0,43	4,27	2,96	1,55
SUV	0,00	0,18	0,02	0,06
<b>IP+UV</b>				
EUV	0,08	1,90	1,24	0,66
SUV	0,00	1,43	0,11	0,40



**Figura 4.13** Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV).



**Figura 4.14** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos del sistema de radiación ultravioleta (UV) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAUV), fisicoquímico (FQUV) e infiltración-percolación (IPUV).

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea de tratamiento FA+UV, expresada en forma de Log UFP/100 mL (u log), es de 2,86 u log, con valores medios de concentración a la salida de 0,31 u log. La distribución del efluente final es más heterogénea que la de las otras líneas de tratamiento y los valores máximos de bacteriófagos alcanzan los 1,28 u log (Tabla 4.5, Figuras 4.13 y 4.14).

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea FQ+UV es de 2,94 u log, con una concentración media final de 0,02 u log. La distribución del efluente final es muy homogénea, con valores máximos de 0,18 u log (Tabla 4.5, Figuras 4.13 y 4.14).

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea IP+UV es de 1,13 u log y la concentración media final es de 0,11 u log. La distribución del efluente final es muy homogénea, al igual que la encontrada en la línea del sistema fisicoquímico, sólo con un valor inusualmente alto (1,43 u log), debido a una entrada también elevada desde el sistema de infiltración-percolación (Tabla 4.5, Figuras 4.13 y 4.14). La línea que incluye el sistema de infiltración-percolación presenta la menor eliminación de virus, debido a que la concentración de entrada al sistema de radiación ultravioleta ya era baja, a causa de la elevada eficacia del sistema de infiltración-percolación en la eliminación de bacteriófagos somáticos.

El sistema de radiación ultravioleta se muestra más regular en las líneas de fisicoquímico e infiltración-percolación, debido a que la calidad del efluente es mejor

(transmitancia más elevada), es más homogénea y la dosis efectiva es más alta. Se ha de destacar que en las tres líneas de tratamiento se han obtenido muestras con una concentración de bacteriófagos somáticos inferior al límite de detección.

Las eliminaciones medias del sistema de radiación ultravioleta para las tres líneas de tratamiento son similares a las descritas en otros estudios (Salgot *et al.*, 2002; Gehr *et al.*, 2003; Lazarova y Savoye, 2004; Jacangelo *et al.*, 2003; Rajala *et al.*, 2003; Hijnen *et al.*, 2006) aunque es complicada la comparación con otros trabajos debido a la variación de dosis empleadas.

#### **4.1.3.2 Dióxido de cloro**

En este apartado se muestran los resultados de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las líneas de tratamiento en que se trabajó con los tres sistemas de pretratamiento y el dióxido de cloro como sistema de desinfección.

##### **4.1.3.2.1 Parámetros fisicoquímicos**

La Tabla 4.6 presenta los valores de los parámetros fisicoquímicos en el efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que trabajaron con el dióxido de cloro, junto con el nivel de significación ( $p$ ) obtenido al comparar las concentraciones de cada parámetro en el efluente de entrada y de salida del sistema de desinfección.

Los resultados muestran que los valores de los parámetros fisicoquímicos al final de cada línea de tratamiento, en el efluente de salida del sistema de dióxido de cloro, no presentan variaciones significativas respecto a los encontrados en el efluente de entrada al desinfectante, al igual que ocurría con la radiación ultravioleta. Por tanto, los valores de estos parámetros dependen de la efectividad del sistema de pretratamiento utilizado y no se modifican de manera significativa al pasar por el sistema de desinfección.

**Tabla 4.6** Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$  bilateral  $\leq 0,05$ ) de los parámetros fisicoquímicos del efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que incorporan el dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) como sistema de desinfección ( $\text{FA}+\text{ClO}_2$ ;  $\text{FQ}+\text{ClO}_2$ ;  $\text{IP}+\text{ClO}_2$ ).

Parámetros	Efluente salida (FA+ClO <sub>2</sub> )					Efluente salida (FQ+ClO <sub>2</sub> )					Efluente salida (IP+ClO <sub>2</sub> )				
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. tip.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. tip.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. tip.	$p$
pH	7,70	8,88	8,36	,54	0,50	6,89	8,88	7,67	0,34	0,83	7,43	8,88	7,91	0,48	0,75
Temperatura (°C)	13,68	17,44	15,16	1,81	-	13,43	25,61	20,63	3,34	-	13,64	24,08	19,97	4,46	-
CE (dS/m)	2,06	2,30	2,18	0,13,	0,22	1,56	2,44	2,15	0,20	0,09	1,53	2,23	2,03	0,20	0,55
Oxígeno disuelto (mg/L)	3,09	4,78	3,98	0,87	0,68	3,21	7,52	5,82	1,00	0,60	3,13	7,35	5,45	1,41	0,66
Turbidez (NTU)	6,00	15,40	9,28	4,21	0,76	0,01	41,30	6,25	6,44	0,74	0,50	11,70	5,42	4,12	0,40
SS (mg/L)	18,00	28,50	24,00	4,39	0,65	0,90	29,00	8,90	7,09	0,20	2,00	25,50	9,05	9,71	0,31
DQO (mg/L)	20,00	32,00	24,50	5,45	0,09	20,00	82,00	50,35	18,44	0,97	26,00	103,00	54,83	32,52	0,45
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	18,00	42,00	28,50	9,95	0,30	3,00	15,00	8,75	5,68	0,71	1,00	17,00	9,25	6,65	0,27
N-NTK (mg/L)	10,83	16,82	13,83	4,24	0,46	5,42	9,98	7,70	3,22	0,91	4,56	9,41	6,99	3,43	0,58
Ca (mg/L)	142,94	144,41	143,68	1,04	0,87	137,36	138,79	138,08	1,01	0,30	135,89	140,73	138,31	3,42	0,35
Mg (mg/L)	35,77	37,81	36,79	1,44	0,82	36,26	36,69	36,48	0,30	0,40	36,25	36,97	36,61	0,51	0,63
Na (mg/L)	261,90	335,53	298,72	52,06	0,63	289,56	290,58	290,07	0,72	0,30	267,42	296,05	281,74	20,24	0,52
K (mg/L)	15,89	16,61	16,25	0,51	0,95	15,14	15,76	15,45	0,44	0,45	14,12	15,75	14,94	1,15	0,96
P (mg/L)	1,68	1,73	1,71	0,04	0,33	0,50	0,50	0,50	0,00	1,00	0,65	0,89	0,77	0,17	0,61
Ni (mg/L)			<0,01				<0,01					<0,01			
Cd (ppb)	0,16	0,42	0,29	0,18	0,92	0,10	0,15	0,13	0,04	0,59	0,11	0,86	0,49	0,53	0,45
Cu (ppb)	21,71	26,90	24,31	3,67	0,40	9,99	15,57	12,78	3,95	0,43	8,19	44,24	26,22	25,49	0,54
Pb (ppb)	9,11	14,70	11,91	3,95	0,85	3,04	3,88	3,46	0,59	0,45	4,01	4,63	4,32	0,44	0,30
Cr (mg/L)			<0,01				<0,01					<0,01			
Zn (mg/L)	0,17	0,25	0,21	0,06	0,66	0,09	0,17	0,13	0,05	0,74	0,28	0,32	0,30	0,03	0,10
B (mg/L)	0,38	0,38	0,38	0,00	0,42	0,35	0,41	0,38	0,04	0,81	0,34	0,38	0,36	0,03	0,67

#### 4.1.3.2.2 Parámetros microbiológicos

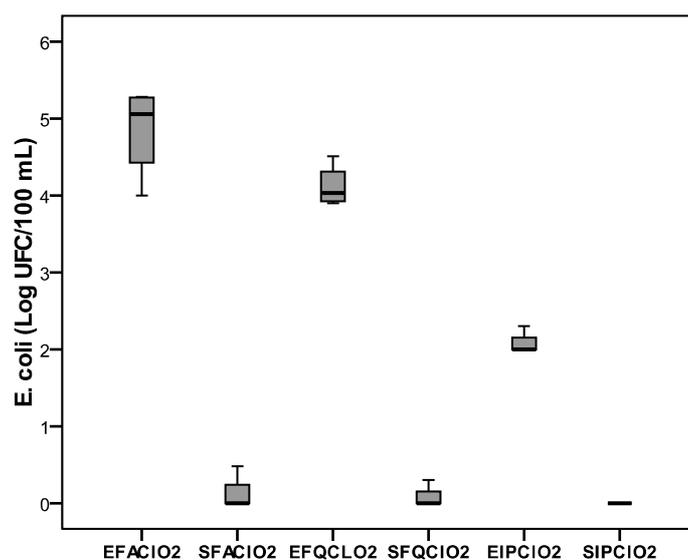
En este apartado se presentan los resultados de los parámetros microbiológicos, el indicador bacteriano (*E. coli*) y el indicador viral (bacteriófagos somáticos), en las tres líneas de tratamiento que trabajaron con el sistema de dióxido de cloro.

##### 4.1.3.2.2.1 Indicador bacteriano

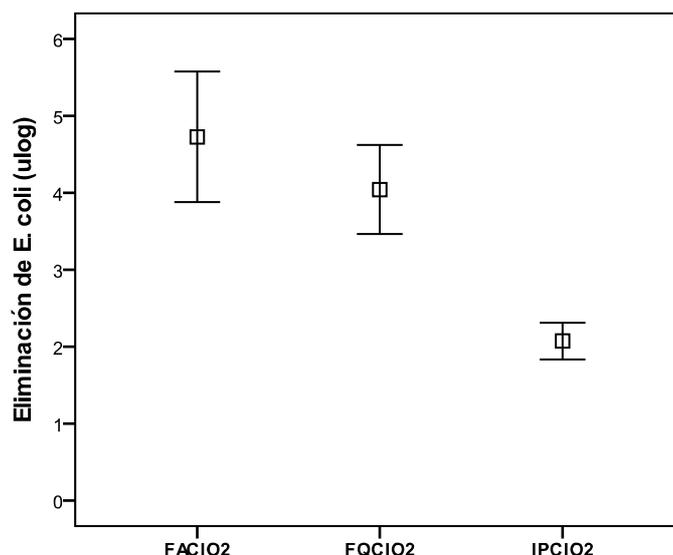
La concentración y la eliminación media de *E. coli* en el efluente de entrada y salida al sistema de dióxido de cloro en las tres líneas de tratamiento evaluadas se presentan en la Tabla 4.7 y las Figuras 4.15 y 4.16.

**Tabla 4.7** Estadísticos descriptivos de la concentración de *E. coli* a la entrada (E) y salida (S) del sistema de dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) para cada línea de tratamiento.

Línea de tratamiento	<i>E. coli</i> (Log UFC/100 mL)			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>FA+ClO<sub>2</sub></b>				
ECIO <sub>2</sub>	4,00	5,28	4,85	0,60
SCIO <sub>2</sub>	0,00	0,48	0,12	0,24
<b>FQ+ClO<sub>2</sub></b>				
ECIO <sub>2</sub>	3,90	4,51	4,12	0,28
SCIO <sub>2</sub>	0,00	0,30	0,08	0,15
<b>IP+ClO<sub>2</sub></b>				
ECIO <sub>2</sub>	2,00	2,30	2,08	0,15
SCIO <sub>2</sub>	0,00	0,00	0,00	0,00



**Figura 4.15** Diagramas de cajas de la concentración de *E. coli* de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FACIO<sub>2</sub>), fisicoquímico (FQCIO<sub>2</sub>) e infiltración-percolación (IPCIO<sub>2</sub>).



**Figura 4.16** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de *E. coli* del sistema de dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FACIO<sub>2</sub>), fisicoquímico (FQClO<sub>2</sub>) e infiltración-percolación (IPCIO<sub>2</sub>).

La eliminación media de *E. coli* al final de la línea de tratamiento FA+ClO<sub>2</sub> es de 4,73 u log (Figura 4.16). El efluente final presenta una distribución de la concentración de *E. coli* bastante homogénea, con una concentración media de 0,12 u log y un valor máximo de 0,48 u log (Tabla 4.7, Figura 4.15). Estos resultados indican que la efectividad del ClO<sub>2</sub>, a la dosis y tiempo de contacto evaluados, es elevada, incluso en efluentes provenientes de un sistema de filtro de anillas, con una calidad respecto a sólidos en suspensión y materia orgánica inferior a los otros pretratamientos.

La eliminación media de *E. coli* al final de la línea de tratamiento FQ+ClO<sub>2</sub> es de 4,04 u log (Figura 4.16). El efluente final presenta una distribución muy homogénea, con una concentración media 0,08 u log y un valor máximo de 0,30 u log (Tabla 4.7, Figura 4.15). Estos resultados indican una alta efectividad del ClO<sub>2</sub>, a la dosis y tiempo de contacto evaluados en este estudio.

La eliminación media de *E. coli* al final de la línea de tratamiento IP+ClO<sub>2</sub> es de 2,08 u log (Figura 4.16). El efluente final presenta una distribución respecto a la concentración de *E. coli* muy homogénea, ya que todos los valores son inferiores al límite de detección (Tabla 4.7, Figura 4.15). Estos resultados se explican porque los valores de entrada al sistema de ClO<sub>2</sub> ya eran bajos, debido a la eficacia del sistema de infiltración-percolación en la eliminación de microorganismos. Debido a ello, la eliminación del ClO<sub>2</sub> en la línea de infiltración-percolación es menor que en las líneas de filtro de anillas y fisicoquímico.

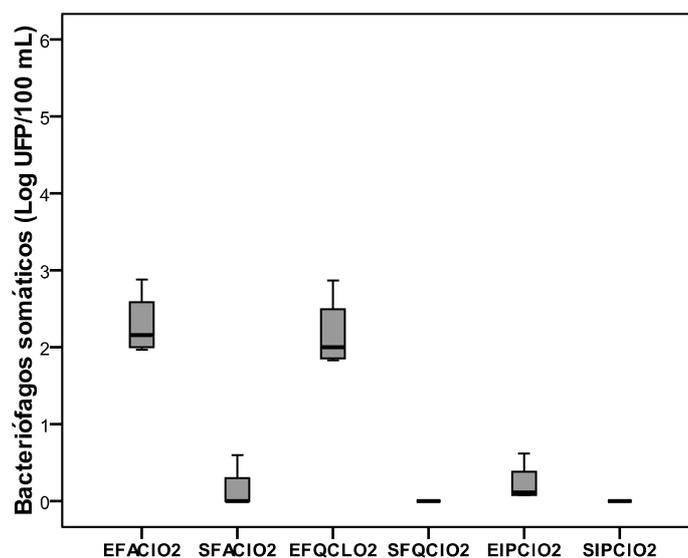
Las eliminaciones de *E. coli* conseguidas por el ClO<sub>2</sub> son similares a las encontradas en otros trabajos (USEPA, 1999a; Salgot *et al.*, 2002; Folch *et al.*, 2003) para dosis y tiempos de contacto equivalentes.

#### 4.1.3.2.2 Indicador viral

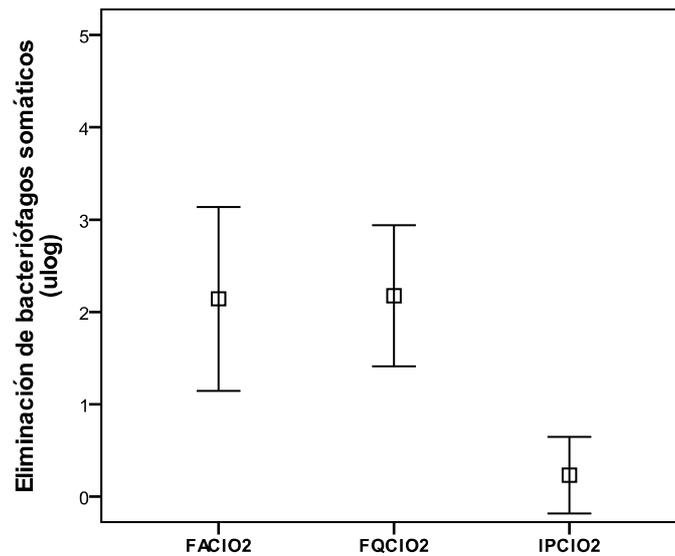
La concentración y la eliminación media de bacteriófagos somáticos en el efluente de entrada y salida al sistema de dióxido de cloro en las tres líneas de tratamiento evaluadas se presentan en la Tabla 4.8 y las Figuras 4.17 y 4.18.

**Tabla 4.8** Estadísticos descriptivos de la concentración de bacteriófagos somáticos a la entrada (E) y salida (S) del sistema de dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>) para cada línea de tratamiento.

Línea de tratamiento	Bacteriófagos somáticos (Log UFP/100 mL)			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>FA+ClO<sub>2</sub></b>				
ECIO <sub>2</sub>	1,97	2,88	2,29	0,42
SCIO <sub>2</sub>	0,00	0,60	0,15	0,30
<b>FQ+ClO<sub>2</sub></b>				
ECIO <sub>2</sub>	1,83	2,87	2,18	0,48
SCIO <sub>2</sub>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>IP+ClO<sub>2</sub></b>				
ECIO <sub>2</sub>	0,08	0,62	0,23	0,26
SCIO <sub>2</sub>	0,00	0,00	0,00	0,00



**Figura 4.17** Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de dióxido de cloro (ClO<sub>2</sub>) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FACIO<sub>2</sub>), fisicoquímico (FQClO<sub>2</sub>) e infiltración-percolación (IPClO<sub>2</sub>).



**Figura 4.18** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos del sistema de dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FACIO<sub>2</sub>), fisicoquímico (FQClO<sub>2</sub>) e infiltración-percolación (IPCIO<sub>2</sub>).

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea de tratamiento FA+ClO<sub>2</sub> es de 2,14 uolog (Figura 4.18). La distribución del efluente final es bastante heterogénea, con valores medios de concentración de 0,15 uolog y valores máximos de 0,60 uolog (Tabla 4.8, Figura 4.17). Durante el estudio se han obtenido algunas muestras con una concentración de bacteriófagos somáticos inferior al límite de detección.

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea de tratamiento FQ+ClO<sub>2</sub> es de 2,18 uolog (Figura 4.18). La distribución del efluente final es totalmente homogénea, ya que todos los valores del efluente final fueron inferiores al límite de detección (Tabla 4.8, Figura 4.17).

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea de tratamiento IP+ClO<sub>2</sub> es de 0,23 uolog (Figura 4.18). Estos valores más bajos de eliminación respecto a las otras líneas de tratamiento se explican porque los valores de entrada al sistema de ClO<sub>2</sub> provenientes del sistema infiltración-percolación ya eran muy bajos. La distribución del efluente final es totalmente homogénea, ya que todos los valores del efluente final fueron inferiores al límite de detección (Tabla 4.8, Figura 4.17).

La efectividad del ClO<sub>2</sub>, para las dosis y tiempos de contacto evaluados en este estudio, es muy elevada para cualquiera de los sistemas de pretratamiento evaluados, por lo que su efectividad está menos influida por la calidad del agua que el sistema de radiación ultravioleta.

Las eliminaciones conseguidas con el dióxido de cloro son comparables a las encontradas en la literatura para dosis y tiempos de contacto similares (USEPA, 1999a; Salgot *et al.*, 2002; Folch *et al.*, 2003).

#### **4.1.3.3 Ácido peracético**

En este apartado se muestran los resultados de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las líneas de tratamiento en que se trabajó con los tres sistemas de pretratamiento y el ácido peracético como desinfectante.

##### **4.1.3.3.1 Parámetros fisicoquímicos**

Los resultados obtenidos para los parámetros fisicoquímicos en el efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que trabajaron con el ácido peracético se muestran en la Tabla 4.9, junto con el nivel de significación ( $p$ ) obtenido al comparar las concentraciones de cada parámetro en el efluente de entrada y de salida del sistema de desinfección.

Los parámetros fisicoquímicos evaluados al final de cada línea de tratamiento, en el efluente de salida del sistema del ácido peracético, no presentan variaciones estadísticamente significativas respecto a los valores del efluente de entrada al desinfectante. Por lo tanto, los valores de estos parámetros están determinados por la efectividad del sistema de pretratamiento empleado y no se modifican de manera significativa después de pasar por el sistema de desinfección.

**Tabla 4.9** Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$  bilateral  $\leq 0,05$ ) de los parámetros fisicoquímicos del efluente de salida de las tres líneas de tratamiento que incorporan el ácido peracético (APA) como sistema de desinfección (FA+APA; FQ+APA; IP+APA).

Parámetros	Efluente salida (FA+APA)					Efluente salida (FQ+APA)					Efluente salida (IP+APA)				
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$
pH	7,80	8,84	8,18	0,46	0,82	6,83	8,99	7,40	0,34	0,10	7,08	8,79	7,51	0,55	0,29
Temperatura (°C)	13,52	16,61	14,98	1,54	-	13,41	25,21	19,55	3,27	-	13,37	23,81	19,60	4,22	-
CE (dS/m)	1,90	2,32	2,11	0,19	0,38	1,59	2,48	2,09	0,21	0,15	1,99	2,16	2,07	0,06	0,70
Oxígeno disuelto (mg/L)	4,13	8,56	7,07	2,03	0,06	3,21	7,87	4,94	0,91	0,14	4,07	7,68	6,44	1,04	0,22
Turbidez (NTU)	8,50	14,60	11,80	2,58	0,54	0,50	7,17	3,12	1,43	0,18	0,50	5,73	3,27	1,76	0,50
SS (mg/L)	18,60	32,50	25,65	5,69	0,97	0,30	22,00	6,00	5,19	0,36	2,40	9,70	5,40	3,30	0,69
DQO (mg/L)	20,00	61,00	34,25	18,87	0,62	13,00	92,00	50,42	19,68	0,76	38,00	112,00	56,33	29,39	0,39
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	0,01	30,00	11,75	12,97	0,83	0,01	21,00	5,50	10,34	0,50	0,01	14,00	4,75	6,29	0,94
N-NTK (mg/L)	8,55	10,55	9,55	1,41	0,94	9,12	12,26	10,69	2,22	0,18	7,98	14,54	11,26	4,64	0,24
Ca (mg/L)	132,83	144,27	138,55	8,09	0,46	134,86	139,52	137,19	3,30	0,14	140,18	140,32	140,25	0,10	0,45
Mg (mg/L)	35,55	36,28	35,92	0,52	0,38	36,30	37,15	36,73	0,60	0,22	36,16	37,25	36,71	,77	0,72
Na (mg/L)	235,82	322,44	279,13	61,25	0,91	263,00	286,80	274,90	16,83	0,65	274,66	292,53	283,60	12,64	0,39
K (mg/L)	14,53	16,73	15,63	1,56	0,62	15,37	15,85	15,61	0,34	0,65	14,00	15,67	14,84	1,18	0,91
Ni (mg/L)			<0,01				<0,01					<0,01			
P (mg/L)	2,66	2,76	2,71	0,07	0,50	1,21	1,27	1,24	0,04	0,11	1,63	1,67	1,65	0,03	0,43
Cd (ppb)	0,19	0,20	0,20	0,01	0,10	0,10	0,10	0,10	,00	0,42	0,10	0,11	0,11	0,01	0,36
Cu (ppb)	23,18	29,58	26,38	4,53	0,45	12,48	14,92	13,70	1,73	0,45	12,78	14,93	13,86	1,52	0,79
Pb (ppb)	7,13	8,34	7,74	0,86	0,59	3,28	3,75	3,52	0,33	0,46	2,62	4,40	3,51	1,26	0,11
Cr (mg/L)			<0,01				<0,01					<0,01			
Zn (mg/L)	0,16	0,23	0,19	0,05	0,86	0,08	0,11	0,10	0,02	0,16	0,15	0,43	0,29	0,19	0,36
B (mg/L)	0,37	0,39	0,38	0,02	0,70	0,36	0,40	0,38	0,03	0,76	0,35	0,38	0,36	0,02	0,77

#### 4.1.3.3.2 Parámetros microbiológicos

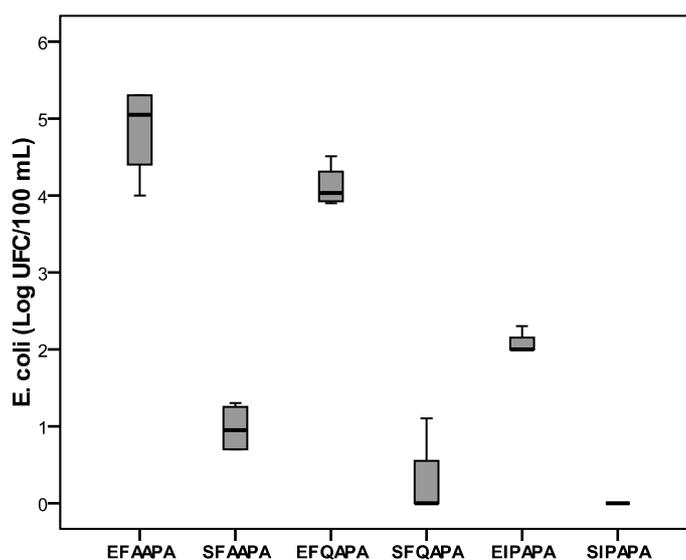
A continuación se presentan los resultados de los parámetros microbiológicos, el indicador bacteriano (*E. coli*) y el indicador viral (bacteriófagos somáticos), en las tres líneas de tratamiento que trabajaron con el sistema de ácido peracético.

##### 4.1.3.3.2.1 Indicador bacteriano

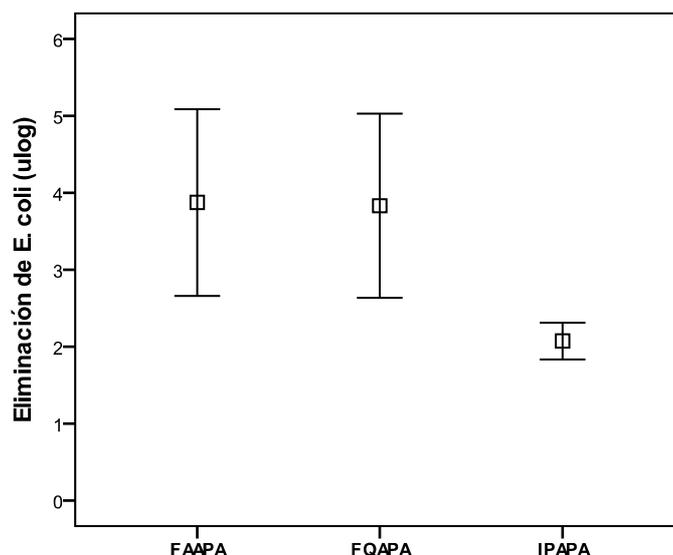
La concentración y la eliminación media de *E. coli* en el efluente de entrada y salida al sistema de ácido peracético en las tres líneas de tratamiento evaluadas se presentan en la Tabla 4.10 y las Figuras 4.19 y 4.20.

**Tabla 4.10** Estadísticos descriptivos de la concentración de *E. coli* a la entrada (E) y salida (S) del sistema de ácido peracético (APA) para cada línea de tratamiento.

Línea de tratamiento	<i>E. coli</i> (Log UFC/100 mL)			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>FA+APA</b>				
EAPA	4,00	5,30	4,85	0,61
SAPA	0,70	1,30	0,98	0,32
<b>FQ+APA</b>				
EAPA	3,90	4,51	4,12	0,28
SAPA	0,00	1,10	0,28	0,55
<b>IP+APA</b>				
EAPA	2,00	2,30	2,08	0,15
SAPA	0,00	0,00	0,00	0,00



**Figura 4.19** Diagramas de cajas de la concentración de *E. coli* de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA).



**Figura 4.20** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de *E. coli* del sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA).

La eliminación media de *E. coli* al final de la línea de tratamiento FA+APA es de 3,88 u log, con una concentración media 0,98 u log. El efluente final presenta una distribución respecto a la concentración de *E. coli* bastante homogénea, con un valor máximo de 1,30 u log (Tabla 4.10, Figuras 4.19 y 4.20). Estos resultados indican que la efectividad del APA, a la dosis y tiempo de contacto evaluados en este estudio, es muy alta, incluso en efluentes provenientes de un sistema de filtro de anillas, con una calidad respecto a sólidos en suspensión y materia orgánica inferior a los otros pretratamientos evaluados.

La eliminación media de *E. coli* al final de la línea de tratamiento de FQ+APA es de 3,83 u log (Figura 4.19). El efluente final presenta una distribución relativamente homogénea, con una concentración media 0,28 u log, un valor máximo de 1,10 u log y con algún valor inferior al límite de detección (Tabla 4.10, Figura 4.20). Estos resultados indican que la efectividad del APA, a la dosis y tiempo de contacto evaluados, es elevada.

La eliminación media de *E. coli* al final de la línea de tratamiento de IP+APA es de 2,08 u log (Figura 4.19). El efluente final presenta una distribución respecto a la concentración de *E. coli* muy homogénea, ya que todos los valores son inferiores al límite de detección (Tabla 4.10, Figura 4.20). La menor eliminación respecto a las otras líneas de tratamiento de filtro de anillas y fisicoquímico se explica porque los

valores de entrada al sistema de APA ya eran bajos, debido a la elevada efectividad del sistema infiltración-percolación en la eliminación de *E. coli*.

Las eliminaciones conseguidas por el ácido peracético son muy similares a las obtenidas por otros autores (Caretti y Lubello, 2003; Kitis, 2004; Koivunen y Heinonen-Tanski, 2005a; Santoro *et al.*, 2006), de 3 y 4 ulog, con dosis similares, aunque la eliminación más elevada se consiguió empleando un tiempo de contacto mayor (30 minutos).

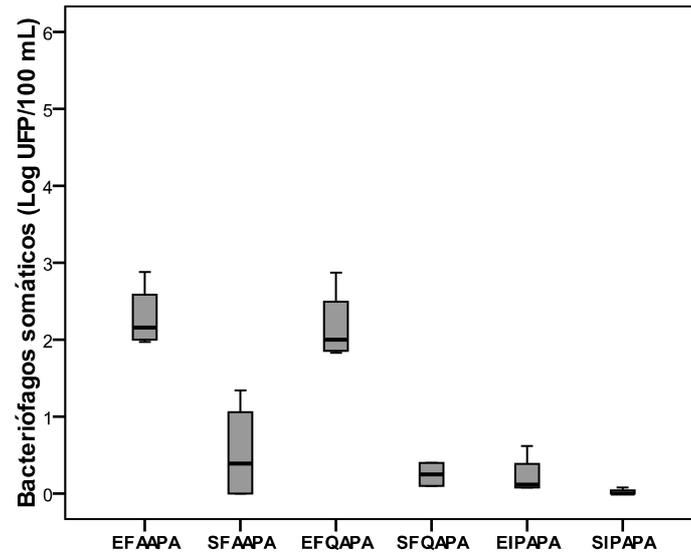
Debido a que el dióxido de cloro y el ácido peracético se pudieron evaluar en paralelo, se puede afirmar que, para las dosis y tiempos de contacto evaluados, la capacidad de eliminación de *E. coli* del dióxido de cloro es superior a la del ácido peracético, independientemente del pretratamiento utilizado.

#### 4.1.3.3.2 Indicador viral

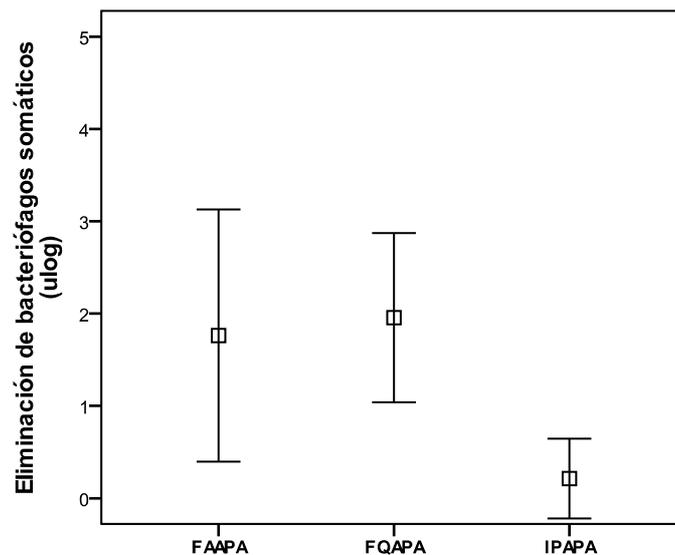
La concentración y la eliminación media de bacteriófagos somáticos en el efluente de entrada y salida al sistema de ácido peracético en las tres líneas de tratamiento evaluadas se presentan en la Tabla 4.11 y las Figuras 4.21 y 4.22.

**Tabla 4.11** Estadísticos descriptivos de la concentración de bacteriófagos somáticos a la entrada (E) y salida (S) del sistema de ácido peracético (APA) para cada línea de tratamiento.

Línea de tratamiento	Bacteriófagos somáticos (Log UFP/100 mL)			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>FA+APA</b>				
EAPA	1,97	2,88	2,29	0,42
SAPA	0,00	1,34	0,53	0,65
<b>FQ+APA</b>				
EAPA	1,83	2,87	2,18	0,48
SAPA	0,10	0,40	0,25	0,17
<b>IP+APA</b>				
EAPA	0,08	0,62	0,23	0,26
SAPA	0,00	0,08	0,02	0,04



**Figura 4.21** Diagramas de cajas de la concentración de bacteriófagos somáticos de los efluentes de entrada (E) y de salida (S) al sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA).



**Figura 4.22** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de bacteriófagos somáticos del sistema de ácido peracético (APA) en las líneas de tratamiento con filtro de anillas (FAAPA), fisicoquímico (FQAPA) e infiltración-percolación (IPAPA).

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea de tratamiento FA+APA es de 1,76 u log, con valores medios de concentración final de 0,53 u log. La distribución del efluente final no es muy homogénea, con valores máximos de bacteriófagos de 1,34 u log (Tabla 4.11, Figuras 4.21 y 4.22). Se ha de destacar que, durante el estudio, se ha obtenido alguna muestra con una concentración de bacteriófagos somáticos inferior al límite de detección.

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea de tratamiento FQ+APA es de 1,96 ulog (Figura 4.22). La concentración media al final de la línea es de 0,25 ulog, con un valor máximo de 0,40 ulog y una distribución bastante homogénea (Tabla 4.11, Figura 4.21).

La eliminación de bacteriófagos somáticos en la línea de tratamiento IP+APA es de 0,21 ulog (Figura 4.22). Estos valores menores de eliminación respecto a las otras líneas de tratamiento se explican porque los valores de entrada al sistema de ácido peracético provenientes del sistema infiltración-percolación ya eran muy bajos. La distribución del efluente final es muy homogénea, con una concentración media de 0,02 ulog y un valor máximo de 0,08 ulog (Tabla 4.11, Figura 4.21). Durante el estudio se ha obtenido alguna muestra con una concentración de bacteriófagos somáticos inferior al límite de detección.

La efectividad del ácido peracético, para las dosis y tiempos de contacto evaluados en este estudio, es muy alta para cualquiera de los pretratamientos estudiados, sin depender tanto de la calidad del agua regenerada respecto a sólidos y materia orgánica como el sistema de radiación ultravioleta. Las eliminaciones conseguidas por el ácido peracético son similares a las descritas en otros estudios (Veschetti *et al.*, 2003; Kitis, 2004; Koivunen y Heinonen-Tanski, 2005a).

Debido a que el dióxido de cloro y el ácido peracético se pudieron trabajar en paralelo, se puede afirmar que, al igual que sucedía con *E. coli*, para las dosis y tiempos de contacto evaluados, la capacidad de eliminación de bacteriófagos somáticos del dióxido de cloro es superior a la del ácido peracético, independientemente del pretratamiento utilizado. Este hecho concuerda con lo descrito por otros autores (Veschetti *et al.*, 2003; Koivunen y Heinonen-Tanski, 2005b) donde el dióxido de cloro se muestra más eficiente que el APA en la eliminación de bacteriófagos somáticos.

#### **4.1.4 Líneas de tratamiento de regeneración recomendadas para los usos establecidos por el RD 1620/2007**

En este apartado se utilizan los resultados de la evaluación de las tecnologías de regeneración para proponer líneas de tratamiento que cumplan con los criterios de calidad establecidos por el RD 1620/2007 para cada uno de los usos del agua regenerada.

En la Tabla 4.12 se muestran los usos y los criterios de calidad establecidos por el RD 1620/2007. Estos criterios se basan principalmente en parámetros microbiológicos (huevos de nematodos intestinales y *E. coli*) y fisicoquímicos (sólidos en suspensión y turbidez). Estos parámetros han sido determinados en el estudio de las tecnologías de regeneración evaluadas.

La concentración de huevos de nematodos intestinales fue siempre inferior al límite de detección (< 0,02 huevos/L), por lo que se cumple con el valor máximo admisible del RD 1620/2007 para este parámetro (1 huevo/10L). Tal y como se comentó en la caracterización del efluente secundario, la presencia de huevos de nematodos intestinales con riesgo sanitario es muy inusual en aguas residuales de países desarrollados. Su inclusión en la normativa española es debida a la influencia de las recomendaciones de la OMS, donde aparece como criterio para el riego agrícola (OMS, 2006), pero se ha de tener en cuenta que las recomendaciones de esta organización están destinadas a países en vías de desarrollo, donde las enfermedades por helmintos parásitos suelen ser endémicas.

El RD 1620/2007 también establece el análisis adicional de otros parámetros, además de los expuestos anteriormente, para usos en los que haya un riesgo especial que se deba controlar. Estos parámetros son los siguientes: organismos patógenos (*Legionella* spp., *Salmonella* spp., *Taenia saginata* y *Taenia solium*), nitrógeno total, nitratos, fósforo total, conductividad eléctrica, SAR y metales. Además, también se recomienda el cumplimiento de las Normas de Calidad Ambiental en algunos usos. Estos parámetros adicionales no se han tenido en cuenta a la hora de valorar la aplicabilidad de una línea de tratamiento, ya que, si bien algunos de ellos se han monitorizado durante este estudio, no se observaron diferencias significativas antes y después de los tratamientos, por lo que su concentración viene determinada por la que presentaba el agua residual cruda y no por el efecto de las tecnologías aplicadas.

De todas formas, se ha de destacar que los valores de conductividad, SAR y los metales analizados durante este estudio (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn y B) cumplen con los valores máximos admisibles del RD 1620/2007 para los usos en que están determinados, los usos agrícolas. Asimismo, los valores de fósforo cumplen con los valores máximos admisibles para el uso recreativo en estanques y masas de agua (calidad 4.2) y los valores de nitrógeno cumplen con los criterios del RD 1620/2007 para los usos ambientales de recarga de acuíferos (calidades 5.1 y 5.2).

**Tabla 4.12** Líneas de tratamiento de regeneración recomendadas para los usos establecidos por el RD 1620/2007.

Usos del agua regenerada	Criterios de calidad	Líneas de tratamiento
<b>1. Usos urbanos</b>		
<p><b>CALIDAD 1.1: RESIDENCIAL</b>            - Riego de jardines privados.            - Descarga de aparatos sanitarios.</p>	<p><i>E. coli</i>: 0 UFC/100mL            SS: 10 mg/L            Turbidez: 2 NTU            Nematodos intestinales:1            huevo/10L</p>	<p>IP+ClO<sub>2</sub>/APA            FQ+ClO<sub>2</sub>/APA</p>
<p><b>CALIDAD 1.2: SERVICIOS</b>            - Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares).            - Baldeo de calles.            - Sistemas contra incendios.            - Lavado industrial de vehículos.</p>	<p><i>E. coli</i>: 200 UFC/100mL            SS: 20 mg/L            Turbidez: 10 NTU            Nematodos intestinales:1            huevo/10L</p>	<p>IP+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FQ+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FA+ ClO<sub>2</sub>/APA</p>
<b>2. Usos agrícolas</b>		
<p><b>CALIDAD 2.1</b>            - Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.</p>	<p><i>E. coli</i>: 100 UFC/100mL            SS: 20 mg/L            Turbidez: 10 NTU            Nematodos intestinales:1            huevo/10L</p>	<p>IP+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FQ+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FA+ ClO<sub>2</sub>/APA</p>
<p><b>CALIDAD 2.2</b>            - Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior.            - Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.            - Acuicultura.</p>	<p><i>E. coli</i>: 1.000 UFC/100mL            SS: 35 mg/L            Nematodos intestinales:1            huevo/10L</p>	<p>IP+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FQ+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FA+ ClO<sub>2</sub>/APA/UV</p>
<p><b>CALIDAD 2.3</b>            - Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana.            - Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones.            - Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.</p>	<p><i>E. coli</i>: 10.000 UFC/100mL            SS: 35 mg/L            Nematodos intestinales:1            huevo/10L</p>	<p>IP+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FQ+ClO<sub>2</sub>/APA/UV            FA+ ClO<sub>2</sub>/APA/UV</p>

Tabla 4.12 Continuación.

Usos del agua regenerada	Criterios de calidad	Líneas de tratamiento
<b>3. Usos industriales</b>		
CALIDAD 3.1 a - Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria. - Otros usos industriales.	<i>E. coli</i> : 10.000 UFC/100mL SS: 35 mg/L Turbidez: 15 NTU	IP+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FQ+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FA+ ClO <sub>2</sub> /APA/UV
CALIDAD 3.1 b - Aguas de proceso y limpieza para uso en la industria alimentaria.	<i>E. coli</i> : 1.000 UFC/100mL SS: 35 mg/L Nematodos intestinales:1 huevo/10L	IP+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FQ+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FA+ ClO <sub>2</sub> /APA/UV
CALIDAD 3.2 - Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.	<i>E. coli</i> : 0 UFC/100mL SS: 5 mg/L Turbidez: 1 NTU Nematodos intestinales:1 huevo/10L	IP+ClO <sub>2</sub> /APA FQ+ClO <sub>2</sub> /APA
<b>4. Usos recreativos</b>		
CALIDAD 4.1 - Riego de campos de golf.	<i>E. coli</i> : 200 UFC/100mL SS: 20 mg/L Turbidez: 10 NTU Nematodos intestinales:1 huevo/10L	IP+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FQ+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FA+ ClO <sub>2</sub> /APA
CALIDAD 4.2 - Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua.	<i>E. coli</i> : 10.000 UFC/100mL SS: 35 mg/L	IP+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FQ+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FA+ ClO <sub>2</sub> /APA/UV
<b>5. Usos ambientales</b>		
CALIDAD 5.1 - Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno.	<i>E. coli</i> : 1.000 UFC/100mL SS: 35 mg/L	IP+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FQ+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FA+ ClO <sub>2</sub> /APA/UV
CALIDAD 5.2 - Recarga de acuíferos por inyección directa.	<i>E. coli</i> : 0 UFC/100mL SS: 10 mg/L Turbidez: 2 NTU Nematodos intestinales:1 huevo/10L	IP+ClO <sub>2</sub> /APA FQ+ClO <sub>2</sub> /APA
CALIDAD 5.3 - Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público. - Silvicultura.	SS: 35 mg/L	IP+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FQ+ClO <sub>2</sub> /APA/UV FA+ ClO <sub>2</sub> /APA/UV
CALIDAD 5.4 - Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, caudales mínimos y similares).	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso.	

Según muestra la Tabla 4.12, las líneas de tratamiento que incluyen la infiltración-percolación o el sistema fisicoquímico como tecnología de pretratamiento y el dióxido de cloro o el ácido peracético como tecnologías de desinfección consiguen cumplir con los criterios de calidad para todos los usos establecidos por el RD 1620/2007, aunque

para los usos más restrictivos (calidades 1.1, 3.2 y 5.2) la turbidez se ha mostrado como parámetro limitante.

A nivel de pretratamiento, la infiltración-percolación y el sistema fisicoquímico tienen una eficacia muy elevada en la eliminación de sólidos en suspensión y turbidez, llegando a valores inferiores a 5 mg/L y 1 NTU, respectivamente.

El dióxido de cloro y el ácido peracético se han mostrado como los desinfectantes más adecuados para cualquier uso, ya que, para las dosis y tiempos de contacto estudiados, se han mostrado más efectivos que la radiación ultravioleta. Concretamente, el dióxido de cloro ha tenido una capacidad de desinfección algo superior a la presentada por el ácido peracético, siempre teniendo en cuenta las condiciones de trabajo establecidas.

Las líneas de tratamiento que incorporan la infiltración-percolación o el sistema fisicoquímico, seguidos de la radiación ultravioleta como desinfectante, se han mostrado adecuadas para todos los usos, excepto para los más restrictivos, como los usos urbanos residenciales (calidad 1.1), el uso en torres de refrigeración y condensadores evaporativos (calidad 3.2) y el uso ambiental de recarga de acuíferos por inyección directa (calidad 5.2). Esto se debe a que, a pesar de la capacidad de estos pretratamientos para reducir la carga bacteriana, el sistema de radiación ultravioleta no ha sido capaz de conseguir la desinfección necesaria para este tipo de usos, en las condiciones de trabajo de este estudio.

Las líneas de tratamiento con el sistema de filtro de anillas como pretratamiento y el dióxido de cloro o el ácido peracético como desinfectantes no serían adecuadas para los usos urbanos residenciales, el uso en torres de refrigeración y condensadores evaporativos ni para la recarga de acuíferos por inyección directa. El filtro de anillas no consigue la calidad de sólidos en suspensión y turbidez requerida por el RD 1620/2007 para estos usos. Además, la menor capacidad de eliminación de *E. coli* del filtro de anillas hace que el dióxido de cloro y el ácido peracético, a pesar de presentar una buena capacidad de desinfección, no logren disminuir el nivel de *E. coli* hasta el valor máximo estipulado en el RD 1620/2007 para esos usos.

Las líneas de tratamiento que combinan el filtro de anillas como pretratamiento y la radiación ultravioleta como desinfectante se han mostrado adecuadas para los usos menos restrictivos del RD 1620/2007. Estos usos son los usos agrícolas (calidad 2.2 y

2.3), los usos industriales para aguas de proceso (calidad 3.1a y 3.1b), los usos recreativos para estanques y masas de agua (calidad 4.2) y los usos ambientales como la recarga de acuíferos por percolación o el riego de bosques (calidad 5.1 y 5.3). El sistema de radiación ultravioleta es el desinfectante que se ha visto más perjudicado por la calidad del efluente de entrada proveniente del filtro de anillas.

A la hora de valorar las recomendaciones de las líneas de tratamiento de regeneración para los distintos usos, se han de tener en cuenta las condiciones de trabajo establecidas en este estudio para cada tecnología de regeneración, así como la calidad del agua residual cruda y la fiabilidad y eficacia de los tratamientos de la EDAR que produce el efluente secundario a regenerar.

En este estudio se ha trabajado con un sistema de infiltración-percolación con riego por goteo subsuperficial, lo que implica un riesgo sanitario menor al no generarse aerosoles y una elevada integración en el medio.

La elección de la línea de tratamiento de regeneración más adecuada, según el criterio de MTD, dependerá de varios factores, entre ellos la calidad del agua regenerada requerida para el uso que se quiera dar, la fiabilidad de las tecnologías a la hora de proporcionar esa calidad a lo largo del tiempo, el coste económico, incluyendo la disponibilidad de terreno para las tecnologías extensivas, y la valoración de intangibles, especialmente a nivel medioambiental, como su integración en el medio.

## 4.2 Evaluación de un sistema de reutilización

En este apartado se muestran los resultados obtenidos durante la evaluación de un sistema de reutilización, incluyendo la EDAR, la ERA y las infraestructuras de almacenamiento y distribución hasta el punto de uso del agua regenerada.

### 4.2.1 Evaluación de microorganismos indicadores en los sistemas de depuración, regeneración, almacenamiento y distribución

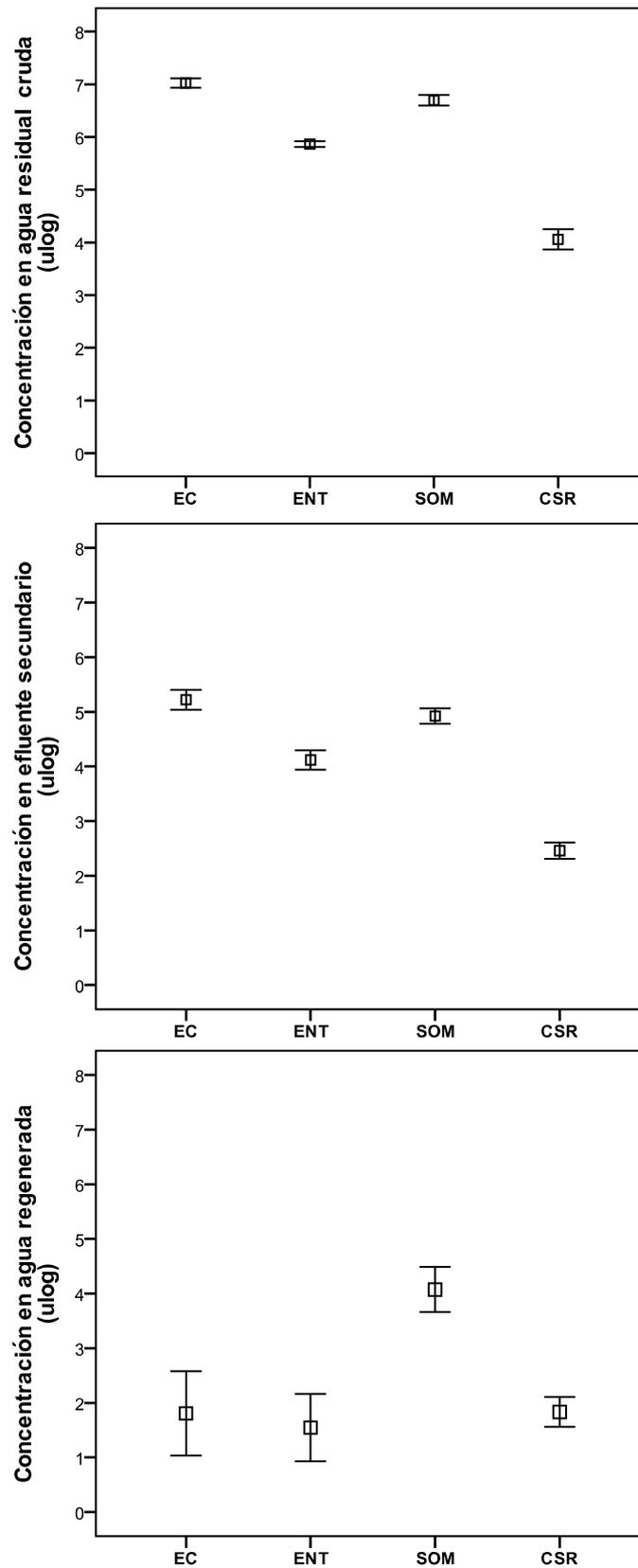
Se ha realizado una evaluación del comportamiento de los microorganismos indicadores *E. coli*, enterococos, bacteriófagos somáticos y esporas de clostridios sulfito reductores en los sistemas de depuración, regeneración, almacenamiento y distribución. Las concentraciones de *E. coli*, enterococos y clostridios sulfito reductores se expresan en Log UFC/100 mL (ulog). La concentración de bacteriófagos somáticos se expresa en Log UFP/100 mL (ulog).

#### 4.2.1.1 Sistemas de depuración y regeneración

Las concentraciones de los microorganismos indicadores en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada (salida de la ERA) se muestran en la Tabla 4.13 y en la Figura 4.23.

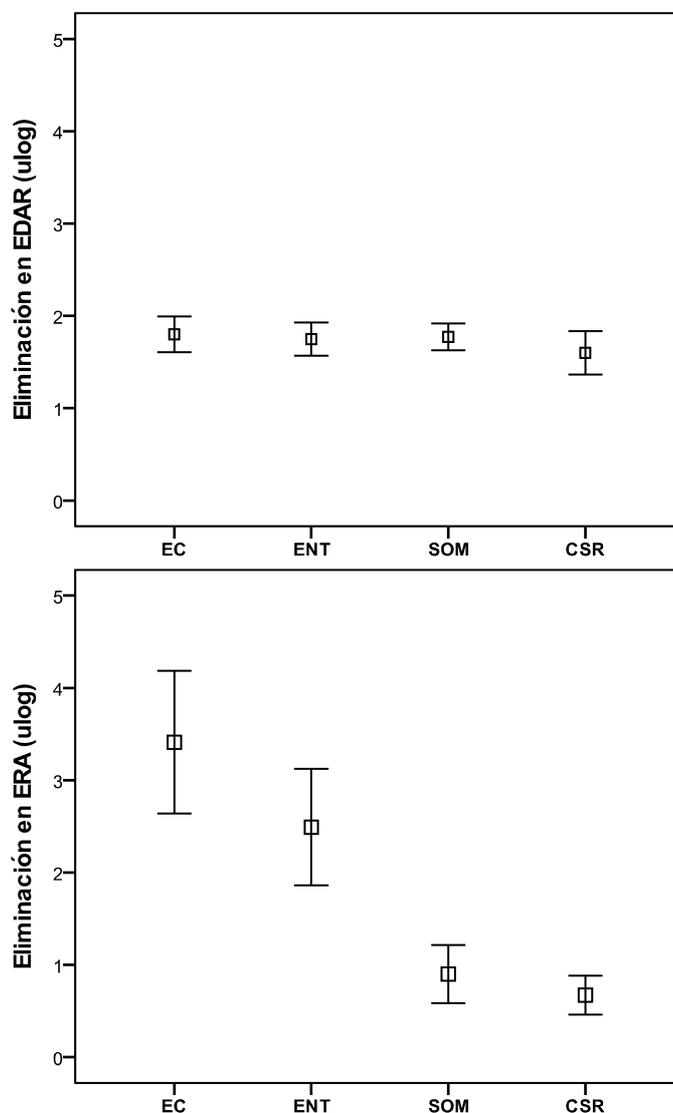
**Tabla 4.13** Estadísticos descriptivos de la concentración de microorganismos indicadores en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada.

Tipo de efluente y microorganismo indicador (ulog)	Estadísticos descriptivos			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>Agua residual cruda</b>				
<i>E. coli</i>	6,30	7,61	7,02	0,29
Enterococos	5,41	6,09	5,87	0,17
Bacteriófagos somáticos	5,74	7,46	6,69	0,32
Clostridios sulfito reductores	2,00	5,09	4,06	0,62
<b>Efluente secundario</b>				
<i>E. coli</i>	3,70	6,17	5,22	0,58
Enterococos	3,15	5,10	4,12	0,56
Bacteriófagos somáticos	4,01	5,97	4,92	0,45
Clostridios sulfito reductores	1,18	3,42	2,46	0,47
<b>Agua regenerada</b>				
<i>E. coli</i>	0,00	6,01	1,81	1,99
Enterococos	0,00	4,70	1,55	1,59
Bacteriófagos somáticos	0,30	5,78	4,07	1,06
Clostridios sulfito reductores	0,70	3,41	1,83	0,70



**Figura 4.23** Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de *E. coli* (EC), enterococcos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada.

Las eliminaciones medias de los microorganismos indicadores en los tratamientos de depuración de la EDAR y en los tratamientos de regeneración de la ERA se muestran en la Figura 4.24.



**Figura 4.24** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de *E. coli* (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en la EDAR y en la ERA.

En el agua residual cruda de entrada a la EDAR, la concentración media de *E. coli* es la más elevada de todos los microorganismos evaluados, seguida de la de bacteriófagos somáticos, enterococos y clostridios sulfito reductores (Tabla 4.13, Figura 4.23). Estos valores y abundancias relativas se corresponden con las encontradas en aguas residuales crudas de diferentes EDARs de Cataluña que depuran aguas residuales eminentemente urbanas (Lucena, 2008). Este hecho hace

que el agua residual de este estudio se pueda considerar representativa del agua residual cruda de las EDARs de Cataluña que tratan agua residual urbana.

En el efluente secundario, los valores medios de todos los microorganismos indicadores han disminuido, pero las abundancias relativas se mantienen, siguiendo el orden de *E. coli*, bacteriófagos somáticos, enterococos y clostridios sulfito reductores (Tabla 4.13, Figura 4.23).

El efluente de agua regenerada de salida de la ERA (pretratamiento + desinfección) presenta variaciones respecto a las abundancias relativas de los microorganismos indicadores. Así, la concentración media más elevada corresponde a los bacteriófagos somáticos, seguida de los clostridios sulfito reductores, *E. coli* y enterococos (Tabla 4.13, Figura 4.23).

El agua regenerada de salida de la ERA (punto de entrega) presentó un 8,8% de muestras que superaron el límite de desviación máxima (1 ulog) admisible para la concentración de *E. coli* que marca el RD 1620/2007 para riego de parques. Este hecho es atribuible a un error en la dosificación de cloro que fue detectado por los técnicos de la planta. Estos valores se incluyeron en el estudio para realizar la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (QMRA) con el objetivo de valorar su efecto en el nivel de riesgo.

Las concentraciones medias y las abundancias relativas de los microorganismos indicadores encontradas en el efluente secundario y en el agua regenerada se encuentran en la línea de las descritas en un estudio de diferentes EDARs de Cataluña (Costán-Longares *et al.*, 2008), así como en la de otros estudios realizados en distintas áreas geográficas (Durán *et al.*, 2003; Lucena *et al.*, 2004, Harwood *et al.*, 2005; Mandilara *et al.*, 2006).

La eliminación media de los microorganismos indicadores a su paso por la EDAR no presenta diferencias significativas ( $p = 0,45$ ), según el análisis de la varianza, siendo similar para *E. coli* (1,80 ulog), enterococos (1,77 ulog), bacteriófagos somáticos (1,75 ulog) y clostridios sulfito reductores (1,60 ulog) (Figura 4.24).

Los tratamientos de depuración de la EDAR (decantación primaria, fangos activados y decantación secundaria) tienen cierta capacidad de desinfección, debido principalmente a la inactivación natural, a la depredación por parte de otros

microorganismos y a la adsorción de los microorganismos a partículas en suspensión que son posteriormente eliminadas por sedimentación (Tchobanoglous *et al.*, 2003). Según Lucena *et al.* (2004) y Mandilara *et al.* (2006) la mayor eliminación en una EDAR se produce durante el tratamiento biológico de fangos activados y la decantación secundaria.

Estos tratamientos parecen reducir de manera similar la concentración de los microorganismos indicadores estudiados, aunque los indicadores bacterianos presentan una reducción media ligeramente mayor, seguidos de los bacteriófagos y, por último, las esporas de clostridios sulfito reductores. Este resultado concuerda con lo descrito por otros autores (Rose *et al.*, 1996; Gantzer *et al.*, 1998; Durán *et al.*, 2003; Mandilara *et al.*, 2006; Wen *et al.*, 2009).

En el tratamiento de regeneración, la eliminación más elevada corresponde a *E. coli* (3,41 ulog), seguida de la eliminación de enterococos (2,49 ulog), bacteriófagos somáticos (0,90 ulog) y clostridios sulfito reductores (0,67 ulog) (Figura 4.24). Estos valores se encuentran dentro del rango de valores de reducción para este tipo de microorganismos en tratamientos fisicoquímicos y de desinfección por cloración (Havelaar, 1987; Tartera *et al.*, 1988; Mandilara *et al.*, 2006).

La eliminación de microorganismos en los tratamientos de regeneración presenta diferencias significativas ( $p = 0,00$ ), según el análisis de la varianza, entre la eliminación de los indicadores bacterianos *E. coli* y enterococos, por un lado, y las eliminaciones de bacteriófagos somáticos y clostridios sulfito reductores, por otro. Los indicadores bacterianos *E. coli* y enterococos se eliminan más eficazmente que los bacteriófagos y los clostridios sulfito reductores. Este resultado puede explicarse por la mayor resistencia a la desinfección por cloro que presentan los bacteriófagos y las esporas de clostridios sulfito reductores respecto a *E. coli* y enterococos (Ashbolt *et al.*, 2001; Araujo *et al.*, 2004).

Los tratamientos de regeneración ejercen una inactivación diferencial sobre los diferentes tipos de microorganismos evaluados, a diferencia de lo que sucedía con los tratamientos de la EDAR, donde los microorganismos estudiados presentaban un comportamiento similar. Este resultado se muestra en la línea de lo encontrado en otras investigaciones (Scott *et al.*, 2003; Mandilara *et al.*, 2006; Costán-Longares *et al.*, 2008).

El hecho de que la inactivación de los bacteriófagos somáticos sea significativamente menor que la de *E. coli* y enterococos, tal y como sucede con los virus patógenos, sugiere que los bacteriófagos reflejarían mejor las eficiencias que presentan los procesos de tratamiento respecto a la eliminación de virus patógenos. Los resultados obtenidos se hallan en consonancia con los presentados en otros estudios (Skraber *et al.*, 2004; Harwood *et al.*, 2005; Mandilara *et al.*, 2006; Costán-Longares *et al.*, 2008) en los cuales los bacteriófagos presentan una mayor resistencia respecto a los indicadores bacterianos y similar a la de los virus patógenos.

Las diferencias encontradas en las reducciones de microorganismos también pueden ser atribuidas, en parte, al régimen de trabajo del tratamiento de regeneración. El proceso de regeneración en esta ERA no es continuo, ya que funciona en base al nivel de agua presente en el depósito y a la demanda de agua para riego. El depósito está conectado telemáticamente con la ERA y cuando su volumen de agua es inferior al 30% se inicia el bombeo para llenarlo. Cuando se alcanza una cantidad de agua regenerada suficiente para regar, la ERA no envía más agua regenerada al depósito, dejando de funcionar durante un tiempo que puede llegar a ser de hasta tres días.

Este régimen de funcionamiento hace que la eficacia y fiabilidad del sistema disminuya, pudiendo interferir en la calidad del agua regenerada producida tras la parada. Algunos estudios indican que se pueden producir procesos de desorción al iniciar de nuevo el flujo de agua en el sistema de regeneración (Campos, 1998; Auset, 2002) por lo que puede aumentar el número de microorganismos.

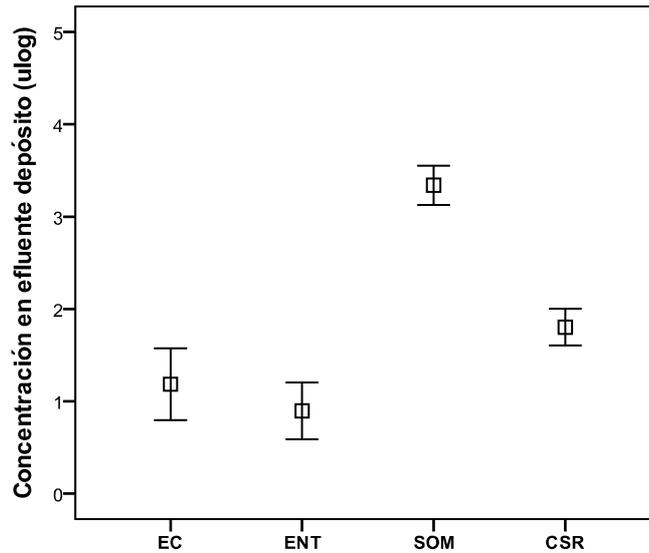
#### **4.2.1.2 Sistemas de almacenamiento y distribución**

Las concentraciones de los microorganismos indicadores *E. coli*, enterococos, bacteriófagos somáticos y esporas de clostridios sulfito reductores en el efluente de salida del depósito de almacenamiento, de cada uno de los aspersores y del gotero se muestran en la Tabla 4.14 y en las Figuras 4.25, 4.26 y 4.27.

**Tabla 4.14** Estadísticos descriptivos de la concentración de microorganismos indicadores en el efluente del depósito, los aspersores (ASP) y el gotero (GOT).

Tipo de efluente y microorganismo indicador (ulog)	Estadísticos descriptivos			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>Efluente depósito</b>				
<i>E. coli</i>	0,00	4,46	1,18	1,34
Enterococos	0,00	3,51	0,90	1,06
Bacteriófagos somáticos	1,52	5,09	3,34	0,73
Clostridios sulfito reductores	0,70	3,33	1,80	0,68
<b>Efluente ASP1</b>				
<i>E. coli</i>	0,00	4,61	1,12	1,26
Enterococos	0,00	3,86	0,88	1,01
Bacteriófagos somáticos	1,52	5,22	3,05	0,79
Clostridios sulfito reductores	0,70	3,38	1,53	0,68
<b>Efluente ASP2</b>				
<i>E. coli</i>	0,00	5,11	1,17	1,36
Enterococos	0,00	3,23	1,01	0,92
Bacteriófagos somáticos	1,52	4,97	3,23	0,78
Clostridios sulfito reductores	0,70	3,47	2,14	0,63
<b>Efluente ASP3</b>				
<i>E. coli</i>	0,00	3,79	0,87	0,94
Enterococos	0,00	2,63	0,73	0,69
Bacteriófagos somáticos	0,70	4,43	2,80	0,85
Clostridios sulfito reductores	0,70	3,11	1,67	0,67
<b>Efluente ASP4</b>				
<i>E. coli</i>	0,00	4,91	0,92	1,19
Enterococos	0,00	2,90	0,73	0,78
Bacteriófagos somáticos	1,52	4,81	3,04	0,82
Clostridios sulfito reductores	0,70	3,06	1,78	0,62
<b>Efluente GOT</b>				
<i>E. coli</i>	0,00	4,90	1,24	1,02
Enterococos	0,00	3,78	1,12	0,89
Bacteriófagos somáticos	1,52	4,45	3,00	0,69
Clostridios sulfito reductores	0,70	2,91	1,73	0,59

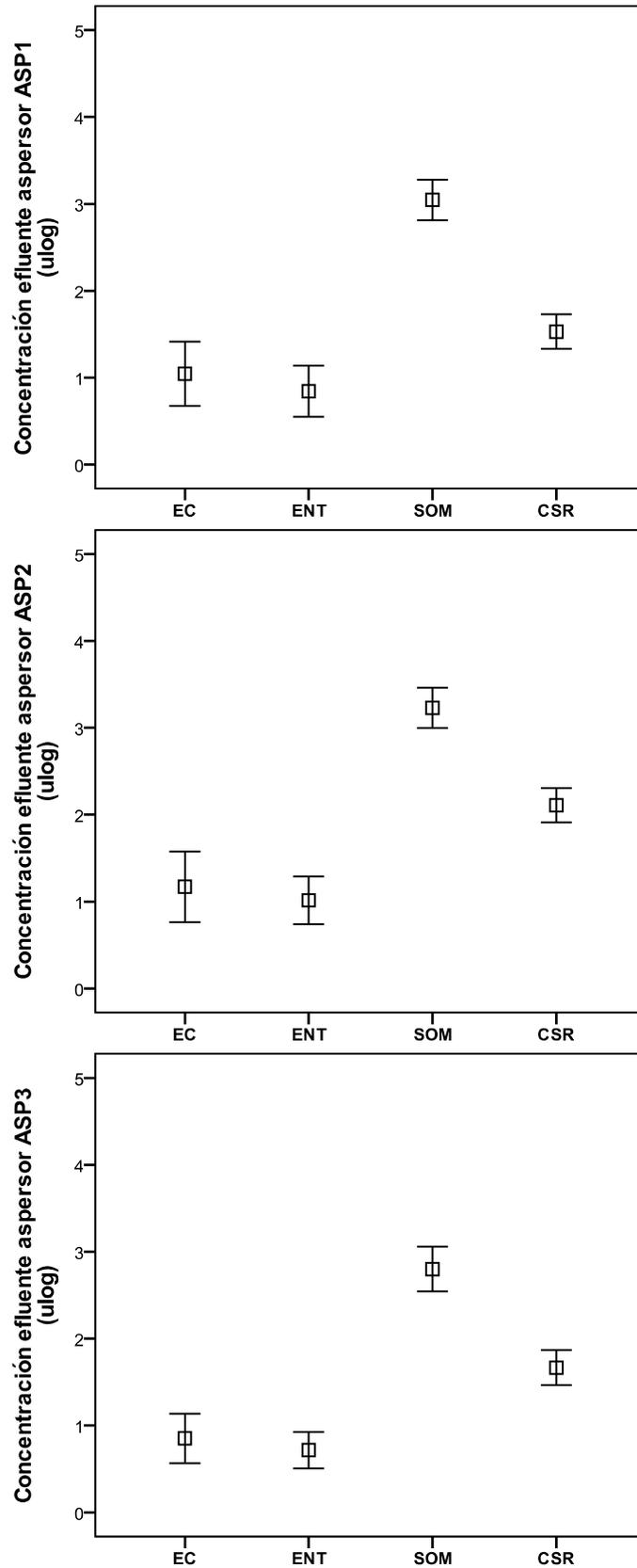
Las concentraciones medias de los microorganismos indicadores obtenidas en el efluente de salida del depósito de almacenamiento mantienen la abundancia relativa encontrada en el efluente de agua regenerada. La concentración media más elevada corresponde a los bacteriófagos somáticos, seguida de los clostridios sulfito reductores, *E. coli* y enterococos (Tabla 4.14, Figura 4.25).



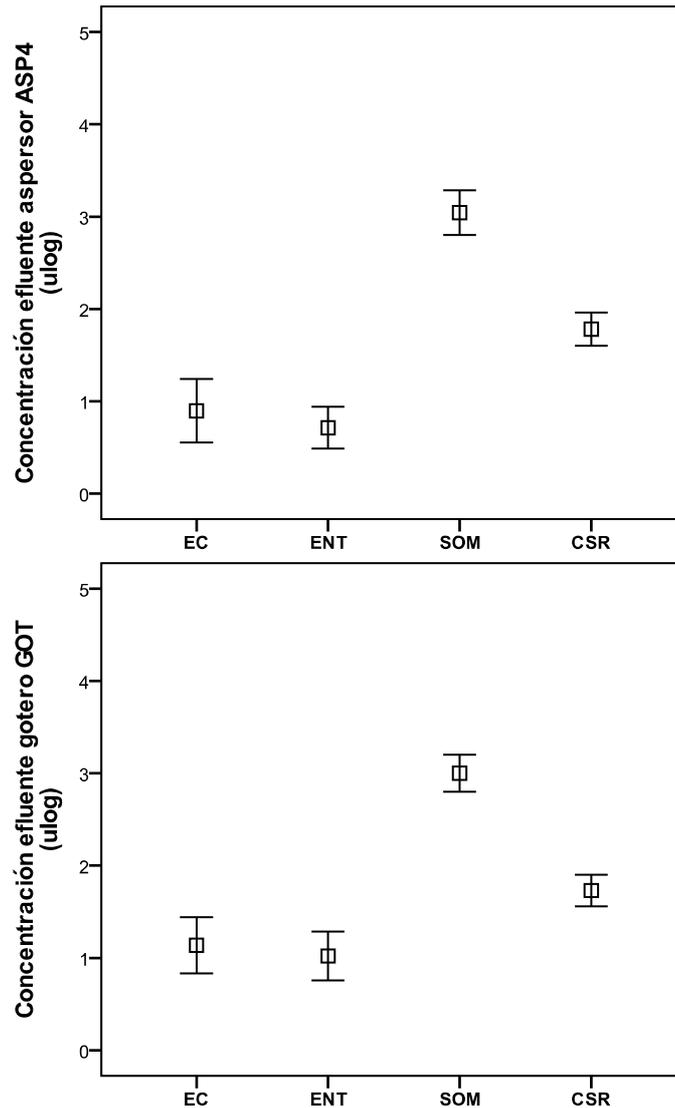
**Figura 4.25** Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de *E. coli* (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el efluente de salida del depósito.

La concentración media de microorganismos indicadores a la salida del depósito es menor que la encontrada en el efluente de agua regenerada. Este hecho puede ser debido al tiempo de residencia en el depósito, de horas, que permite procesos como la inactivación natural, la depredación y la decantación por adsorción a sólidos, ya que se trata de un sistema dinámico. Se ha de recordar que la toma de muestra del efluente de salida del depósito se realizó después del paso del efluente por el filtro de malla colocado a la salida del depósito. Este filtro de malla puede retener a los posibles microorganismos asociados a los sólidos en suspensión.

El depósito se vacía completamente y se limpia dos veces al año (febrero y julio), para evitar posibles resuspensiones de fangos en el agua regenerada, lo que contribuye a evitar el deterioro del agua almacenada. Destacar que, durante el estudio, las aportaciones de agua potable al depósito fueron siempre muy inferiores al volumen de agua regenerada. Sólo se envió agua potable al depósito en los meses de marzo (470 m<sup>3</sup>), mayo (10 m<sup>3</sup>), agosto (6.760 m<sup>3</sup>), noviembre (1.620 m<sup>3</sup>) y diciembre (270 m<sup>3</sup>), frente a un volumen de agua regenerada de entre 7.930 m<sup>3</sup> en marzo y 53.760 m<sup>3</sup> en agosto.



**Figura 4.26** Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de *E. coli* (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el efluente de los aspersores ASP1, ASP2 y ASP3.



**Figura 4.27** Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de *E. coli* (EC), enterococos (ENT), bacteriófagos somáticos (SOM) y esporas de clostridios sulfito reductores (CSR) en el efluente del aspensor ASP4 y del gotero (GOT).

Sin embargo, durante el estudio, ha habido muestreos en que la concentración de los microorganismos indicadores a la salida del depósito fue superior a la encontrada en el efluente de agua regenerada, llegándose a superar el valor máximo admitido para *E. coli* por el RD 1620/2007. Estos valores elevados pueden ser debidos a un posible recrecimiento producido a lo largo de la conducción que transporta el agua regenerada de salida de la ERA hacia el depósito o en el mismo depósito de almacenamiento. La conducción que transporta el agua regenerada desde la ERA hasta el depósito de almacenamiento tiene 3.500 m de longitud y 500 mm de diámetro. En las conducciones que transportan agua regenerada es posible que se creen biopelículas (biofilms) que pueden desprenderse parcialmente y aumentar la contaminación del

agua regenerada transportada (Brading *et al.*, 1995; Morató, 2001; Storey y Ashbolt, 2003).

Las concentraciones medias en los aspersores evaluados (ASP1, ASP2, ASP3 y ASP4) mantienen las mismas abundancias relativas para los microorganismos indicadores que las encontradas en el efluente de agua regenerada y en el efluente de salida del depósito (Tabla 4.14, Figuras 4.26 y 4.27). Así, la concentración media más elevada corresponde a los bacteriófagos somáticos, seguida de clostridios sulfito reductores, *E. coli* y enterococos.

En el gotero (GOT), la concentración media más elevada corresponde a bacteriófagos somáticos, seguida de clostridios sulfito reductores, *E. coli* y enterococos, por lo que también se mantiene la abundancia relativa de los microorganismos indicadores encontrada en el efluente de agua regenerada y el efluente de salida del depósito (Tabla 4.14, Figura 4.27).

En algunos muestreos, la concentración de los microorganismos indicadores a la salida de los aspersores y del gotero fue superior a la del efluente de agua regenerada, con valores de *E. coli* superiores al valor máximo admitido por el RD 1620/2007 a la salida de la ERA, lo que implicaría un empeoramiento de la calidad del agua regenerada a su paso por el sistema de distribución.

Los resultados obtenidos en los efluentes de los aspersores y del gotero ponen de manifiesto el riesgo sanitario en el punto de uso (punto de aplicación) del agua regenerada asociado a la presencia de virus y de clostridios, microorganismos que no aparecen en los criterios de calidad del RD 1620/2007.

Los cuatro aspersores evaluados no presentan diferencias significativas entre ellos para la concentración de los indicadores bacterianos *E. coli* ( $p = 0,58$ ) y enterococos ( $p = 0,33$ ). Tampoco presentan diferencias significativas respecto a la concentración media de bacteriófagos somáticos ( $p = 0,10$ ), aunque en este caso se encontraron diferencias significativas entre los aspersores ASP2 y ASP3 ( $p = 0,01$ ).

La concentración media de clostridios sulfito reductores en el aspersor ASP2 es significativamente más elevada que en el resto de aspersores ( $p = 0,00$ ).

El gotero y el aspersor más cercano a él (ASP4) no presentan diferencias significativas respecto a la concentración de *E. coli*, ( $p = 0,17$ ), enterococos ( $p = 0,06$ ), bacteriófagos somáticos ( $p = 0,79$ ) y clostridios sulfito reductores ( $p = 0,68$ ). Por lo tanto, el método de aplicación del agua regenerada, en este caso aspersor y gotero, no varía la calidad final del agua de manera significativa en cuanto a la concentración media de microorganismos indicadores.

Se puede observar que existe una tendencia del aspersor ASP2 a tener concentraciones más elevadas de microorganismos que el resto de aspersores estudiados. Este hecho puede ser debido a que el aspersor ASP2 se encuentra en un tramo que no llega a purgarse correctamente cuando se realiza la limpieza del sistema de distribución, según ha comprobado el personal de mantenimiento del parque. La red de riego se purga una vez al año mediante dos puntos de purga, uno en una cota alta y otro en una cota inferior, pero es insuficiente para purgar adecuadamente el tramo de la red correspondiente al aspersor ASP2. Esto puede hacer que los microorganismos tengan tendencia a acumularse en ese tramo de la red, lo que comportaría un riesgo sanitario más elevado para ese punto de aplicación.

El sistema de distribución del parque está compuesto por una red mallada con sobrepresión, diseñada especialmente para evitar al máximo la presencia de ramales ciegos. El hecho de que prácticamente entre los aspersores no haya diferencias significativas respecto a la calidad microbiológica muestra que este tipo de red de distribución evita la variación en la calidad del agua de un aspersor (o gotero) a otro. Sin embargo, a pesar de ser una red mallada, los aspersores que se encuentren en cotas más bajas y no se purguen correctamente, como el aspersor ASP2, pueden presentar modificaciones significativas que empeoren la calidad del agua regenerada, por lo que es importante controlar este tipo de puntos de la red de distribución, asegurando una correcta purga de los mismos.

Los resultados obtenidos durante el estudio muestran que el agua regenerada ha sufrido en algunos muestreos variaciones de calidad importantes a su paso por el sistema de almacenamiento y distribución hasta el punto de uso. Debido a ello, se puede afirmar que el control de la calidad del agua regenerada en el punto de entrega al usuario, tal y como marca el RD 1620/2007, no asegura el mantenimiento de esa calidad hasta el punto de uso, siendo necesarios controles adicionales en los sistemas de almacenamiento y distribución.

#### 4.2.1.3 Relaciones entre los microorganismos indicadores

Con el objetivo de determinar posibles relaciones de un microorganismo respecto a otro y poder establecer la utilidad de cada indicador en un monitoreo rutinario, se realizaron correlaciones bilaterales de Spearman (coeficiente de correlación rho de Spearman ( $r$ ),  $p$  bilateral  $\leq 0,05$ ) entre los microorganismos indicadores en el efluente secundario, el efluente de agua regenerada, el efluente de salida del depósito y el efluente de salida de aspersores y gotero.

El efluente secundario presenta una correlación significativa entre *E. coli* y enterococos ( $r = 0,81$ ,  $p = 0,00$ ), siendo la correlación más elevada encontrada. Otras correlaciones que fueron significativas pero con coeficientes de correlación mucho menores se dieron entre enterococos y clostridios sulfito reductores ( $r = 0,48$ ,  $p = 0,00$ ) y entre *E. coli* y clostridios sulfito reductores ( $r = 0,36$ ,  $p = 0,02$ ). No se encontró ninguna correlación significativa entre bacteriófagos somáticos y el resto de microorganismos indicadores evaluados.

En el efluente de agua regenerada existe una correlación significativa y muy elevada entre *E. coli* y enterococos ( $r = 0,90$ ,  $p = 0,00$ ). También se encontraron correlaciones significativas, pero con un coeficiente de correlación menor, entre *E. coli* y bacteriófagos somáticos ( $r = 0,65$ ,  $p = 0,00$ ), *E. coli* y clostridios sulfito reductores ( $r = 0,58$ ,  $p = 0,00$ ), enterococos y bacteriófagos somáticos ( $r = 0,64$ ,  $p = 0,00$ ), enterococos y clostridios sulfito reductores ( $r = 0,55$ ,  $p = 0,00$ ) y entre bacteriófagos somáticos y clostridios ( $r = 0,45$ ,  $p = 0,01$ ).

Estos resultados concuerdan con los descritos en otros estudios realizados en efluentes secundarios y de agua regenerada (Mandilara *et al.*, 2006; Costán-Longares *et al.*, 2008) e incluso en aguas superficiales (Wilkes *et al.*, 2009) y ponen de manifiesto que, de los indicadores evaluados, sólo existe una correlación elevada entre los indicadores bacterianos *E. coli* y enterococos. Por lo tanto, no sería adecuado utilizar ninguno de los indicadores bacterianos estudiados para predecir la concentración de virus o de formas de resistencia como quistes u ooquistes, considerando que las esporas de clostridios sulfito reductores son indicadoras de ooquistes de *Cryptosporidium* (Ashbolt *et al.*, 2001; Araujo *et al.*, 2004).

En el efluente de salida del depósito existe una correlación significativa y elevada entre *E. coli* y enterococos ( $r = 0,80$ ,  $p = 0,00$ ). También es significativa la correlación entre

*E. coli* y bacteriófagos somáticos ( $r = 0,37$ ,  $p = 0,01$ ), enterococos y bacteriófagos somáticos ( $r = 0,45$ ,  $p = 0,00$ ), enterococos y clostridios sulfito reductores ( $r = 0,57$ ,  $p = 0,00$ ) y entre clostridios sulfito reductores y bacteriófagos ( $r = 0,43$ ,  $p = 0,00$ ). Pero estas correlaciones no presentan un coeficiente de correlación elevado.

En el efluente de salida de los aspersores y del gotero existe una correlación elevada y significativa entre *E. coli* y enterococos ( $r = 0,74$ ,  $p = 0,00$ ). Se encontraron otras correlaciones significativas pero con un coeficiente de correlación muy bajo, entre *E. coli* y bacteriófagos somáticos ( $r = 0,20$ ,  $p = 0,00$ ), *E. coli* y clostridios sulfito reductores ( $r = 0,17$ ,  $p = 0,01$ ), enterococos y bacteriófagos somáticos ( $r = 0,19$ ,  $p = 0,01$ ), enterococos y clostridios sulfito reductores ( $r = 0,25$ ,  $p = 0,00$ ) y entre clostridios sulfito reductores y bacteriófagos ( $r = 0,29$ ,  $p = 0,00$ ).

Los resultados obtenidos muestran que en el efluente de salida del depósito y el de los aspersores y el gotero los indicadores bacterianos *E. coli* y enterococos siguen presentando una muy buena correlación, al igual que en el efluente secundario y en el efluente de agua regenerada, siendo la mejor correlación encontrada. El resto de indicadores evaluados no presentan una buena correlación entre ellos.

#### **4.2.2 Evaluación de microorganismos patógenos en los sistemas de depuración, regeneración, almacenamiento y distribución.**

Durante el estudio se realizaron análisis de los microorganismos patógenos que establece el RD 1620/2007, los huevos de nematodos intestinales y, en el caso de riesgo de aerosolización, *Legionella* spp. También se evaluó la concentración de *Giardia* y *Cryptosporidium* debido a la importancia de estos parásitos en las enfermedades de origen hídrico en países desarrollados (USEPA, 2004). Cada uno de estos patógenos se evaluó en cuatro muestreos trimestrales durante el estudio.

La determinación de huevos de nematodos intestinales y *Legionella* spp. se realizó en el efluente de salida de la ERA (agua regenerada), el de salida del depósito y el de los aspersores seleccionados (Tablas 4.15 y 4.16).

**Tabla 4.15** Concentración de huevos de nematodos intestinales en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados.

Tipo de efluente	Nematodos intestinales (huevos/10 L)			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Agua regenerada	< 1	< 1	< 1	< 1
Efluente depósito	< 1	< 1	< 1	< 1
Efluente ASP1	< 1	< 1	< 1	< 1
Efluente ASP2	< 1	< 1	< 1	< 1
Efluente ASP3	< 1	< 1	< 1	< 1
Efluente ASP4	< 1	< 1	< 1	< 1

**Tabla 4.16** Concentración de *Legionella* spp. en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados.

Tipo de efluente	<i>Legionella</i> spp.(UFC/L)			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Agua regenerada	< 80	< 80	< 100	< 80
Efluente depósito	< 80	< 80	< 100	< 80
Efluente ASP1	< 80	< 80	< 100	< 80
Efluente ASP2	< 80	< 80	< 100	< 80
Efluente ASP3	< 80	< 80	< 100	< 80
Efluente ASP4	< 80	< 80	< 100	< 80

La concentración de huevos de nematodos intestinales fue siempre inferior al límite de detección (< 1 huevo/10 L) en los puntos evaluados (Tabla 4.15). Este resultado es similar al encontrado en la determinación de nematodos intestinales en el estudio de las tecnologías de regeneración, donde su concentración fue también inferior al límite de detección (< 0,02 huevos/L). A la vista de los resultados obtenidos, se plantea la idoneidad de la inclusión del análisis de huevos de nematodos intestinales con la frecuencia que estipula el RD 1620/2007. Se ha de destacar que este parámetro no se encuentra establecido como parámetro obligatorio en las normativas de reutilización de Estados Unidos, consideradas unas normativas muy restrictivas (USEPA, 2004).

La determinación de *Legionella* spp. muestra que la concentración siempre fue inferior al límite de detección (< 80 UFC/L) en todos los puntos de muestreo evaluados (Tabla 4.16). El límite de detección fue de 80 UFC/L, excepto en el caso del muestreo realizado en agosto, cuando la flora acompañante en las muestras de agua recogidas hizo imposible disminuir el límite de detección de 100 UFC/L. Estos resultados muestran que el efluente de agua regenerada del sistema cumple con la normativa del RD 1620/2007 para riego de parques (calidad 1.2) que establece un valor máximo admisible de 100 UFC/L.

La nula detección de *Legionella* spp. ha impedido realizar comparaciones con los indicadores bacterianos *E. coli* y enterococos, los cuales, se ha de destacar, siempre estuvieron presentes en los muestreos realizados para este patógeno (Tablas 4.17 y 4.18).

**Tabla 4.17** Concentración de *E. coli* en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados.

Tipo de efluente	<i>E. coli</i> (UFC/L)			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Agua regenerada	10	288	10	10
Efluente depósito	10	30	20	10
Efluente ASP1	10	10	151	50
Efluente ASP2	20	10	112	10
Efluente ASP3	20	10	10	10
Efluente ASP4	10	10	89	10

**Tabla 4.18** Concentración de enterococos en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados.

Tipo de efluente	Enterococos (UFC/L)			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Agua regenerada	10	257	30	50
Efluente depósito	20	10	10	10
Efluente ASP1	10	10	20	50
Efluente ASP2	20	50	71	10
Efluente ASP3	10	10	10	20
Efluente ASP4	10	20	40	10

La determinación de quistes de *Giardia* y ooquistes de *Cryptosporidium* se realizó en el efluente de entrada a la EDAR (agua residual cruda), el efluente secundario (salida de la EDAR), el efluente de salida de la ERA (agua regenerada), el efluente de salida del depósito y el efluente de salida del aspensor ASP2 (Tablas 4.19 y 4.20).

Los quistes de *Giardia* se han encontrado en el agua residual cruda de entrada a la EDAR, en el efluente secundario, en el agua regenerada de salida de la ERA y en el efluente de salida del depósito (Tabla 4.19). La concentración de quistes en el efluente de salida del aspensor ASP2 ha sido siempre inferior al límite de detección.

**Tabla 4.19** Concentración de quistes de *Giardia* en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados.

Tipo de efluente	<i>Giardia</i> (quistes/L)			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Agua residual cruda	96	96	139	n.d.
Efluente secundario	19	81	29	24
Agua regenerada	10	10	< 1	10
Efluente depósito	14	n.d.	< 1	67
Efluente ASP2	< 1	< 1	< 1	< 1

n.d.: no determinado.

**Tabla 4.20** Concentración de ooquistes de *Cryptosporidium* en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados.

Tipo de efluente	<i>Cryptosporidium</i> (ooquistes/L)			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Agua residual cruda	< 1	13	5	< 1
Efluente secundario	< 1	8	13	8
Agua regenerada	< 1	< 1	< 1	< 1
Efluente depósito	< 1	n.d.	3	10
Efluente ASP2	5	18	13	28

n.d.: no determinado.

Los ooquistes de *Cryptosporidium* se han identificado en el agua residual cruda, el efluente secundario, el agua regenerada de salida de la ERA, el efluente de salida del depósito y en el aspersor ASP2 (Tabla 4.20). A pesar de no haber evaluado la viabilidad de los ooquistes, su presencia en el efluente de un aspersor comporta un riesgo sanitario asociado que se ha de controlar, teniendo en cuenta que la dosis infectiva estimada es de tan solo 10 ooquistes (Montemayor *et al.*, 2005).

Asimismo, aunque no se encontraron quistes de *Giardia* en el efluente del aspersor ASP2, el limitado número de muestreos realizados y el hecho de encontrar ooquistes de *Cryptosporidium* hace que no se pueda descartar la posible presencia de quistes de *Giardia* en el efluente del aspersor si se hubiera realizado un mayor número de análisis.

A pesar del limitado número de muestreos que pudieron realizarse, se observa una tendencia del aspersor ASP2 a presentar una concentración de ooquistes de *Cryptosporidium* más elevada que la encontrada en el efluente del agua regenerada y del depósito. Es importante recordar que en este aspersor se presentó una concentración más elevada de microorganismos indicadores que en el resto de aspersores, incluyendo esporas de clostridios sulfito reductores, por lo que es posible

que se produzca una acumulación de microorganismos en el efluente del aspensor ASP2, lo que reafirma la importancia de controlar este tipo de puntos de la red de distribución.

Los valores de concentración de quistes y ooquistes en el agua residual cruda, el efluente secundario y el agua regenerada, así como el hecho de que la concentración de *Giardia* en las muestras de agua residual cruda y del efluente secundario es más elevada que la de *Cryptosporidium*, concuerdan con lo descrito en diferentes estudios realizados en distintas EDARs de España (Montemayor *et al.*, 2005; Castro-Hermida *et al.*, 2008) y de otros países (Cacció *et al.*, 2003; USEPA, 2004; Robertson *et al.*, 2006).

Algunos valores de *Cryptosporidium* son más elevados en el efluente secundario o el efluente de agua regenerada, comparados con el agua residual cruda, lo que también se describe en el estudio de diversas EDARs de Galicia realizado por Castro-Hermida *et al.* (2008). Este hecho puede deberse a posibles interferencias de los compuestos presentes en un agua residual cruda con la técnica de detección de estos patógenos.

La eliminación de quistes de *Giardia* y ooquistes de *Cryptosporidium* se produce mayoritariamente mediante adhesión a partículas y posterior sedimentación y, especialmente, mediante procesos de filtración (Montemayor *et al.*, 2005; Robertson *et al.*, 2006). La desinfección mediante cloración tiene una incidencia muy baja en la eliminación de *Cryptosporidium* (0-0,5 ulog) y de *Giardia* (0,5-1,5 ulog), especialmente con las dosis utilizadas para la eliminación de bacterias en las ERAs (Carey *et al.*, 2004; Hunter y Thompson, 2005; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

En general, se considera que los quistes de *Giardia* (8-12  $\mu\text{m}$  de largo y 7-10  $\mu\text{m}$  de ancho) son eliminados más eficazmente por los tratamientos de filtración que los ooquistes de *Cryptosporidium* (4-6  $\mu\text{m}$  de diámetro) (Payment *et al.*, 2001; Medema *et al.*, 2003; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006), lo que podría explicar que la concentración de *Cryptosporidium* en el efluente del aspensor ASP2 fuera superior a la de *Giardia*.

Las esporas de clostridios sulfito reductores se han propuesto como indicadores de la presencia de ooquistes de *Cryptosporidium* (Ashbolt *et al.*, 2001; Araujo *et al.*, 2004). En este sentido, se ha de destacar que en los cuatro muestreos realizados para determinar ooquistes de *Cryptosporidium* siempre se encontraron esporas de clostridios sulfito reductores, con valores superiores, en todos los puntos muestreados

(Tabla 4.21), incluso cuando la concentración de ooquistes fue inferior al límite de detección, lo que significa que las esporas cumplirían con una de las premisas de un buen indicador, que es estar presente en concentraciones similares o mayores al organismo patógeno (Kott, 1981; Grabow, 1986; OMS, 2004).

**Tabla 4.21** Concentración de esporas de clostridios sulfito reductores en los diferentes puntos de muestreo para los cuatro muestreos realizados.

Tipo de efluente	Esporas de clostridios sulfito reductores (UFC/L)			
	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
Agua residual cruda	524.807	301.995	107.152	125.893
Efluente secundario	4.365	708	6.457	603
Agua regenerada	50	151	302	50
Efluente depósito	3.162	251	50	50
Efluente ASP2	5.623	5.888	955	50

El RD 1620/2007 no incluye *Giardia* ni *Cryptosporidium* como parámetros microbiológicos, pero los resultados muestran que es posible encontrar quistes y ooquistes de estos parásitos en el agua regenerada, a pesar de cumplir con los criterios microbiológicos de calidad marcados por el RD 1620/2007, por lo que sería recomendable un control de este tipo de parámetros.

#### 4.2.3 Evaluación de parámetros fisicoquímicos en los sistemas de depuración, regeneración, almacenamiento y distribución

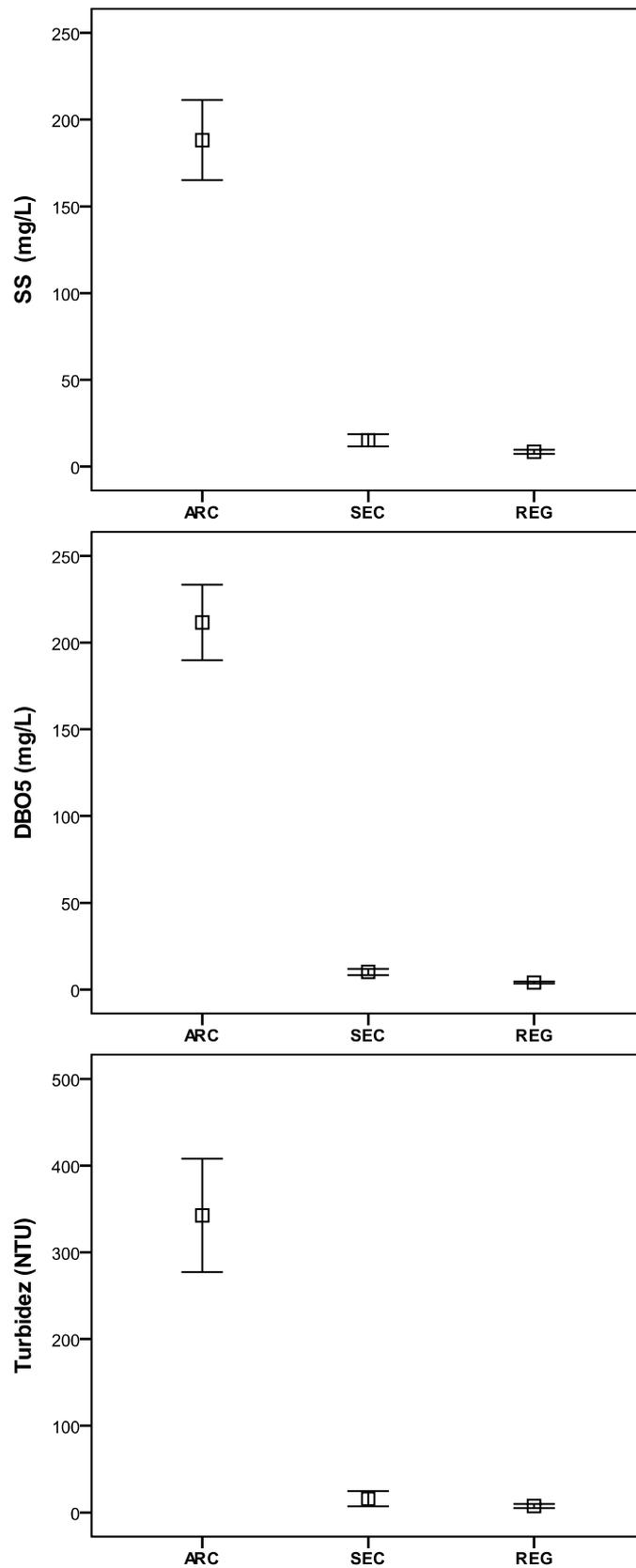
En este apartado se muestran los resultados obtenidos al evaluar diversos parámetros fisicoquímicos de interés en el control del riesgo. Se evaluaron los sólidos en suspensión y la turbidez al ser obligatoria su determinación para todos los usos que describe el RD 1620/2007. Asimismo, se realizaron determinaciones de conductividad eléctrica y de la relación de adsorción de sodio (SAR) por su posible efecto sobre la permeabilidad del suelo y la vegetación (Ayers y Westcot, 1985). Se incluyeron análisis de demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) en los tratamientos de la EDAR y la ERA como parámetro de control de los valores de materia orgánica y se evaluó también la concentración de cloro libre residual en el agua regenerada, la salida del depósito, de los aspersores y del gotero. Se realizaron también análisis de metales pesados en el agua regenerada de salida de la ERA.

### 4.2.3.1 Sistemas de depuración y regeneración

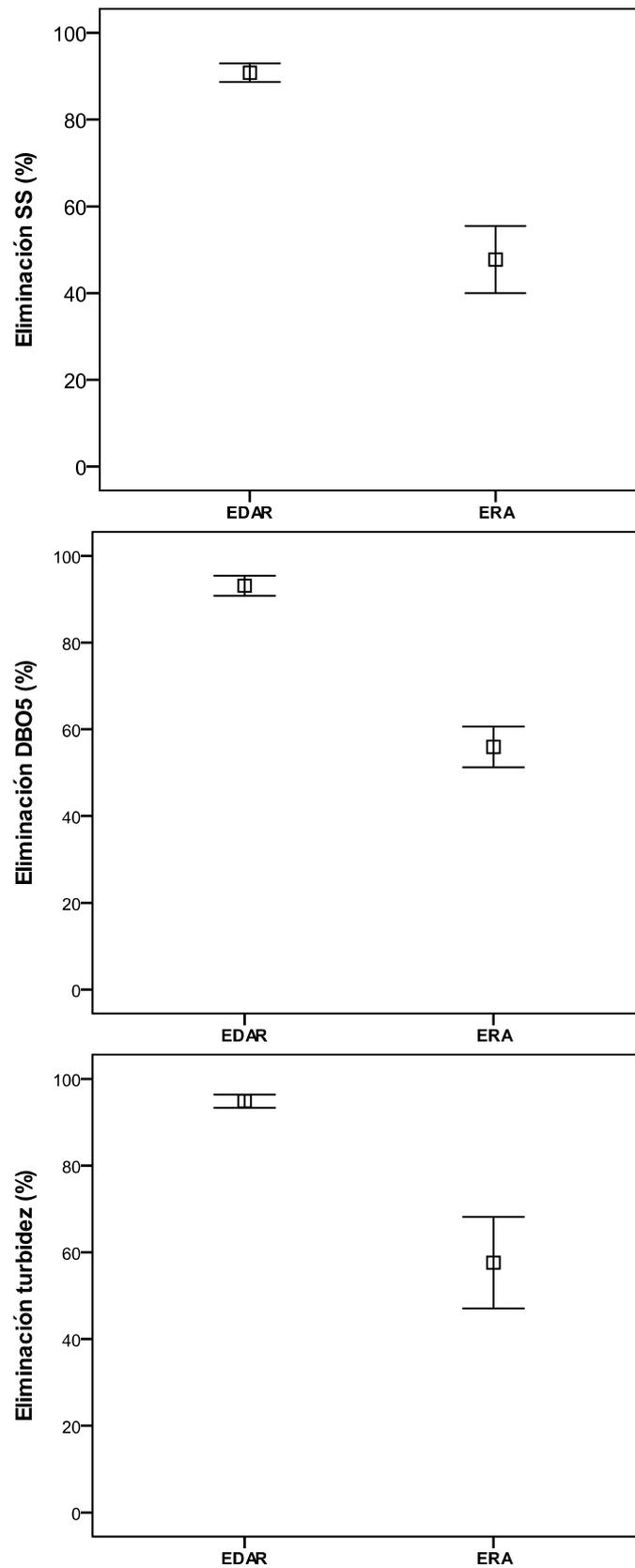
La concentración y la eliminación media de sólidos en suspensión, demanda bioquímica de oxígeno, turbidez y conductividad eléctrica en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada se muestran en la Tabla 4.22 y en las Figuras 4.28, 4.29, 4.30 y 4.31.

**Tabla 4.22** Estadísticos descriptivos de la concentración de sólidos en suspensión, demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), turbidez y conductividad eléctrica en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada.

Tipo de efluente y parámetro	Estadísticos descriptivos			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>Agua residual cruda</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	16,00	592,00	188,15	110,94
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	47,00	540,00	211,59	104,50
Turbidez (NTU)	55,07	1000,00	342,57	203,99
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,40	3,92	2,74	0,70
<b>Efluente secundario</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	1,00	109,00	15,15	17,37
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	5,00	56,00	10,13	8,56
Turbidez (NTU)	0,69	179,00	15,89	27,31
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,79	3,36	2,57	0,44
<b>Agua regenerada</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	5,00	20,00	8,53	4,40
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	3,00	12,00	4,05	2,00
Turbidez (NTU)	0,35	24,81	7,40	5,90
Conductividad eléctrica (dS/m)	2,21	2,89	2,57	0,23



**Figura 4.28** Intervalos de confianza al 95% de la concentración media de sólidos en suspensión (SS), demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>) y turbidez en el agua residual cruda (ARC), el efluente secundario (SEC) y el efluente de agua regenerada (REG).



**Figura 4.29** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de sólidos en suspensión (SS), demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ) y turbidez en la EDAR y en la ERA.

Los valores medios de sólidos en suspensión, materia orgánica (DBO<sub>5</sub>) y turbidez en el agua residual cruda, el efluente secundario y el efluente de agua regenerada (Tabla 4.22, Figura 4.28) son valores acordes con los encontrados en este tipo de aguas residuales urbanas (Tchobanoglous *et al.*, 2003).

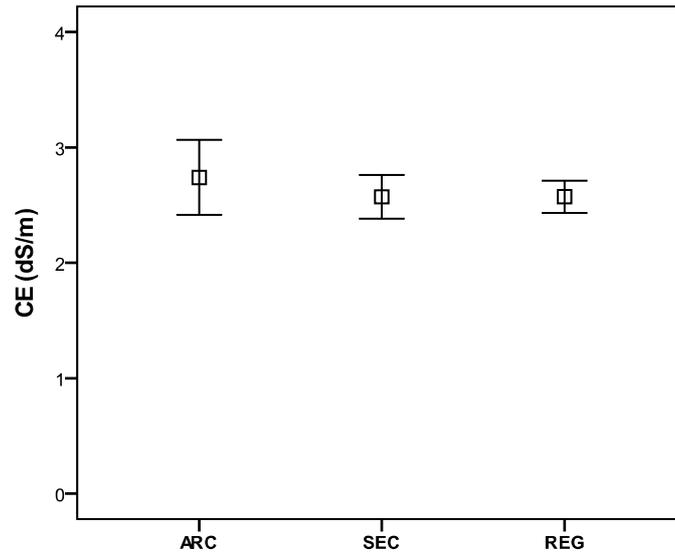
Las eliminaciones medias debidas a los sistemas de tratamiento de la EDAR para sólidos en suspensión (90,79%), materia orgánica (93,11%) y turbidez (94,86%) muestran la importancia de las tecnologías de tratamiento de la EDAR para la eliminación de estos parámetros (Figura 4.29).

El tratamiento de regeneración consigue unas reducciones de sólidos en suspensión (47,74%), DBO<sub>5</sub> (55,96%) y turbidez (57,62%), menores de las conseguidas en la EDAR pero imprescindibles para poder cumplir con la normativa de reutilización, el RD 1620/2007 (Figura 4.29).

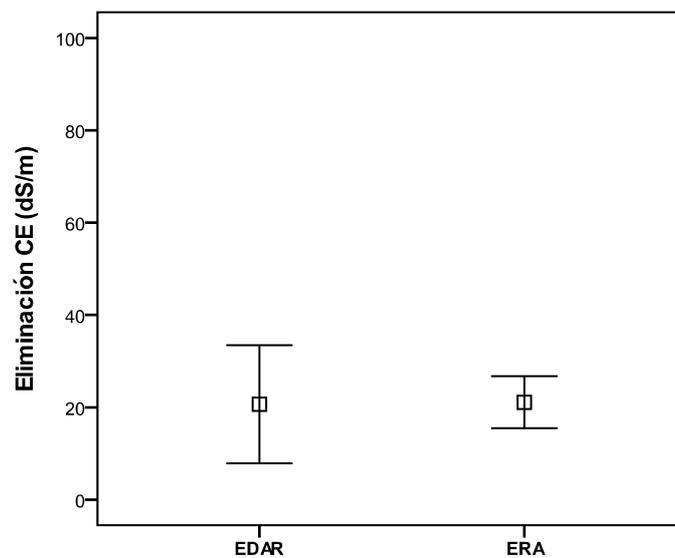
La reducción adicional de sólidos en suspensión, materia orgánica y turbidez de la ERA corresponde al pretratamiento fisicoquímico. Esta tecnología reduce eficazmente los valores de sólidos en suspensión y turbidez, tal y como se observó en el estudio de las tecnologías de regeneración.

La concentración media de sólidos en suspensión y turbidez en el efluente de agua regenerada no superó el valor máximo establecido por el RD 1620/2007 para este tipo de uso (20 mg/L y 10 NTU, respectivamente), pero hubo algún muestreo en que la turbidez superó los 10 NTU (Tabla 4.22).

Los valores medios de conductividad eléctrica en el agua residual cruda, el efluente secundario y el agua regenerada son muy similares, estando entre los 2,74 y 2,55 dS/m. Estos valores se consideran normales para una depuradora que trata aguas urbanas y que, como en este caso, se encuentra cerca de la costa (Tchobanoglous *et al.*, 2003).



**Figura 4.30** Intervalos de confianza al 95% del valor medio de conductividad eléctrica (CE) en el agua residual cruda (ARC), el efluente secundario (SEC) y el efluente de agua regenerada (REG).



**Figura 4.31** Intervalos de confianza al 95% de la eliminación media de conductividad eléctrica (CE) en la EDAR y en la ERA.

La conductividad eléctrica del agua regenerada no ha superado el valor de 3 dS/m, debido a que en la ERA existe un sensor de conductividad que, mediante un automatismo, hace que se interrumpa el envío de agua regenerada al depósito cuando se supera el valor de 3 dS/m (Tabla 4.22, Figura 4.30).

La reducción de conductividad es muy similar para los tratamientos de la EDAR y de la ERA, siendo de 20,65% y 21,09%, respectivamente (Figura 4.31). Este resultado concuerda con lo descrito en el estudio de tecnologías de regeneración, donde se

mostraba que no había diferencias significativas entre los valores de conductividad del efluente secundario y del efluente de agua regenerada, utilizando el sistema fisicoquímico como pretratamiento.

La concentración de metales pesados en el efluente de agua regenerada (salida de la ERA), el punto de entrega al usuario, se muestra en la Tabla 4.23. Los resultados ponen de manifiesto que los valores de metales pesados han sido casi siempre inferiores al límite de detección y que en todos los casos cumplen con los valores máximos admisibles del RD 1620/2007 para riego agrícola, que se escoge como referencia de la concentración de metales, ya que en la calidad 1.2. para riego de parques no aparecen límites para estos parámetros.

**Tabla 4.23** Estadísticos descriptivos de la concentración de metales pesados en el efluente de agua regenerada.

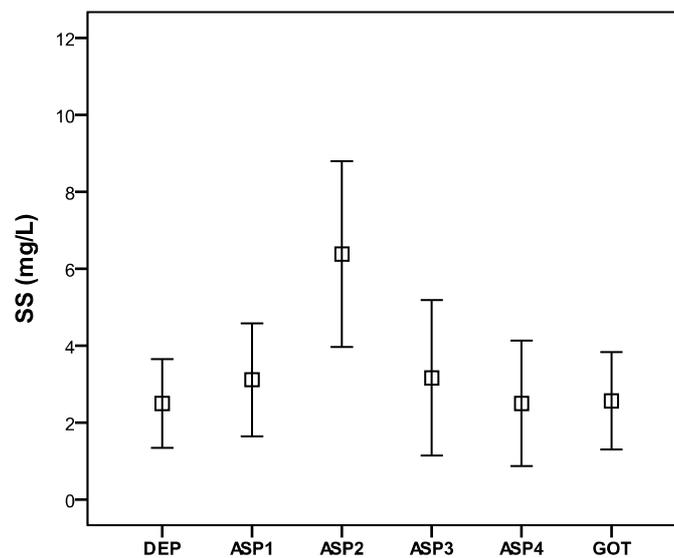
Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
B (m g/L)	0,17	0,29	0,23	0,04
Fe (mg/L)	0,06	0,40	0,16	0,11
Mn (mg/L)	0,02	0,04	0,03	0,01
Zn (mg/L)	0,05	0,07	0,05	0,01
Ni (mg/L)			< 0,05	
Cd (mg/L)			< 0,01	
Cu (mg/L)			< 0,05	
Pb (mg/L)			< 0,05	
Cr (mg/L)			< 0,05	
Se (mg/L)			< 0,02	
Mo (mg/L)			< 0,01	
Hg ( $\mu$ g/L)			< 1,00	

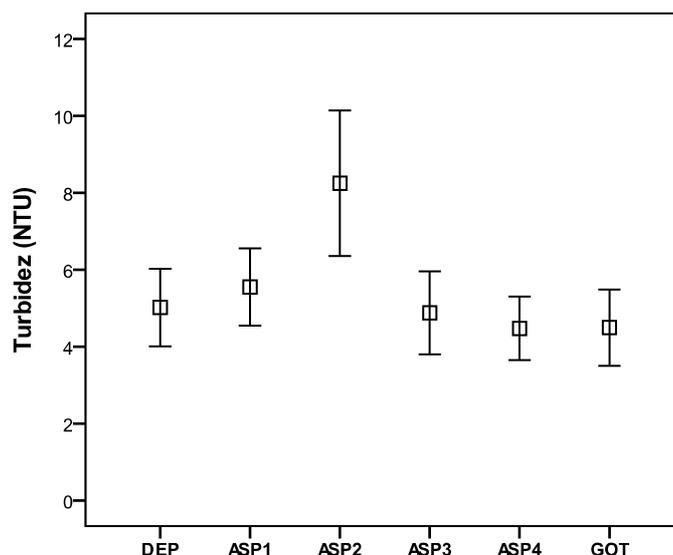
#### 4.2.3.2 Sistemas de almacenamiento y distribución

Los valores de sólidos en suspensión, turbidez y conductividad eléctrica en el efluente de salida del depósito de almacenamiento y en el efluente de los aspersores y el gotero se presentan en la Tabla 4.24 y en las Figuras 4.32, 4.33 y 4.34.

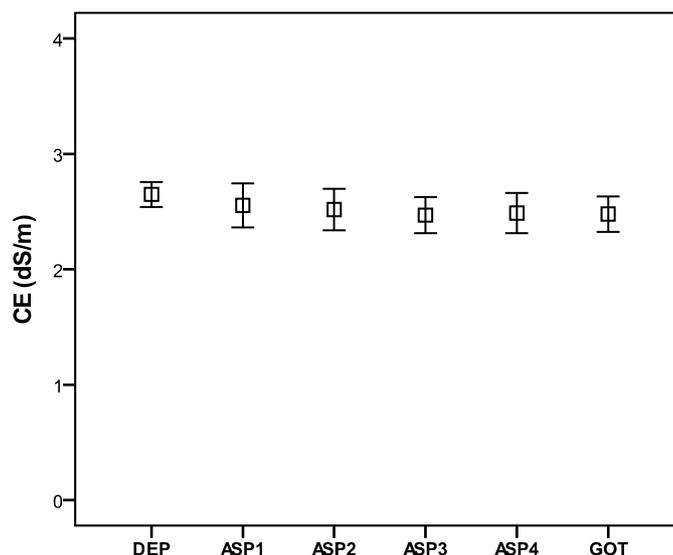
**Tabla 4.24** Estadísticos descriptivos de los valores de sólidos en suspensión, turbidez y conductividad eléctrica en el efluente del depósito, los aspersores (ASP) y el gotero (GOT).

Tipo de efluente y parámetro	Estadísticos descriptivos			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
<b>Efluente depósito</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	0,00	8,20	2,50	2,40
Turbidez (NTU)	0,28	14,11	5,02	3,40
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,87	3,30	2,65	0,36
<b>Efluente ASP1</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	0,00	8,65	3,11	3,05
Turbidez (NTU)	0,98	13,71	5,55	3,37
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,50	3,55	2,55	0,43
<b>Efluente ASP2</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	0,00	17,71	6,38	5,01
Turbidez (NTU)	0,76	31,10	8,25	6,37
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,37	3,29	2,52	0,40
<b>Efluente ASP3</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	0,00	13,92	3,16	4,07
Turbidez (NTU)	0,36	16,33	4,88	3,51
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,50	3,27	2,47	0,34
<b>Efluente ASP4</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	0,00	10,10	2,50	3,17
Turbidez (NTU)	0,35	13,73	4,48	2,76
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,37	3,17	2,49	0,39
<b>Efluente GOT</b>				
Sólidos en suspensión (mg/L)	0,00	6,95	2,57	2,38
Turbidez (NTU)	0,05	15,85	4,50	3,33
Conductividad eléctrica (dS/m)	1,76	3,07	2,48	0,34

**Figura 4.32** Intervalos de confianza al 95% del valor medio de sólidos en suspensión (SS) en el efluente del depósito (DEP), de los aspersores (ASP1, ASP2, ASP3, ASP4) y del gotero (GOT).



**Figura 4.33** Intervalos de confianza al 95% del valor medio de turbidez en el efluente del depósito (DEP), de los aspersores (ASP1, ASP2, ASP3, ASP4) y del gotero (GOT).



**Figura 4.34** Intervalos de confianza al 95% del valor medio de conductividad eléctrica (CE) en el efluente del depósito (DEP), de los aspersores (ASP1, ASP2, ASP3, ASP4) y del gotero (GOT).

La concentración media de sólidos en suspensión a la salida del depósito (2,50 mg/L) es menor que la observada en el efluente de agua regenerada (Tabla 4.24, Figura 4.32). La turbidez media a la salida del depósito (5,02 NTU) también ha disminuido respecto a la observada en el efluente de agua regenerada (Tabla 4.24, Figura 4.33). En general, al igual que ocurría con los microorganismos, los valores medios de sólidos y turbidez disminuyen a su paso por el depósito. La presencia de un filtro de malla entre el depósito y la red de distribución contribuye a reducir sólidos en

suspensión y turbidez, para así evitar fenómenos de obstrucción de la red de riego en los aspersores y goteros (USEPA, 2004).

El tratamiento estadístico de los datos muestra que sólo existen diferencias significativas ( $p = 0,00$ ) entre el valor medio de los sólidos en suspensión a la salida del aspersor ASP2 y el resto de los aspersores y el gotero evaluados. También existen diferencias significativas entre el aspersor ASP2 y el resto de aspersores y el gotero cuando se considera el parámetro de la turbidez ( $p = 0,01$ ). Este hecho muestra la eficacia de una red mallada y con sobrepresión para evitar cambios significativos de calidad en el agua regenerada, a excepción del aspersor ASP2, tal y como sucedía con los parámetros microbiológicos.

Los sólidos en suspensión y la turbidez presentan valores significativamente más elevados en el aspersor ASP2, debido a que, tal y como se mencionó anteriormente, este aspersor se encuentra en una cota más baja y su tramo correspondiente no puede ser purgado correctamente.

La concentración media de sólidos en suspensión y turbidez a la salida del depósito y en los aspersores no superó el valor máximo establecido por el RD 1620/2007 para este tipo de uso (20 mg/L y 10 NTU, respectivamente), aunque hubo algún muestreo en que la turbidez superó los 10 NTU (Tabla 4.24).

Los valores de conductividad eléctrica en el efluente del depósito y en los aspersores y gotero son muy similares (Tabla 4.24, Figura 4.34) y no existen diferencias importantes entre ellos ( $p = 0,40$ ). Hay algún valor que supera ligeramente los 3 dS/m, lo que indicaría que a lo largo de la red de distribución se superaría el valor máximo para riego agrícola establecido por el RD 1620/2007.

En Catalán *et al.* (2009) se describe la evolución de la calidad del agua regenerada en el sistema de almacenamiento y distribución de dos sistemas de reutilización de aguas para riego de parques localizados en Costa Brava (Tossa de Mar y Lloret de Mar). Este estudio describe ligeras variaciones de los valores de sólidos en suspensión, turbidez y conductividad en las redes de distribución evaluadas, respecto al valor del agua regenerada a la salida de las respectivas ERAs, lo que concuerda con los resultados obtenidos en este estudio.

Se realizaron determinaciones de SAR (Relación de Adsorción de Sodio) en el efluente de agua regenerada, del depósito, de los aspersores y del gotero (Tabla 4.25). Los resultados muestran que los valores de SAR no sobrepasan el límite para riego agrícola establecido en el RD 1620/2007 (valor de 6), valor que se escoge como referencia ya que en la calidad 1.2. para riego de parques no aparece el SAR.

**Tabla 4.25** Estadísticos descriptivos de los valores de SAR en el efluente de agua regenerada, el efluente del depósito, aspersores (ASP) y gotero (GOT).

Tipo de efluente	SAR			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
Agua regenerada	2,10	5,40	3,73	0,91
Efluente depósito	1,70	5,30	3,47	1,05
Efluente ASP1	1,50	5,30	2,81	1,03
Efluente ASP2	1,50	5,80	2,80	1,26
Efluente ASP3	2,10	5,90	3,81	1,30
Efluente ASP4	2,00	5,70	3,47	1,04
Efluente GOT	1,90	5,80	3,84	1,22

Considerando los valores de conductividad eléctrica y de SAR obtenidos, el agua de riego del parque se consideraría un agua de tipo C<sub>4</sub>S<sub>1</sub>, según la clasificación de las normas Riverside para agua de riego (Rhoades, 1990). Este tipo de agua se define como un agua de conductividad eléctrica alta y bajo nivel de sodio, que se puede utilizar en suelos permeables y con vegetación tolerante a la salinidad.

Para establecer una posible correlación entre los valores de sólidos en suspensión y turbidez, con el objetivo de utilizar la determinación en continuo de la turbidez como una estimación de la concentración de sólidos en suspensión, se realizaron correlaciones de Spearman ( $r$ ,  $p$  bilateral  $\leq 0,05$ ) para los diferentes efluentes evaluados.

Los resultados muestran que no existe una buena correlación entre la turbidez y los sólidos en suspensión en el efluente secundario ( $r = 0,14$ ,  $p = 0,39$ ), ni en el efluente de agua regenerada ( $r = 0,12$ ,  $p = 0,55$ ). Asimismo, tampoco existe una correlación para estos dos parámetros en el efluente del depósito ( $r = 0,42$ ;  $p = 0,08$ ) ni en el efluente de los aspersores y el gotero evaluados conjuntamente ( $r = 0,68$ ;  $p = 0,06$ ).

Este resultado puede explicarse, porque, a pesar de que la concentración de sólidos en suspensión influye en los valores de turbidez, la relación entre estos dos parámetros viene determinada por otro parámetro adicional, el tamaño de partícula.

Así, una muestra con gran número de partículas pequeñas puede tener la misma cantidad de sólidos que otra con menos partículas pero de mayor tamaño, pero tendrá siempre mayor turbidez. Esta explicación coincidiría con el hecho de que la correlación está más cercana a ser significativa en el efluente del depósito y aspersores y gotero, que en el efluente secundario y el agua regenerada, debido a que en estos últimos la diversidad de sólidos en suspensión sería mayor.

La concentración media de cloro libre residual se presenta en la Tabla 4.26. La concentración en el efluente regenerado es de 0,98 mg/L y a la salida del depósito es de 0,14 mg/L. Esta disminución de concentración es debida a la influencia de la conducción de 3.500 m que transporta el agua regenerada hasta el depósito y al mismo depósito de almacenamiento, por reacciones del cloro libre con la materia orgánica, nitrógeno o microorganismos (USEPA, 2004). La concentración media de cloro libre residual en los aspersores y el gotero no presenta diferencias importantes en cuanto a su valor medio, estando entre 0,07 y 0,14 mg/L.

**Tabla 4.26** Estadísticos descriptivos de la concentración de cloro libre residual en el efluente de agua regenerada, el efluente del depósito, los aspersores (ASP) y el gotero (GOT).

Tipo de efluente	Cloro libre residual (mg/L)			
	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
Agua regenerada	0,95	1,00	0,98	0,02
Efluente depósito	0,05	0,29	0,14	0,08
Efluente ASP1	0,03	0,22	0,14	0,06
Efluente ASP2	0,02	0,17	0,10	0,04
Efluente ASP3	0,03	0,15	0,10	0,05
Efluente ASP4	0,03	0,12	0,07	0,03
Efluente GOT	0,06	0,16	0,12	0,04

La disminución del cloro residual hace que no sea posible asegurar un nivel de cloro libre residual adecuado hasta el punto de uso del agua regenerada, lo que puede afectar a la concentración de microorganismos encontrada en el efluente de aspersores y goteros.

### 4.3 Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico

En este apartado se muestra la evaluación del riesgo microbiológico a nivel cuantitativo (QMRA) realizada a partir de los datos obtenidos en el estudio del sistema de reutilización del apartado 4.2.

A continuación se detallan las cuatro etapas que componen una evaluación de riesgo, la identificación del peligro, la evaluación de la dosis-respuesta, la evaluación de la exposición y la caracterización del riesgo para cada uno de los peligros seleccionados.

#### 4.3.1 Identificación del peligro

Los resultados de la evaluación del sistema de reutilización mostraron la existencia de bacterias, virus y protozoos parásitos en el efluente de aspersores y gotero, en el lugar de uso. Debido a ello, la evaluación del riesgo microbiológico se ha realizado considerando tres tipos de peligros biológicos: bacterias, virus y protozoos parásitos.

Los patógenos de referencia utilizados han sido *Campylobacter* para bacterias patógenas, rotavirus para virus patógenos y *Cryptosporidium* para protozoos parásitos patógenos, tal y como recomienda la OMS (2006 y 2011).

#### 4.3.2 Evaluación de la relación dosis-respuesta

En esta etapa se determinaron las relaciones dosis-respuesta para cada uno de los patógenos de referencia. Se seleccionó el modelo Beta-Poisson para determinar la dosis-respuesta de *Campylobacter* y rotavirus, y el modelo exponencial para la dosis-respuesta de *Cryptosporidium*. Los modelos y las constantes utilizados se detallan en la Tabla 4.27.

**Tabla 4.27** Funciones de distribución de la relación dosis-respuesta utilizadas para cada patógeno (Haas *et al.*, 1999; Messner *et al.*, 2001; NRMHC-EPHC-AHMC, 2006).

Patógeno	Modelo	Fórmula	Constantes
<i>Campylobacter</i>	Beta-Poisson	$P_{inf} = 1 - \left(1 + \frac{D}{\beta}\right)^{-\alpha}$	$\alpha = 0,145 \beta = 7,580$
Rotavirus	Beta-Poisson	$P_{inf} = 1 - \left(1 + \frac{D}{\beta}\right)^{-\alpha}$	$\alpha = 0,253 \beta = 0,426$
<i>Cryptosporidium</i>	Exponencial	$P_{inf} = 1 - e^{-rD}$	$r = 0,059$

Estos modelos y las constantes asociadas son los descritos por Haas *et al.* (1999), excepto la constante de *Cryptosporidium* que es la descrita por Messner *et al.* (2001). Esta selección se basa en los datos recomendados por las autoridades australianas para las evaluaciones cuantitativas de riesgo microbiológico (QMRA) a nivel probabilístico para el uso de agua regenerada (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006). La OMS (2006) también recomienda los modelos y constantes descritos por Haas *et al.* (1999), aunque no incluye la constante descrita por Messner *et al.* (2001) para *Cryptosporidium*.

Para determinar la probabilidad de infección por persona y exposición ( $P_{inf}$ ) aplicando las fórmulas de la Tabla 4.27 y, más adelante, establecer la probabilidad de infección por persona y año, es necesario determinar la dosis de patógenos ingerida por una persona por exposición ( $D$ ) y, para ello, se ha de definir la exposición de los individuos al microorganismo patógeno.

### 4.3.3 Evaluación de la exposición

En esta etapa se determinó la magnitud y la frecuencia de exposición a los agentes patógenos seleccionados a las que pueden estar sometidos los trabajadores y visitantes del parque. La finalidad de esta etapa es determinar la dosis del patógeno a la que estará expuesto un individuo en una vía de exposición determinada.

Para ello, se ha de definir un escenario de exposición teniendo en cuenta el uso del agua regenerada del sistema de reutilización evaluado. En este caso se trata del riego por aspersión y por goteo de un parque. Los responsables del parque realizan el riego con agua regenerada en horas nocturnas, mediante un sistema automatizado, para reducir al máximo la exposición de trabajadores y público.

Según información facilitada por los responsables de la instalación, en algunas ocasiones se ha producido el bloqueo de la electroválvula de los aspersores y el riego no se ha detenido en el momento fijado, sino que ha continuado hasta la entrada de los trabajadores por la mañana, lo que representaría un riesgo para el trabajador. Respecto al riesgo para el público, se ha de destacar que el parque es una instalación privada y el público accede al parque horas más tarde respecto a la entrada de los trabajadores. Suponiendo que se haya producido un fallo en los aspersores, éste se solucionaría antes de la entrada del público al parque, por lo que habrían pasado unas

horas desde el riego hasta el acceso de visitantes y el riesgo para el público se determinaría a partir de ese momento.

Según lo explicado anteriormente, se han definido los siguientes escenarios de exposición:

- Ingestión de aerosoles por parte de los trabajadores debido a un fallo en el mecanismo de riego de los aspersores del parque.
- Ingestión de aerosoles por parte del público debido a un fallo en el mecanismo de riego de los aspersores del parque.

Una vez definidos los escenarios, el cálculo de la dosis de microorganismos ingerida por persona y exposición, la probabilidad de infección por persona y exposición y la probabilidad de infección por persona y año dependerá de las siguientes variables:

- Concentración de microorganismos patógenos en el agua regenerada de riego.
- Volumen de agua ingerido por persona y exposición.
- Número de exposiciones por persona y año.

A continuación se describen los resultados para cada una de las variables.

#### **4.3.3.1 Concentración de microorganismos patógenos en el agua regenerada de riego**

Esta variable hace referencia a la concentración de microorganismos patógenos en el agua de riego de los aspersores.

En este estudio, la estimación de la concentración de patógenos en el agua de riego se ha realizado utilizando datos presentes en la literatura sobre la concentración de los microorganismos patógenos de referencia (*Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium*) en el agua residual cruda y aplicando a estas concentraciones las eliminaciones de microorganismos indicadores obtenidas en la evaluación del sistema de reutilización, asumiendo una inactivación similar entre patógenos y microorganismos indicadores.

Los datos para estimar las concentraciones de los microorganismos patógenos de referencia en el agua residual cruda se han obtenido de investigaciones realizadas en EDARs de Cataluña, para que los resultados fueran lo más representativos posibles de la zona de estudio.

La estimación de la concentración de *Campylobacter* se ha realizado a partir de un estudio llevado a cabo por Rodríguez y Araujo (2010) en la EDAR de Gavà-Viladecans, en el cual analizaron muestras de agua residual cruda durante dos años y medio. Se ha de destacar que la EDAR de Gavà-Viladecans se encuentra en una zona de costa, al igual que la EDAR del presente estudio.

Para estimar la concentración de rotavirus se optó por el uso de una aproximación conservativa. Aunque el número de rotavirus en aguas residuales suele ser inferior al de enterovirus (Villena, 2003; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006), se decidió usar como concentración de rotavirus la concentración de enterovirus determinada en un estudio realizado en EDARs de la costa catalana (Costán-Longares, 2008), priorizando el hecho de trabajar con datos locales geográficamente cercanos a la zona de estudio.

La estimación de la concentración de *Cryptosporidium* se realizó a partir del monitoreo de este patógeno llevado a cabo por Montemayor *et al.* (2005) en el agua residual cruda de EDARs situadas en la costa catalana.

A partir de la estimación de la concentración de cada microorganismo patógeno en el agua residual cruda se calcularon las concentraciones de cada patógeno en los efluentes de salida de la EDAR, la ERA, el depósito y el aspersor ASP2 utilizando las eliminaciones de microorganismos indicadores obtenidas durante el estudio. Se seleccionó el aspersor ASP2 debido a que es el aspersor que presentó una mayor concentración de microorganismos durante el estudio y, por tanto, supone un riesgo sanitario más elevado. De esta forma, se realiza una evaluación de riesgo más conservativa.

La eliminación de *Campylobacter* se asimiló a la eliminación obtenida para *E. coli* ya que, según la literatura, presentan un patrón de eliminación similar en los tratamientos de aguas utilizados en el sistema de reutilización (NRMCC-EPHC-AHMC, 2006; Rodríguez y Araujo, 2010).

Los patrones de inactivación de enterovirus y rotavirus en tratamientos secundarios y terciarios se consideran muy similares a los de bacteriófagos somáticos (IWAPRC, 1991; Costán-Longares, 2008), así como la eliminación de ooquistes de *Cryptosporidium* se asemeja a la eliminación de esporas de clostridios sulfito reductores (Ashbolt *et al.*, 2001).

Durante el estudio, las concentraciones de *E. coli* en el agua regenerada no siempre cumplieron los criterios del RD 1620/2007, debido a una inadecuada dosificación de cloro en la ERA. Como consecuencia de este hecho, se decidió evaluar el riesgo microbiológico contemplando dos situaciones bien diferenciadas:

- Considerando el cumplimiento del RD 1620/2007 y utilizando así todos los datos obtenidos durante la evaluación de la calidad del agua de riego.
- Considerando el no cumplimiento del RD 1620/2007, eliminando los datos de concentración de microorganismos indicadores (*E. coli*, bacteriófagos somáticos y esporas de clostridios sulfito reductores) que pertenecían a muestreos en los que no se cumplieron los valores normativos para la concentración de *E. coli* en el agua regenerada.

En las Tablas 4.28 y 4.29 se detallan las funciones de distribución de probabilidad obtenidas para la concentración en el agua cruda y para las eliminaciones de cada microorganismo patógeno, atendiendo a las dos situaciones diferenciadas descritas anteriormente.

Las funciones de distribución de probabilidad de la concentración de patógenos en el agua cruda y de la eliminación de patógenos de la EDAR son las mismas en las dos situaciones, ya que el cumplimiento del RD 1620/2007 sólo afecta a la calidad del agua regenerada desde el punto de entrega al usuario (salida de la ERA) hasta el punto de uso.

Los resultados obtenidos permitieron calcular la función de distribución de probabilidad para la concentración de cada patógeno en el efluente de salida del aspersor ASP2.

**Tabla 4.28** Funciones de distribución de probabilidad para cada patógeno según las diferentes variables en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007.

Variable	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus	<i>Cryptosporidium</i>
Concentración agua residual cruda (ulog)	T (0,00;2,40;4,18)	T (1,22;2,18;2,98)	T (0,81;1,08;1,31)
Eliminación EDAR (ulog)	L (1,78;0,35) truncada en (0,65;3,21)	N (1,78;0,47) truncada en (0,73;2,77)	L (1,66;0,40) truncada en (-1,06;2,83)
Eliminación ERA (ulog)	BG (0,53;0,45; 0,06;5,77) shift (0,26)	EV (0,56;0,57) truncada en (0;3,71)	L (0,66;0,31) truncada en (-0,41;1,94)
Eliminación depósito (ulog)	LL (-12,97;13,24;19,65) truncada en (-2,05;2,37) shift (0,10)	L (0,61;0,35) truncada en (-0,10;1,73)	L (-0,01;0,35) truncada en (-1,95;1,13)
Eliminación aspersor ASP2 (ulog)	LL (-9,47;9,49;25,52) truncada en (-2,21;2,21) shift (0,04)	LL (-1,19;1,28;10,54) truncada en (-0,55;0,92)	L (-0,25;0,30) truncada en (-1,54;1,08)

ulog=(Log (UFC/UFP)/100 mL); BG: betageneral; EV: externalvalue; L: logística; LL: log-logística; N: normal; T: triangular.

**Tabla 4.29** Funciones de distribución de probabilidad para cada patógeno según las diferentes variables en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007.

Variable	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus	<i>Cryptosporidium</i>
Concentración agua residual cruda (ulog)	T (0,00;2,4;4,18)	T (1,22;2,18;2,98)	T (0,81;1,08;1,31)
Eliminación EDAR (ulog)	L (1,78;0,35) truncada en (0,65;3,21)	N (1,78;0,47) truncada en (0,73;2,77)	L (1,66;0,40) truncada en (-1,06;2,83)
Eliminación ERA (ulog)	BG (0,57;0,46;2,49;5,77) shift (0,11)	IG (1,14;2,74) truncada en (0,28;3,71) shift(0,04)	L (0,81;0,27) truncada en (-0,41;1,94)
Eliminación depósito (ulog)	N (0,01;1,11) truncada en (-2,05;2,13)	L (0,50;0,41) truncada en (-0,10;1,73) shift(-0,07)	W (10,82;6,76) shift (-6,62);
Eliminación aspersor ASP2 (ulog)	LL (-15,87;15,87;43,45) truncada en (-2,21;2,21);	LL (-0,47;0,55;4,71) truncada en (-0,32;0,92) shift(0,03)	N (-0,29;0,58)

ulog=(Log (UFC/UFP)/100 mL); BG: betageneral; IG: invertida de Gauss; L: logística; LL: log-logística; N: normal; T: triangular; W: weibull.

Para el cálculo de la concentración de *Cryptosporidium* se consideró el factor de la viabilidad de los ooquistes, utilizando el análisis de viabilidad realizado por Montemayor *et al.* (2005) en su estudio de diferentes EDARs. La viabilidad de los ooquistes presentó una función de probabilidad de tipo triangular definida como (0,00;0,09;0,23) y se aplicó en el cálculo de la concentración final de ooquistes de *Cryptosporidium* en el efluente del aspersor ASP2.

Las concentraciones de patógenos en el efluente del aspersor ASP2 son válidas en el caso del riesgo para los trabajadores, pero en el riesgo para el público se ha de considerar el tiempo que transcurre desde que se detiene el riego de los aspersores hasta la entrada de visitantes al parque. Si el periodo de tiempo entre el final del riego y la entrada de público es de unas tres horas, como sucede en este caso, la eliminación adicional por inactivación natural de microorganismos sería de 1 ulog (Tanaka *et al.*, 1998; Haas *et al.*, 1999; Petersson *et al.*, 2001; Mara y Horan, 2003). Por lo tanto, se ha disminuido la concentración de patógenos del aspersor ASP2 en 1 ulog para realizar el cálculo del riesgo para el público. Esta aproximación es conservativa, ya que es posible que la concentración a la que esté expuesto el público sea menor si se considera la dispersión de los aerosoles en el tiempo.

#### **4.3.3.2 Volumen de agua ingerido por persona y exposición**

Esta variable indica el volumen de agua regenerada de salida de los aspersores que puede ser ingerida por una persona durante una exposición. En este caso, se ha considerado la ingestión de aerosoles, ya que el riego es por aspersión. Se ha utilizado el valor publicado por las autoridades australianas (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006) que consideran que el volumen de agua ingerido a través de la ingestión de aerosoles puede ser de un mínimo de 0,10 mL hasta un máximo de 1,00 mL por persona y exposición. Con estos datos se ha generado una función de distribución de tipo uniforme, que es la misma para cada patógeno y para el trabajador y el visitante del parque (Tabla 4.30).

#### **4.3.3.3 Número de exposiciones por persona y año**

El número de exposiciones por año que puede tener una persona se ha de definir en función del escenario escogido. Según la experiencia de los responsables del parque, se puede considerar que el fallo en las electroválvulas de los aspersores se produce de una a tres veces al año. Por lo tanto, el número de exposiciones por persona y año de un trabajador que va a trabajar al parque todo el año sería de una a tres.

En función de los datos de asistencia de público facilitados por los responsables del parque, se ha estimado que una persona accede al parque entre una y tres veces al año. En este caso se ha considerado la situación más desfavorable, en la cual el visitante del parque se expone al fallo de los aspersores cada vez que lo visita, de forma que el número de exposiciones por persona y año sería de una a tres.

Con estos datos se generó una función de distribución de tipo uniforme, la misma para cada microorganismo patógeno y para los trabajadores y el público (Tabla 4.30).

**Tabla 4.30** Funciones de distribución de probabilidad para diferentes variables.

Variable	Función de distribución de probabilidad
Volumen de agua ingerido por persona y exposición (L)	U (0,0001;0,001)
Número de exposiciones por persona y año (n)	U (1;3)

U: uniforme.

#### 4.3.4 Caracterización del riesgo

En esta etapa se utilizaron los datos de las etapas anteriores para realizar la cuantificación probabilística del riesgo microbiológico asociado a cada microorganismo patógeno y para cada escenario definido. El riesgo final se presenta en forma de probabilidad de infección por persona y año y de DALYs por persona y año.

Para evaluar el riesgo en DALYs, una vez definidas las funciones de distribución de probabilidad de todas las variables, se calcularon las probabilidades de infección por persona y exposición ( $P_{inf}$ ) para cada patógeno. A continuación, se transformaron las probabilidades de infección por persona y exposición en probabilidades de infección por persona y año ( $P_{ia}$ ), considerando la función para el número de exposiciones por persona y año ( $n$ ) y utilizando la siguiente ecuación (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006):

$$P_{ia} = 1 - (1 - P_{inf})^n$$

En este cálculo se considera que cada exposición es independiente y que, por tanto, la población no desarrolla una medida de protección inmunitaria a la enfermedad (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

El resultado final del riesgo expresado en forma de DALYs por persona y año se calcula como el producto de la probabilidad de infección por persona y año y los parámetros relación de enfermedad/infección, carga de enfermedad y fracción de susceptibilidad para cada organismo patógeno (OMS, 2004 y 2011; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Los valores de referencia seleccionados para cada uno de estos tres parámetros se detallan en la Tabla 4.31 y son los descritos por Havelaar y Melse (2003) y recomendados por la OMS (2006) y por NRMMC-EPHC-AHMC (2006), excepto la carga de enfermedad de rotavirus, que es la establecida por WSAA (2004) y recomendada por NRMMC-EPHC-AHMC (2006).

**Tabla 4.31** Valores de referencia de la relación enfermedad/infección, la carga de enfermedad y la susceptibilidad para cada patógeno (Havelaar y Melse, 2003; WSAA, 2004; NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Patógeno	Relación enfermedad/infección	Carga de enfermedad (DALYs por caso)	Susceptibilidad (%)
<i>Campylobacter</i>	0,30	$4,6 \times 10^{-3}$	100
Rotavirus	0,88	$1,3 \times 10^{-2}$	6
<i>Cryptosporidium</i>	0,70	$1,5 \times 10^{-3}$	100

La relación enfermedad/infección es una estimación de la probabilidad de desarrollar la enfermedad después de ser infectado (Havelaar y Melse, 2003; OMS, 2004).

La carga de enfermedad en DALYs por caso indica la carga de enfermedad asociada a cada organismo patógeno, considerando los efectos adversos que puede ocasionar en una población, incluyendo los efectos agudos (p.ej. gastroenteritis), los efectos más serios (p.ej. síndrome de Guillain-Barré asociado con *Campylobacter*) y la mortalidad (OMS, 2004).

La fracción de susceptibilidad de la población es la proporción de la población susceptible de desarrollar la enfermedad después de ser infectados. La susceptibilidad del 100% de *Campylobacter* y *Cryptosporidium* se basa en la aproximación conservativa que asume que todo el mundo es susceptible a la enfermedad. La susceptibilidad del 6% para rotavirus se basa en el hecho de que la infección es común en niños muy pequeños, causando enfermedad y también provocando una inmunidad subsecuente. El 6% designa al porcentaje de la población que tiene menos de 5 años en países desarrollados (Havelaar y Melse, 2003).

Las probabilidades de riesgo obtenidas después de la simulación se expresan en forma de DALYs y probabilidad de infección en la situación de cumplimiento o no del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores y al público según los escenarios definidos.

En las Tablas 4.32, 4.33, 4.34 y 4.35 se presentan los valores de DALYs y probabilidad de infección mediante el valor medio y el percentil 95 para cada función de distribución de probabilidad según la situación de cumplimiento o no del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores.

**Tabla 4.32** Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores.

Patógeno	DALYs por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$1,07 \times 10^{-10}$	$1,39 \times 10^{-6}$
Rotavirus	$1,86 \times 10^{-7}$	$6,09 \times 10^{-6}$
<i>Cryptosporidium</i>	$9,50 \times 10^{-9}$	$5,49 \times 10^{-7}$

**Tabla 4.33** Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores.

Patógeno	Probabilidad de infección por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$7,77 \times 10^{-8}$	$1,01 \times 10^{-3}$
Rotavirus	$2,72 \times 10^{-4}$	$8,88 \times 10^{-3}$
<i>Cryptosporidium</i>	$9,04 \times 10^{-6}$	$5,23 \times 10^{-4}$

**Tabla 4.34** Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores.

Patógeno	DALYs por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$2,62 \times 10^{-11}$	$3,52 \times 10^{-8}$
Rotavirus	$1,32 \times 10^{-7}$	$4,19 \times 10^{-6}$
<i>Cryptosporidium</i>	$1,01 \times 10^{-8}$	$9,87 \times 10^{-7}$

**Tabla 4.35** Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando a los trabajadores.

Patógeno	Probabilidad de infección por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$1,90 \times 10^{-8}$	$2,55 \times 10^{-5}$
Rotavirus	$1,93 \times 10^{-4}$	$6,10 \times 10^{-3}$
<i>Cryptosporidium</i>	$9,66 \times 10^{-6}$	$9,40 \times 10^{-4}$

Considerando la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007 se observa que, a nivel de DALYs por persona y año (Tabla 4.32), los valores medios generados por la simulación para cada patógeno presentan niveles de riesgo aceptables (tolerables) para los trabajadores, según el valor recomendado por la OMS (2006) de  $\leq 10^{-6}$ . El agente patógeno que presenta un riesgo menor es el patógeno bacteriano *Campylobacter*, seguido del protozoo parásito *Cryptosporidium*. Los rotavirus son los patógenos con un riesgo mayor, dentro del valor de riesgo aceptable.

Estos resultados concuerdan con el hecho de que, en general, la supervivencia de bacterias es menor que la de virus y protozoos en los tratamientos utilizados en EDARs y ERAs y, además, la dosis infectiva de las bacterias patógenas es más elevada que la dosis infectiva de virus y protozoos (Lopmam *et al.*, 2003; Teunis *et al.*, 2004; Mandilara *et al.* 2006; Costán-Longares *et al.*, 2008; Reynolds *et al.*, 2008). Esta misma proporción entre los niveles de riesgo aceptables de los distintos patógenos también se observó en otra evaluación de riesgo microbiológico que utilizaba los mismos patógenos de referencia (Ayuso-Gabella *et al.*, 2011).

Si se consideran los valores medios obtenidos para la probabilidad de infección por persona y año (Tabla 4.33) se observa como el patógeno que presenta un riesgo menor sigue siendo *Campylobacter*, seguido de *Cryptosporidium*, ambos con valores de riesgo aceptables según el valor recomendado por la USEPA de  $\leq 10^{-4}$  (Macler y Regli, 1993). Los rotavirus presentan el riesgo mayor de los tres patógenos evaluados, pero en este caso se encuentra ligeramente por encima del riesgo considerado aceptable por la USEPA. Se ha de tener en cuenta que el valor de riesgo aceptable para la probabilidad de infección recomendado por la USEPA es más restrictivo que el considerado por la OMS para DALYs.

Los percentiles 95 para los valores medios de DALYs muestran que para *Campylobacter* y rotavirus los valores son ligeramente superiores al límite del valor de riesgo aceptable. Esto se debe a que la simulación realizada utiliza valores extremos que pueden dar lugar a niveles de riesgo superiores a la media. Según la simulación, el riesgo sería aceptable hasta el percentil 90 ( $2,29 \times 10^{-7}$ ) para *Campylobacter* y hasta el percentil 75 ( $8,03 \times 10^{-7}$ ) para rotavirus. *Cryptosporidium* presenta un percentil 95 que ya cumpliría con el valor de riesgo aceptable, debido a que en este caso no se han generado valores extremos que puedan hacer aumentar el posible riesgo. Se ha de recordar que en las recomendaciones de la OMS y la USEPA no se determina el

percentil en el que se ha de cumplir el valor de riesgo aceptable, aunque cuanto más elevado sea el percentil, más seguridad en el valor medio de riesgo se obtendrá.

Los valores medios de la probabilidad de infección de los patógenos evaluados presentan percentiles 95 que no cumplirían con el nivel de riesgo aceptable de la USEPA, lo que se explica nuevamente por la generación de valores extremos durante la simulación. En este caso, el riesgo sería tolerable hasta el percentil 85 ( $4,51 \times 10^{-5}$ ) para *Campylobacter*, el percentil 35 para rotavirus ( $9,94 \times 10^{-5}$ ) y el percentil 85 ( $9,65 \times 10^{-5}$ ) para *Cryptosporidium*. Estos resultados muestran como los percentiles hasta los que se cumpliría el riesgo aceptable para cada patógeno evaluado son inferiores a los obtenidos para DALYs, debido probablemente al hecho de que el valor de riesgo aceptable de la USEPA es más restrictivo.

Si se analiza el riesgo para el trabajador en la situación de cumplimiento del RD 1620/2007, los resultados a nivel de DALYs muestran que el nivel de riesgo medio asociado a cada patógeno no supera el nivel de riesgo aceptable establecido por la OMS (Tabla 4.34). Se ha de recordar que en este caso se eliminaron los resultados de cada patógeno en los muestreos en que la concentración de *E. coli* superaba el valor máximo admitido por el RD 1620/2007.

El riesgo medio asociado a *Campylobacter* ha disminuido en más de un orden de magnitud respecto al riesgo medio obtenido cuando no se cumplía el RD 1620/2007, lo que significa que el cumplimiento del RD 1620/2007 hace que el riesgo asociado a bacterias patógenas sea menor. Sin embargo, el riesgo medio asociado a rotavirus y *Cryptosporidium* es similar al valor obtenido en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007. Este hecho puede deberse a que el no cumplimiento del RD se debió a un error en la dosificación de cloro en la ERA y a que el cloro, como desinfectante, es más efectivo para bacterias que para virus y esporas u ooquistes (Araujo *et al.*, 2004; Mandilara *et al.*, 2006, Costán-Longares *et al.*, 2008), por lo que la eliminación de virus y formas de resistencia no resultaría tan afectada por este error.

Los valores medios obtenidos para la probabilidad de infección por persona y año (Tabla 4.35) están dentro de los niveles de riesgo aceptables por la USEPA. El valor de riesgo medio de *Campylobacter* ha disminuido con respecto al obtenido cuando no se cumplía el RD 1620/2007, siendo de nuevo el patógeno más afectado cuando se considera la situación de cumplimiento del RD 1620/2007. El riesgo asociado a rotavirus y *Cryptosporidium* no presenta diferencias importantes respecto a la situación

de no cumplimiento del RD 1620/2007, al igual que sucedía al considerar los DALYs. El nivel de riesgo de *Cryptosporidium* sería aceptable, pero no así el de rotavirus, que seguiría siendo ligeramente superior al valor de riesgo tolerable por la USEPA.

El percentil 95 para el valor medio de DALYs de *Campylobacter* cumple con el nivel de riesgo aceptable de la OMS y es menor en más de dos órdenes de magnitud respecto al percentil 95 obtenido cuando no se cumplía el RD 1620/2007, lo que hace que el riesgo asociado a *Campylobacter* sea menor al cumplir con el RD 1620/2007.

Los percentiles 95 para el valor medio de DALYs de rotavirus y *Cryptosporidium* son similares a los obtenidos en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007. El percentil 95 de rotavirus sería superior ligeramente al valor de riesgo aceptable, lo que implica que existen valores extremos en la simulación que podrían suponer un riesgo no aceptable. Según la simulación, el riesgo aceptable se conseguiría hasta el percentil 80 ( $8,19 \times 10^{-7}$ ) para rotavirus. El percentil 95 de *Cryptosporidium* ya cumpliría con el valor de riesgo aceptable según la OMS.

Los valores medios de la probabilidad de infección de los patógenos analizados presentan percentiles 95 que siguen la misma tendencia encontrada en los percentiles de los DALYs. El percentil 95 de *Campylobacter* cumple con el valor de riesgo aceptable recomendado por la USEPA, lo que no sucedía cuando el RD 1620/2007 no se cumplía, siendo más de dos órdenes de magnitud menor. Los percentiles 95 para rotavirus y *Cryptosporidium* son similares a los obtenidos cuando no se cumplía el RD 1620/2007 y no cumplirían con el nivel de riesgo aceptable de la USEPA. En este caso, según la simulación realizada, el nivel de riesgo aceptable se conseguiría hasta el percentil 40 ( $1,00 \times 10^{-4}$ ) para rotavirus y hasta el percentil 80 ( $7,82 \times 10^{-5}$ ) para *Cryptosporidium*.

La proporción entre los niveles de riesgo aceptables de los distintos patógenos es la misma que la obtenida cuando no se cumplía el RD 1620/2007 y también coincide con otros estudios de evaluación de riesgo (Ayuso-Gabella *et al.*, 2011).

En las Tablas 4.36, 4.37, 4.38 y 4.39 se muestran los valores de DALYs y probabilidad de infección mediante el valor medio y el percentil 95 para cada función de distribución de probabilidad según la situación de cumplimiento o no del RD 1620/2007 y considerando al público visitante del parque.

**Tabla 4.36** Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público.

Patógeno	DALYs por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$1,07 \times 10^{-11}$	$1,29 \times 10^{-7}$
Rotavirus	$1,86 \times 10^{-8}$	$5,97 \times 10^{-7}$
<i>Cryptosporidium</i>	$9,50 \times 10^{-10}$	$5,60 \times 10^{-8}$

**Tabla 4.37** Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de no cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público.

Patógeno	Probabilidad de infección por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$7,77 \times 10^{-9}$	$9,34 \times 10^{-5}$
Rotavirus	$2,72 \times 10^{-5}$	$8,69 \times 10^{-4}$
<i>Cryptosporidium</i>	$9,04 \times 10^{-7}$	$5,33 \times 10^{-5}$

**Tabla 4.38** Valores de DALYs para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público.

Patógeno	DALYs por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$2,62 \times 10^{-12}$	$3,42 \times 10^{-9}$
Rotavirus	$1,32 \times 10^{-8}$	$4,04 \times 10^{-7}$
<i>Cryptosporidium</i>	$1,01 \times 10^{-9}$	$9,48 \times 10^{-8}$

**Tabla 4.39** Valores de probabilidad de infección para cada patógeno en condiciones de cumplimiento del RD 1620/2007 y considerando al público.

Patógeno	Probabilidad de infección por persona y año	
	Media	Percentil 95
<i>Campylobacter</i>	$1,90 \times 10^{-9}$	$2,48 \times 10^{-6}$
Rotavirus	$1,93 \times 10^{-5}$	$5,88 \times 10^{-4}$
<i>Cryptosporidium</i>	$9,66 \times 10^{-7}$	$9,03 \times 10^{-5}$

A nivel del riesgo para el público visitante del parque, en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007, los valores medios de DALYs por persona y año para cada patógeno (Tabla 4.36) muestran un nivel de riesgo aceptable según el valor recomendado por la OMS de  $\leq 10^{-6}$ . Los valores medios de riesgo para los patógenos evaluados son inferiores en un orden de magnitud a los presentados para el riesgo de

los trabajadores, por lo que el riesgo para el público será menor. Esto es debido a la disminución en la concentración de patógenos del agua al considerar el tiempo transcurrido desde que se detiene el riego de los aspersores hasta la entrada de visitantes al parque.

Los valores medios de la probabilidad de infección por persona y año para cada patógeno (Tabla 4.37) presentan valores de riesgo aceptables según el valor recomendado por la USEPA de  $\leq 10^{-4}$ . Los valores de riesgo para cada patógeno son inferiores a los presentados para el riesgo de los trabajadores, debido a lo expuesto anteriormente. Este hecho hace que el riesgo para rotavirus, que para los trabajadores se encontraba ligeramente por encima del riesgo considerado aceptable por la USEPA, ahora se encuentre en niveles de riesgo aceptables.

El patógeno que presenta un riesgo mayor es rotavirus, seguido de *Cryptosporidium* y de *Campylobacter*, al igual que sucedía con el riesgo de los trabajadores.

Los percentiles 95 para los valores medios de DALYs de cada patógeno cumplen con el nivel de riesgo aceptable de la OMS. En el caso del riesgo de los trabajadores, sólo *Cryptosporidium* cumplía con el nivel de riesgo aceptable para el percentil 95, por lo que la seguridad respecto a los patógenos evaluados es más elevada para el público que para los trabajadores.

Los valores medios de la probabilidad de infección para los patógenos evaluados presentan percentiles 95 que cumplirían con el nivel de riesgo aceptable de la USEPA, excepto rotavirus. A pesar de que el valor de los percentiles es inferior al observado para el riesgo de los trabajadores, el percentil 95 de rotavirus todavía es ligeramente superior al nivel de riesgo aceptable. En este caso, el riesgo sería tolerable hasta el percentil 90 ( $1,92 \times 10^{-5}$ ) para rotavirus, un valor que se encuentra muy por encima del percentil 35 establecido para el riesgo de los trabajadores. Este resultado muestra como, aunque no se cumple el nivel aceptable en el percentil 95 para ninguno de los escenarios, el riesgo de rotavirus para el público es inferior al riesgo del trabajador.

Si se analiza el riesgo para el público en la situación de cumplimiento del RD 1620/2007, los resultados muestran que el nivel de riesgo medio en DALYs y probabilidad de infección asociado a cada patógeno es inferior en un orden de magnitud al presentado por los trabajadores. El nivel de riesgo medio para el público de *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium* no supera el nivel aceptable

establecido por la OMS y la USEPA (Tablas 4.38 y 4.39). El valor medio del riesgo para rotavirus considerando a los trabajadores cumplía el criterio de la OMS pero no el de la USEPA, y en el caso del público cumple los dos criterios.

El patógeno que presenta un riesgo menor sigue siendo *Campylobacter*, seguido de *Cryptosporidium* y de rotavirus, al igual que sucedía en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007.

Los percentiles 95 del valor medio de DALYs para cada patógeno cumplen con el valor de riesgo aceptable de la OMS, con valores inferiores a los establecidos para el riesgo de los trabajadores.

El percentil 95 del valor medio de DALYs para rotavirus presenta un valor inferior al encontrado para el riesgo de los trabajadores. Debido a ello, para rotavirus, el nivel de riesgo tolerable en DALYs se cumpliría hasta el percentil 95 y no hasta el percentil 80, como ocurría para el riesgo de los trabajadores.

El percentil 95 del valor medio de la probabilidad de infección de cada patógeno también presenta valores inferiores a los obtenidos para el riesgo de los trabajadores. El percentil 95 de *Campylobacter* cumpliría con el nivel de riesgo aceptable, al igual que ocurría con el riesgo de los trabajadores. El percentil 95 de *Cryptosporidium* también cumpliría con el criterio de riesgo tolerable de la USEPA, situación que no sucedía en el riesgo del trabajador, donde se cumplía en el percentil 80. El percentil 95 de rotavirus, aún siendo inferior al percentil del riesgo de los trabajadores, no cumpliría con el nivel de riesgo aceptable, pero ese valor se cumpliría hasta el percentil 75 ( $8,37 \times 10^{-5}$ ), frente al percentil 40 establecido para los trabajadores, por lo que el riesgo para el público sería menor.

En los escenarios seleccionados, el riesgo para los trabajadores se ha mostrado más elevado que el riesgo para el público. La eliminación adicional debida al tiempo entre el final del riesgo y la entrada de público al parque proporciona una seguridad añadida que hace que la situación de cumplimiento o no del RD 1620/2007 influya menos en el valor de riesgo del público que en el del trabajador, ya que se obtienen valores de riesgo aceptables en mayor medida.

En los escenarios evaluados, el agente patógeno que presenta un riesgo menor es *Campylobacter*, seguido del protozoo parásito *Cryptosporidium*. Rotavirus es el patógeno con un riesgo más elevado.

Considerando los resultados obtenidos, la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (QMRA) realizada muestra que el cumplimiento del RD 1620/2007 disminuye el riesgo sanitario asociado a patógenos bacterianos como *Campylobacter*, pero no influye de forma importante en el riesgo asociado a virus y ooquistes de *Cryptosporidium*, respecto a la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007.

Los resultados obtenidos muestran como el hecho de utilizar un sólo microorganismo indicador para determinar la seguridad del agua regenerada, como ocurre con *E. coli* en el RD 1620/2007, no es suficiente para establecer un riesgo aceptable de otro tipo de patógenos, como virus. En este sentido, el hecho de establecer en normativas de reutilización criterios de calidad para microorganismos adicionales a los microorganismos tradicionales, (p.ej. *E. coli*, coliformes fecales o coliformes totales) permitiría minimizar el riesgo sanitario microbiológico y también controlar la efectividad del tratamiento aplicado respecto a la eliminación de cada tipo de patógeno.

En la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007, el riesgo medio es tolerable para *Campylobacter* y *Cryptosporidium*, aunque el percentil 95 indica que habría más probabilidad de riesgo que si se cumpliera el RD 1620/2007. Este resultado indica que, aún incumpliendo el RD 1620/2007 en algunos muestreos, podría obtenerse un riesgo medio aceptable para algún patógeno, aunque esto siempre dependerá de en que magnitud se supere el valor máximo admisible.

Las recomendaciones de la OMS y la USEPA sobre el valor del riesgo aceptable no especifican si ha de considerarse un valor de riesgo medio y a que percentil se ha de cumplir, por lo que las interpretaciones pueden ser más o menos restrictivas. Se ha de destacar que el percentil 95 está considerado una estimación conservativa del riesgo (Karavarsamis y Hamilton, 2010).

El nivel de riesgo para cada patógeno varía según se consideren los DALYs o la probabilidad de infección como medida del riesgo tolerable. El RD 1620/2007 no recomienda ningún tipo de medida del riesgo microbiológico, por lo que sería necesario establecer por parte de las administraciones competentes la medida del riesgo que se ha de adoptar. Se ha de tener en cuenta que el valor de riesgo

aceptable recomendado por la USEPA es más restrictivo que el recomendado por la OMS (Macler y Regli, 1993; OMS, 2006).

Se ha de destacar que los resultados obtenidos no dejan de ser una estimación (simulación) del riesgo real, ya que se han realizado una serie de suposiciones, descritas a lo largo de los apartados anteriores, que pueden diferir de las condiciones reales debido a la dificultad intrínseca de considerar toda la variabilidad asociada (Donald *et al.*, 2011). Se ha de recordar que se ha trabajado siempre considerando las situaciones más desfavorables, por lo que los resultados se pueden describir como conservativos.

También es importante tener en cuenta que sería necesario evaluar todos los escenarios en los que pudiera darse riesgo sanitario, según el tipo de uso del agua regenerada. En este caso, se podría establecer el riesgo sanitario para niños que puedan ingerir partículas de hierba o suelo donde se haya regado con agua regenerada, teniendo en cuenta factores como la supervivencia de los diferentes tipos de patógeno en el suelo y el factor de acumulación de formas de resistencia como quistes y ooquistes de *Giardia* y *Cryptosporidium*.

Se ha trabajado con tres patógenos de referencia y se ha de tener en cuenta que el hecho de que el riesgo obtenido sea aceptable en la mayoría de casos no significa que no haya riesgo debido a la presencia de otros patógenos. La situación en la que se pudieran definir los parámetros de la relación dosis-respuesta para cada microorganismo patógeno concreto sería ideal para la modelización del riesgo microbiológico, pero este hecho, debido a las dificultades de la investigación con patógenos, resulta casi imposible de determinar (Donald *et al.*, 2011).

A pesar de las limitaciones existentes, es importante analizar el riesgo microbiológico de manera cuantitativa y probabilística para poder ayudar a tomar decisiones a la hora de gestionar el riesgo sanitario en la reutilización de aguas. Una vez establecido el QMRA, se pueden utilizar los resultados obtenidos para ayudar a establecer los límites críticos.

En este sentido, se podrían calcular las concentraciones máximas de patógenos en el agua regenerada para no superar el valor de riesgo aceptable. Después de determinar las concentraciones máximas, se podrían establecer las reducciones necesarias que deberían asegurar los tratamientos de la EDAR y la ERA para conseguir esas

concentraciones máximas. Estas reducciones dependerían de la concentración de patógenos en el agua residual cruda. Para asegurar que los gestores de las instalaciones están produciendo agua regenerada con una concentración inferior o igual a la concentración máxima establecida se tendría que utilizar el microorganismo indicador que tuviera una mejor relación con cada microorganismo patógeno.

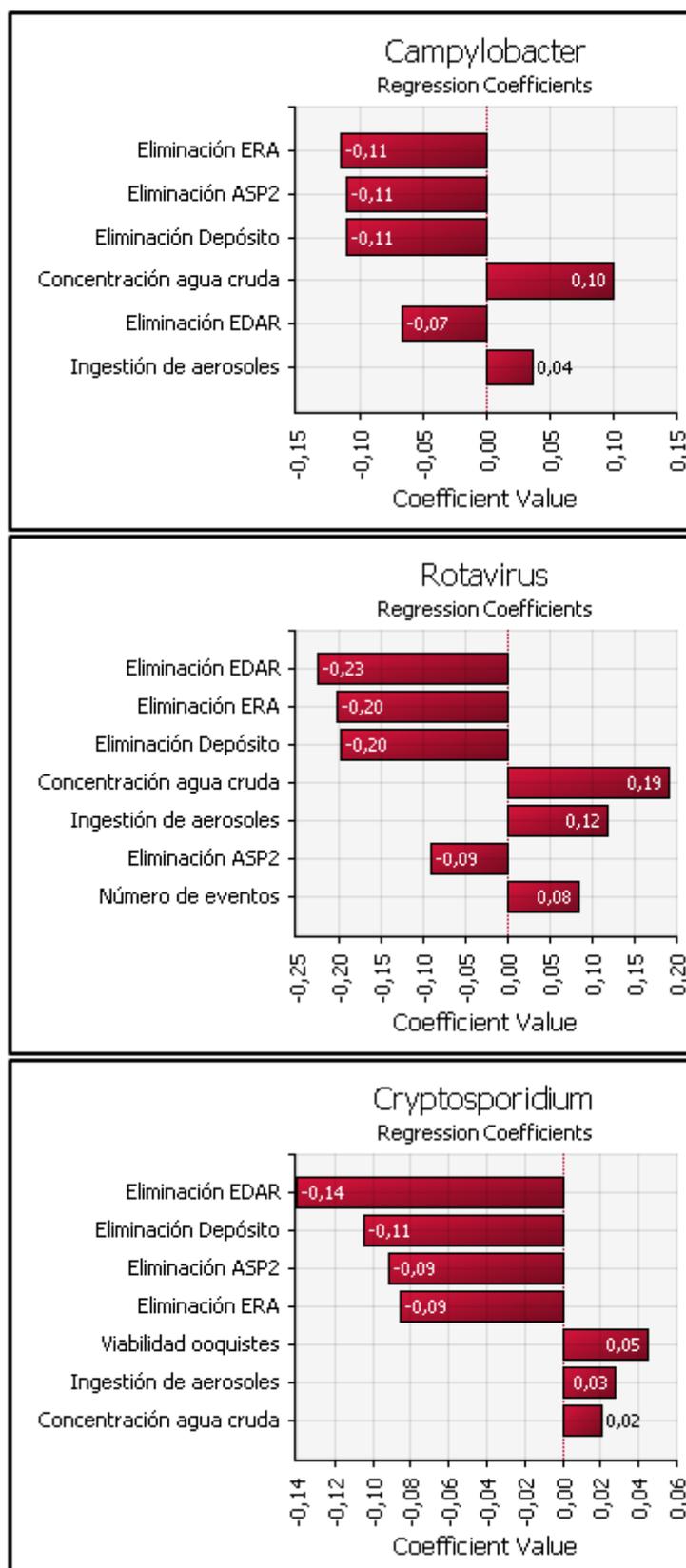
Evaluaciones de riesgo cada vez más precisas son necesarias para una gestión del riesgo adecuada, y para ello es imprescindible realizar estudios que permitan obtener series de datos que describan la variabilidad de un sistema de la manera más exacta posible.

#### **4.3.5 Influencia de las variables en la caracterización del riesgo**

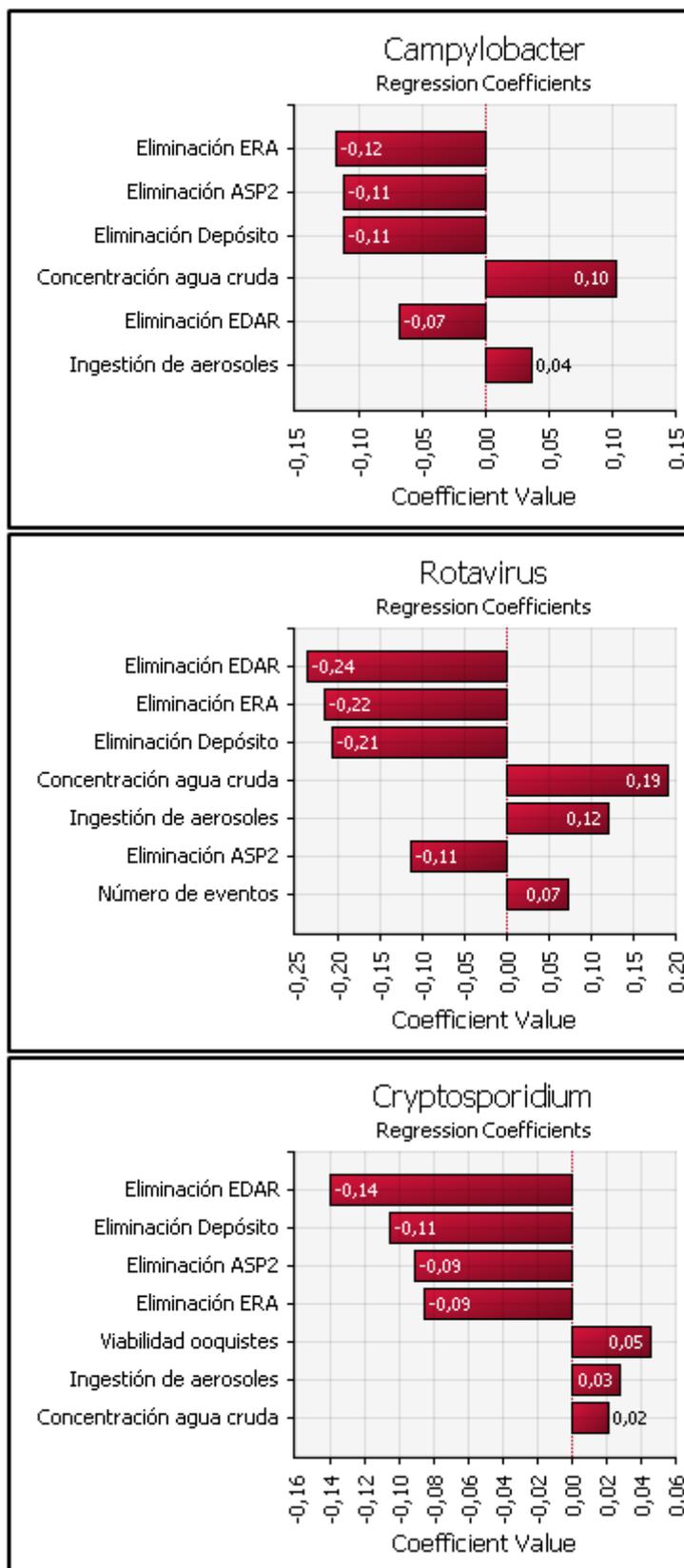
La simulación realizada para determinar el nivel de riesgo también muestra de manera gráfica el grado de influencia de cada variable considerada en el modelo sobre el valor de riesgo obtenido. Las variables consideradas en el modelo son las siguientes:

- Concentración agua cruda
- Eliminación EDAR
- Eliminación ERA
- Eliminación Depósito
- Eliminación ASP2
- Viabilidad ooquistes (sólo para *Cryptosporidium*)
- Ingestión de aerosoles
- Número de eventos

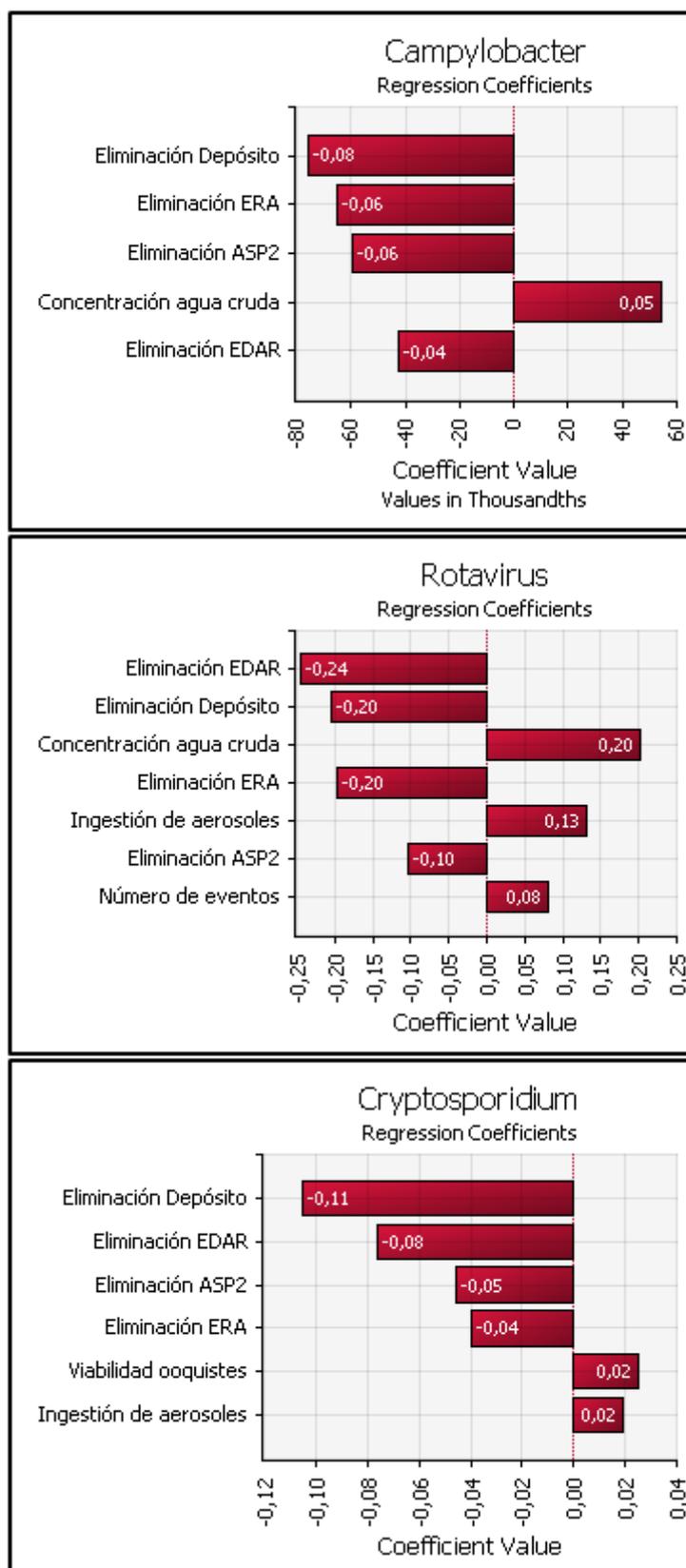
Los coeficientes de regresión de las diferentes variables respecto al nivel de riesgo en forma de DALYs y probabilidad de infección para cada patógeno, teniendo en cuenta la situación de cumplimiento o no del RD 1620/2007, se muestran en las Figuras 4.35, 4.36, 4.37 y 4.38. Cuando una variable no aparece en la gráfica indica que el coeficiente de regresión es inferior al valor más pequeño representado.



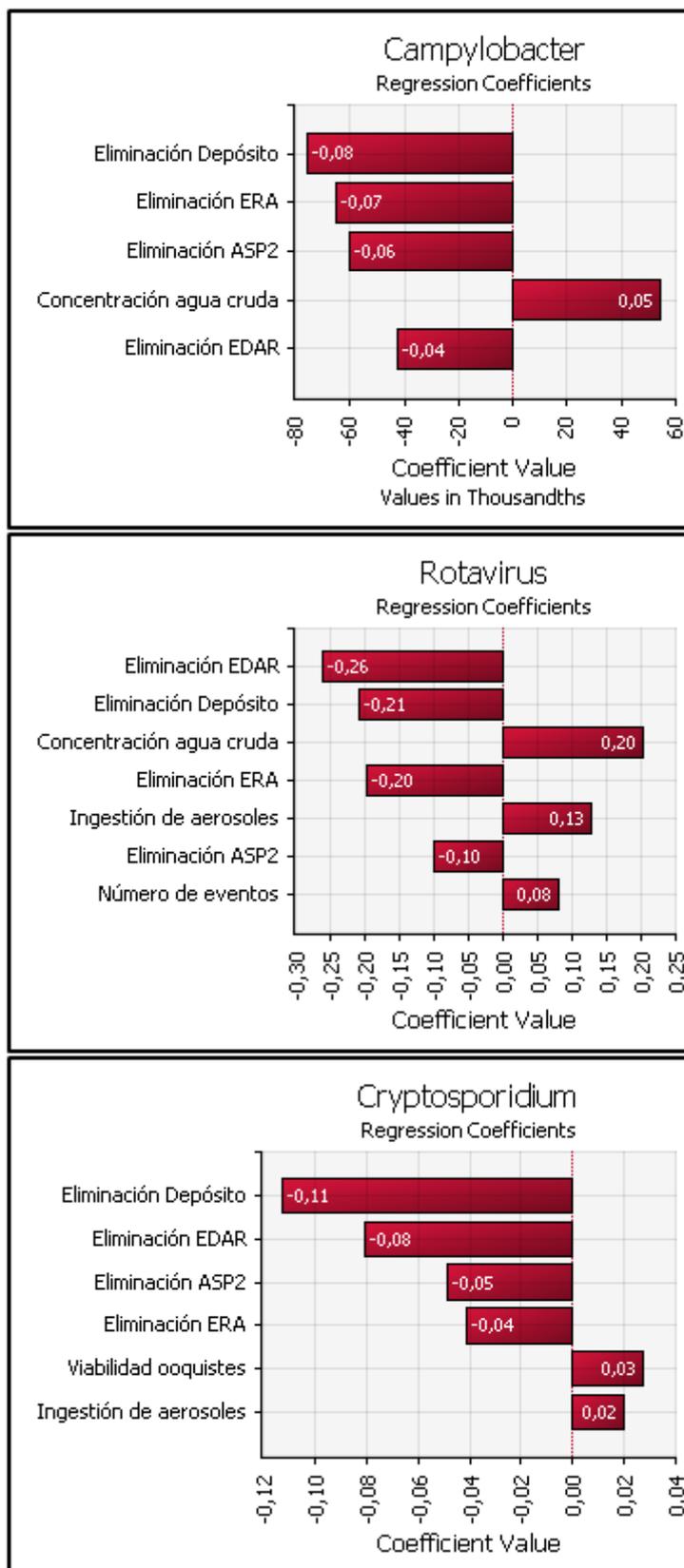
**Figura 4.35** Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007 para los DALYs de cada patógeno evaluado.



**Figura 4.36** Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de no cumplimiento del RD 1620/2007 para la probabilidad de infección de cada patógeno evaluado.



**Figura 4.37** Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de cumplimiento del RD 1620/2007 para los DALYs de cada patógeno evaluado.



**Figura 4.38** Coeficientes de regresión para cada variable en la situación de cumplimiento del RD 1620/2007 para la probabilidad de infección de cada patógeno evaluado.

En general, cuando se considera el no cumplimiento del RD 1620/2007, no existen prácticamente diferencias en los coeficientes de regresión entre la probabilidad de infección y los DALYs para cada microorganismo (Figuras 4.35 y 4.36). Tampoco al considerar la situación de cumplimiento del RD 1620/2007 existen diferencias importantes en los coeficientes de regresión entre la probabilidad de infección y los DALYs para cada microorganismo (Figuras 4.37 y 4.38). Esto significa que el hecho de expresar el nivel de riesgo mediante una medida u otra no afectaría al valor de los coeficientes de regresión obtenidos. Aún así, se han querido exponer los resultados utilizando las dos medidas de riesgo.

Los resultados muestran que no hay diferencias importantes entre la situación de cumplimiento o no del RD 1620/2007 respecto a los coeficientes de regresión para cada tipo de microorganismo. Esto significa que las variables, en ambas situaciones, presentan una relación similar respecto al valor del riesgo. *Campylobacter* es el microorganismo que presenta una diferencia mayor entre los coeficientes de regresión según el cumplimiento o no del RD 1620/2007, debido seguramente a que es el patógeno más afectado por esta situación, como ya se observó al calcular el valor del riesgo.

Se observa que las eliminaciones tienen un coeficiente de regresión negativo, ya que al aumentar la eliminación disminuye el riesgo, mientras que las demás variables (concentración en agua cruda, viabilidad de ooquistes, ingestión de aerosoles y número de eventos) tienen coeficientes de regresión positivos, ya que al aumentar cualquiera de estas variables se aumenta el riesgo.

Se ha de tener en cuenta que estos resultados se obtienen mediante una simulación con 10.000 iteraciones, por lo que en cada simulación puede haber pequeñas diferencias en los valores absolutos de los coeficientes de regresión. Debido a ello, y a que los coeficientes difieren muy poco para cada patógeno y variable considerada, los resultados se han de interpretar de manera general.

En este sentido, al considerar tanto la situación de cumplimiento como la de no cumplimiento del RD 1620/2007, las variables de eliminación de microorganismos (EDAR, ERA, depósito y aspersor ASP2) tienen, en general, una mayor influencia en el valor del riesgo final respecto a variables como la viabilidad de los ooquistes (en el caso de *Cryptosporidium*), el número de eventos o la ingestión de aerosoles. Esto significa que una variación en la eliminación de patógenos tendría un mayor efecto en

el valor de riesgo final respecto a una variación en una variable como, por ejemplo, el número de eventos.

La concentración de microorganismos en el agua cruda presenta un papel más importante en las simulaciones para *Campylobacter* y rotavirus que en las de *Cryptosporidium*, lo que se podría explicar por una mayor concentración de bacterias y virus en el agua residual cruda respecto a la concentración de ooquistes.

## 4.4 Evaluación de matrices ambientales

En este apartado se muestran los resultados de la evaluación de la calidad fisicoquímica de las matrices suelo y agua subterránea, con el objetivo de determinar posibles cambios atribuibles al riego con agua regenerada.

### 4.4.1 Evaluación de la calidad fisicoquímica del suelo

En la Tabla 4.40 se muestra la textura del suelo del parque regado con el agua regenerada procedente del sistema de reutilización evaluado en el apartado 4.2.

**Tabla 4.40** Características texturales del suelo.

Parámetro	Profundidad	
	(0-30 cm)	(30-60 cm)
Arena gruesa ( $0,2 < D < 2,0$ ) (%)	73,9	34,4
Arena fina ( $0,05 < D < 0,2$ ) (%)	10,1	12,7
Limo grueso ( $0,02 < D < 0,05$ ) (%)	6,1	13,8
Limo fino ( $0,002 < D < 0,02$ ) (%)	6,6	24,5
Arcilla ( $D < 0,002$ ) (%)	3,3	14,6

D: diámetro.

El suelo del parque presenta una clase textural, según USDA (1999 y 2010), que se considera franco-arenosa para la profundidad de 0-30 cm y franca para la profundidad de 30 -60 cm. Esta textura indica que es un suelo permeable y con buen drenaje, en el que se pueden aplicar aguas de riego de tipo  $C_4S_1$  según la clasificación de las normas Riverside para agua de riego (Rhoades, 1990). El agua de riego del parque se considera un agua de este tipo, según los valores de conductividad eléctrica y de SAR obtenidos (Tablas 4.24 y 4.25).

Las Tablas 4.41 y 4.42 muestran los valores de los parámetros fisicoquímicos del suelo, a dos profundidades diferentes. Los resultados obtenidos se han interpretado siguiendo las consideraciones de Saña *et al.* (1996) para los parámetros agronómicos de fertilización.

**Tabla 4.41** Valores medios de parámetros fisicoquímicos del suelo a una profundidad de 0-30 cm.

Parámetro	Año de muestreo										
	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2004	2006	2007	2009	2010
Humedad (%)	2,20	1,50	1,20	1,50	1,70	1,20	1,60	1,10	1,20	1,00	1,40
pH	8,20	n.d.	8,20	8,40	8,20	7,88	8,50	8,40	8,60	8,30	8,70
CE (dS/cm)	0,40	n.d.	0,46	0,60	0,40	0,21	0,41	0,30	0,36	0,30	0,24
MO (%)	2,00	n.d.	3,00	2,30	1,80	0,35	2,20	2,93	3,37	1,70	1,90
N-NO <sub>3</sub> (mg/Kg)	5,00	5,00	10,00	7,00	4,00	6,00	4,00	4,00	9,00	4,00	13,00
P (mg/Kg)	25	20	51	23	15	30	45	39	46	46	55
Ca (mg/Kg)	n.d.	n.d.	n.d.	6403	4729	7697	3889	3854	5684	4361	7439
Mg (mg/Kg)	n.d.	n.d.	n.d.	397	334	60	305	359	402	324	461
Na (mg/Kg)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	227	425	246	210	288	257	310
K (mg/Kg)	127	175	325	194	94	150	63	54	81	63	257

n.d.: no determinado.

**Tabla 4.42** Valores medios de parámetros fisicoquímicos del suelo a una profundidad de 30-60 cm.

Parámetro	Año de muestreo										
	1995	1996	1997	1998	2001	2002	2004	2006	2007	2009	2010
Humedad (%)	2,30	1,50	1,40	1,40	1,60	1,10	1,60	1,30	1,70	1,20	1,10
pH	8,30	n.d.	8,30	8,30	8,40	8,29	8,50	8,60	8,70	8,50	8,40
CE (dS/cm)	0,28	n.d.	0,38	0,59	0,33	0,21	0,50	0,41	0,48	0,59	0,39
MO (%)	1,60	n.d.	3,60	1,80	0,92	0,8	1,68	2,05	2,86	2,13	2,90
N-NO <sub>3</sub> (mg/Kg)	5,00	7,00	6,00	5,00	15,00	6,00	2,00	4,00	5,00	2,00	7,00
P (mg/Kg)	13	89	80	11	17	12	21	10	28	23	62
Ca (mg/Kg)	n.d.	n.d.	n.d.	6732	6823	7922	7125	7473	7686	6579	7264
Mg (mg/Kg)	n.d.	n.d.	n.d.	381	536	69	350	370	430	335	350
Na (mg/Kg)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	234	460	293	280	343	255	233
K (mg/Kg)	131	233	600	115	105	200	80	83	106	84	129

n.d.: no determinado.

Los resultados muestran como el pH y la conductividad eléctrica presentan pocas variaciones a lo largo del tiempo. Los valores de pH determinan un suelo ligeramente alcalino y el valor de la conductividad eléctrica indica que es un suelo no salino.

Los valores de materia orgánica fácilmente oxidable, nitratos, fósforo, sodio y potasio presentan heterogeneidad sin una tendencia definida, encontrándose valores bajos, normales y altos. La concentración de calcio y magnesio se considera alta, con algún valor bajo, pero de nuevo no se observa una tendencia definida.

Los resultados de calidad del suelo, teniendo en cuenta las limitaciones de los datos facilitados, indican que durante el tiempo de riego del parque no se han producido variaciones importantes de los parámetros evaluados. Además, debido al aporte de agua regenerada no ha sido necesario utilizar fertilizantes adicionales. De todos modos, es necesario seguir realizando controles para detectar posibles cambios en periodos más largos de tiempo y poder realizar las medidas correctoras oportunas.

#### 4.4.2 Evaluación de la calidad fisicoquímica del agua subterránea

La calidad fisicoquímica del agua regenerada que se ha utilizado para el riego de la zona se muestra en la Tabla 4.43.

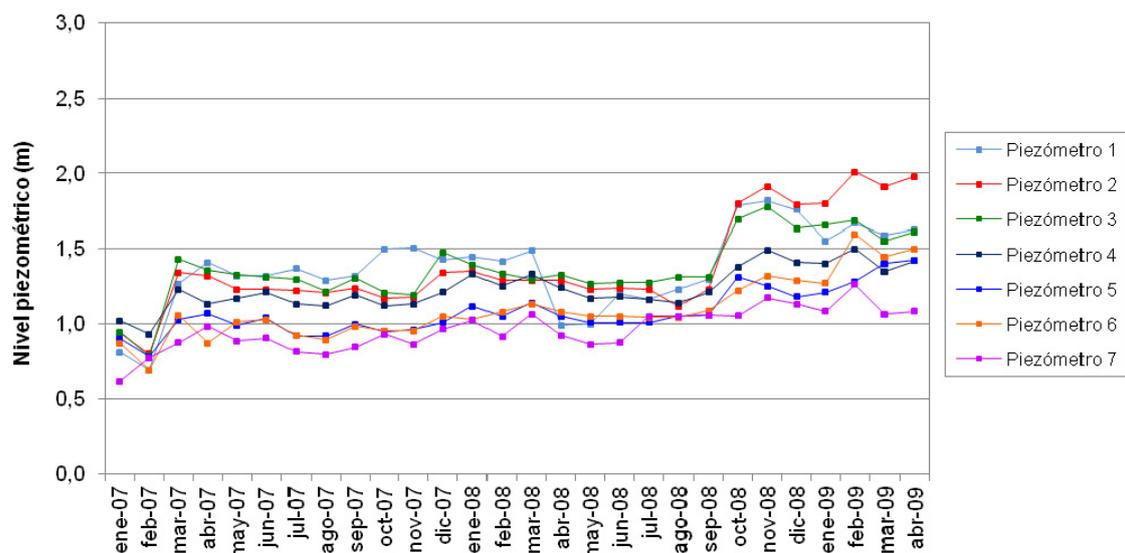
**Tabla 4.43** Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua de riego.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
pH	7,16	8,10	7,66	0,21
CE (dS/m)	0,82	1,40	1,04	0,13
N-NTK (mg/L)	2,00	40,00	20,82	12,21
NO <sub>3</sub> (mg/L)	5,00	12,00	7,40	3,36
Cl (mg/L)	178,50	378,50	230,76	41,66
SO <sub>4</sub> (mg/L)	49,10	59,80	54,68	3,96
Ca (mg/L)	25,80	99,40	57,09	16,49
Mg (mg/L)	13,80	27,30	20,40	3,28
Na (mg/L)	74,00	157,70	115,29	18,02
SAR	2,29	4,85	3,37	0,45
K (mg/L)	1,00	11,60	7,79	2,30
P (mg/L)	2,00	7,30	3,53	1,72
HCO <sub>3</sub> (mg/L)	158,60	383,10	202,84	57,65
Hidrocarburos (mg/L)			< 0,10	

SAR: relación de adsorción de sodio

Los resultados indican que se trata de un agua de tipo C<sub>3</sub>S<sub>1</sub>, según la clasificación de las normas Riverside para agua de riego (Rhoades, 1990). Los valores de conductividad eléctrica han disminuido respecto al agua regenerada de salida de la ERA debido al tratamiento adicional proporcionado por el gestor de las instalaciones.

La evolución de los niveles piezométricos durante el periodo de riego con agua regenerada muestra una variabilidad similar en todos los piezómetros, observándose una tendencia general de aumento de los niveles, atribuible a las diferentes condiciones meteorológicas y al riego a lo largo del periodo de estudio (Figura 4.39).



**Figura 4.39** Evolución de los niveles piezométricos durante el periodo de estudio.

La calidad del agua subterránea antes del inicio del riego con agua regenerada se muestra en la Tabla 4.44. Considerando los valores obtenidos, el agua subterránea se clasificaría como un agua bicarbonatada-clorurada sódico-cálcica de mineralización alta (Custodio y Llamas, 2001).

**Tabla 4.44** Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua subterránea antes de iniciar el riego con agua regenerada.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
pH	6,80	7,20	7,03	0,15
CE (dS/m)	1,85	4,64	3,62	1,01
N-NTK (mg/L)			< 2,00	
NO <sub>3</sub> (mg/L)	5,00	99,00	43,71	30,58
Cl (mg/L)	365,00	1002,00	703,57	223,14
SO <sub>4</sub> (mg/L)	211,00	373,00	273,29	57,31
Ca (mg/L)	185,00	401,00	281,86	81,54
Mg (mg/L)	69,00	226,00	151,57	53,54
Na (mg/L)	186,00	1090,00	560,00	308,48
K (mg/L)	1,60	25,00	9,94	9,20
P (mg/L)	0,20	0,89	0,39	0,24
HCO <sub>3</sub> (mg/L)	498,00	666,00	584,00	71,96
Hidrocarburos (mg/L)			< 0,10	

Estos valores se han comparado con los valores de referencia proporcionados por un piezómetro de la red piezométrica de control de la ACA (Agencia Catalana del Agua) que se encuentra próximo a la zona de estudio, pero que no está influenciado por el riego con agua regenerada (Tabla 4.45).

**Tabla 4.45** Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua del piezómetro de referencia antes del inicio del riego (ACA).

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
pH	6,69	7,60	7,13	0,26
CE (dS/m)	1,62	5,42	4,30	1,65
N-NTK (mg/L)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
NO <sub>3</sub> (mg/L)	13,20	19,30	16,03	3,07
Cl (mg/L)	1424,00	1669,10	1558,07	102,73
SO <sub>4</sub> (mg/L)	248,00	352,00	285,33	57,87
Ca (mg/L)	136,90	301,90	208,47	84,65
Mg (mg/L)	53,50	82,10	66,07	14,61
Na (mg/L)	426,50	966,00	648,30	282,25
K (mg/L)	6,00	24,76	13,51	9,92
P (mg/L)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
HCO <sub>3</sub> (mg/L)	508,10	541,40	522,63	17,05
Hidrocarburos (mg/L)			< 0,10	

n.d.: no determinado

Los resultados muestran que los valores de calidad del agua del piezómetro de la ACA y los de la zona de riego son similares, siendo incluso superiores los valores de cloruros y conductividad eléctrica en el piezómetro de la ACA.

En la Tabla 4.46 se muestran los resultados de calidad del agua subterránea obtenidos durante el periodo de riego, junto con el nivel de significación ( $p$ ) obtenido al comparar los valores antes y durante el periodo de riego mediante el análisis de la varianza (Tabla 4.46).

**Tabla 4.46** Estadísticos descriptivos y nivel de significación ( $p$  bilateral  $\leq 0,05$ ) de parámetros fisicoquímicos del agua subterránea durante el periodo de riego.

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.	$p$
pH	6,50	7,60	6,99	0,19	0,64
CE (dS/m)	1,71	6,31	4,10	1,41	0,37
N-NTK (mg/L)			< 2,00		-
NO <sub>3</sub> (mg/L)	5,00	106,00	45,56	31,73	0,88
Cl (mg/L)	221,00	1868,00	990,67	510,83	0,15
SO <sub>4</sub> (mg/L)	160,00	750,00	350,52	117,79	0,10
Ca (mg/L)	132,00	439,00	235,74	74,47	0,13
Mg (mg/L)	45,00	285,00	129,17	60,21	0,35
Na (mg/L)	178,00	1110,00	527,14	265,45	0,76
K (mg/L)	1,00	30,00	10,57	8,59	0,86
P (mg/L)	0,10	0,50	0,18	0,11	0,10
HCO <sub>3</sub> (mg/L)	258,00	871,00	503,34	149,73	0,24
Hidrocarburos (mg/L)			< 0,10		-

Los resultados muestran como los valores del agua subterránea para los parámetros evaluados se mantienen en niveles similares respecto a los valores de antes del riego y no presentan diferencias significativas.

Si se comparan estos valores con los obtenidos en el piezómetro de la ACA durante el periodo de estudio (Tabla 4.47) se observa que los valores son similares, lo que confirma que la parte del acuífero sin influencia del agua regenerada ha evolucionado de una manera similar a la de la zona de riego.

**Tabla 4.47** Estadísticos descriptivos de parámetros fisicoquímicos del agua del piezómetro de referencia durante el periodo de estudio (ACA).

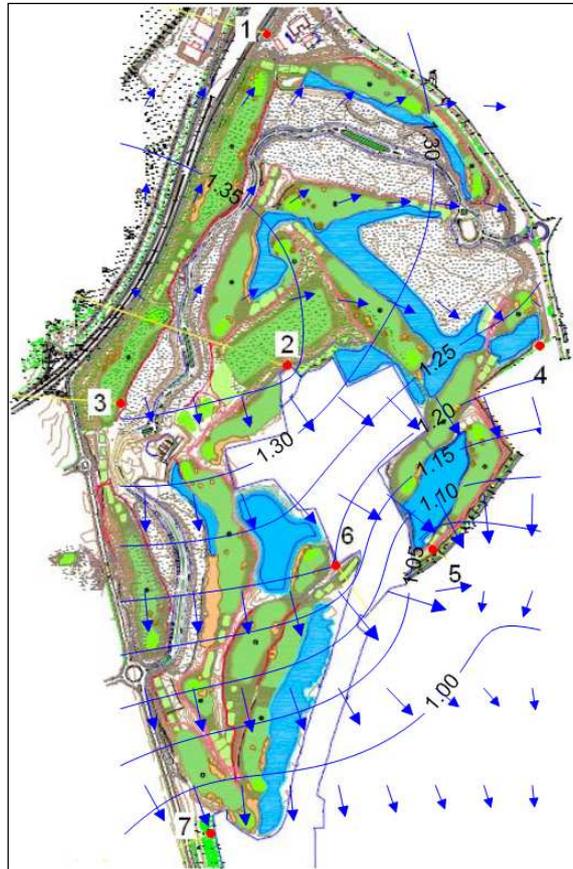
Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
pH	7,00	7,30	7,17	0,15
CE (dS/m)	2,11	5,42	4,25	1,86
N-NTK (mg/L)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
NO <sub>3</sub> (mg/L)	22,60	39,90	31,93	8,08
Cl (mg/L)	1774,30	1845,20	1798,13	40,76
SO <sub>4</sub> (mg/L)	253,00	326,00	300,00	40,78
Ca (mg/L)	168,30	219,50	185,50	29,45
Mg (mg/L)	59,40	82,50	68,07	12,58
Na (mg/L)	1000,00	1191,00	1063,67	110,27
K (mg/L)	12,44	21,98	15,93	5,26
P (mg/L)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
HCO <sub>3</sub> (mg/L)	513,90	545,60	529,70	15,85
Hidrocarburos (mg/L)			< 0,10	

n.d.: no determinado

Los valores de los parámetros evaluados en la zona de riego y en la zona de la masa de agua subterránea no influenciada por el riego (piezómetro de la ACA) pueden explicarse por la situación y características de la propia masa de agua subterránea y las presiones de origen antrópico a las que se ve sometida, como muestran estudios realizados por la Agencia Catalana del Agua (ACA, 2005).

Según estos estudios, la zona de riego se encuentra sobre una masa de agua subterránea clasificada como agua bicarbonatada-clorurada magnésico-cálcica, donde están incluidos dos acuíferos, un acuífero aluvial y otro pliocuaternario (ACA, 2005). El acuífero aluvial se comporta como un acuífero libre y está conectado hidráulicamente al acuífero pliocuaternario, al cual drena. El acuífero pliocuaternario presenta un funcionamiento que hace que se considere un acuífero complejo, multicapa, con

permeabilidades y transmisividades muy variables de un punto a otro. La dirección del flujo del agua subterránea en la zona de estudio se ha representado en la Figura 4.40.



**Figura 4.40** Dirección del flujo del agua subterránea en la zona de estudio.

Debido a las características geológicas de los materiales que forman los acuíferos, mayoritariamente materiales de alta permeabilidad y porosidad, esta masa de agua tiene una vulnerabilidad intrínseca elevada (ACA, 2005). Los diferentes tipos de presiones que soporta la masa de agua, su fuente y la magnitud de sus efectos sobre la calidad fisicoquímica del agua subterránea se detallan en la Tabla 4.48. Las presiones descritas y su magnitud asociada hacen que la presión total sobre el estado fisicoquímico de la masa de agua esté considerada como alta (ACA, 2005).

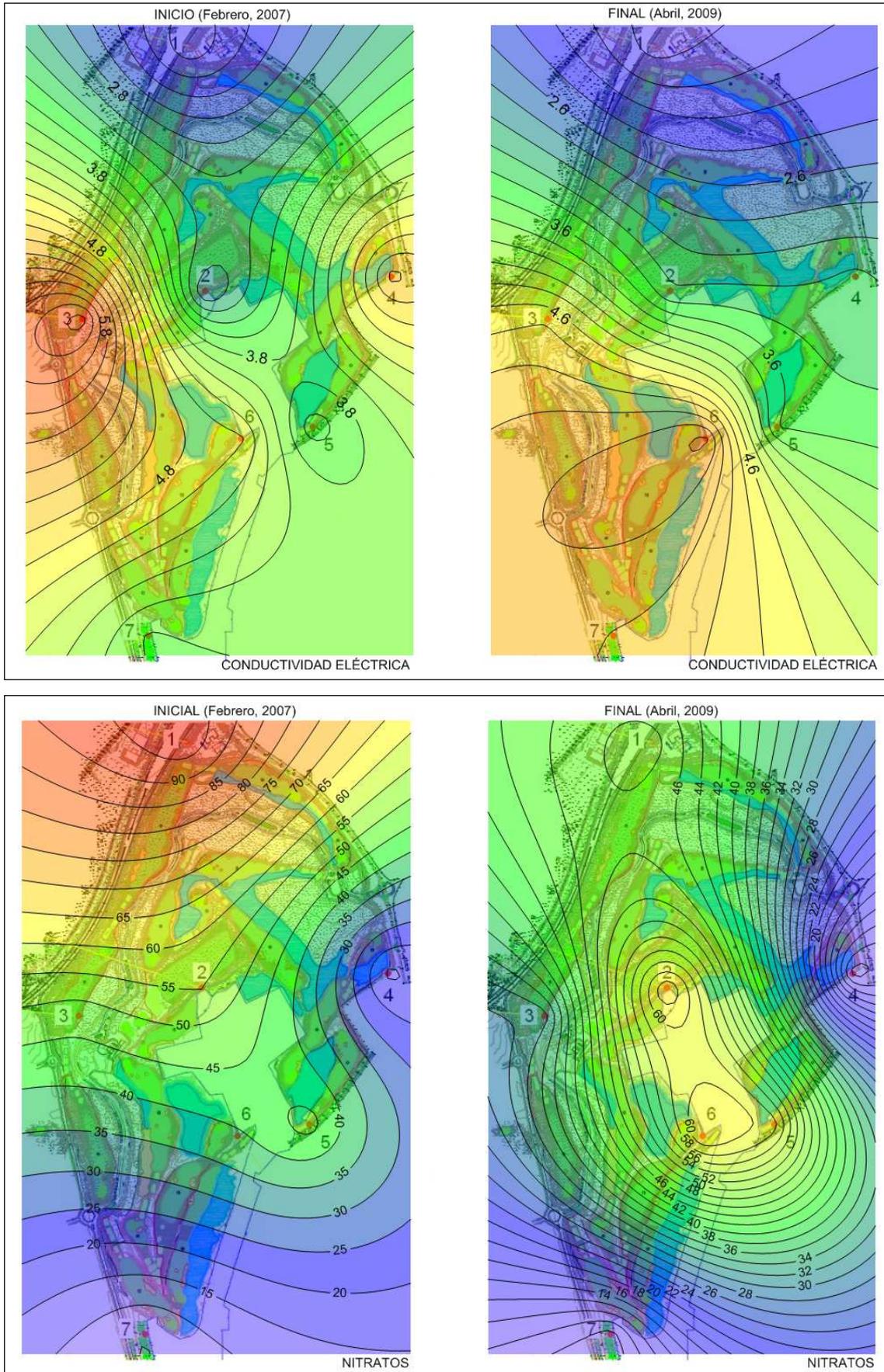
La masa de agua subterránea se encuentra en una zona litoral y la elevada magnitud de las extracciones en zona de costa que provocan la intrusión salina explicaría los altos valores de conductividad eléctrica.

**Tabla 4.48** Presiones significativas a las que está sometida la calidad fisicoquímica de la masa de agua (ACA, 2005).

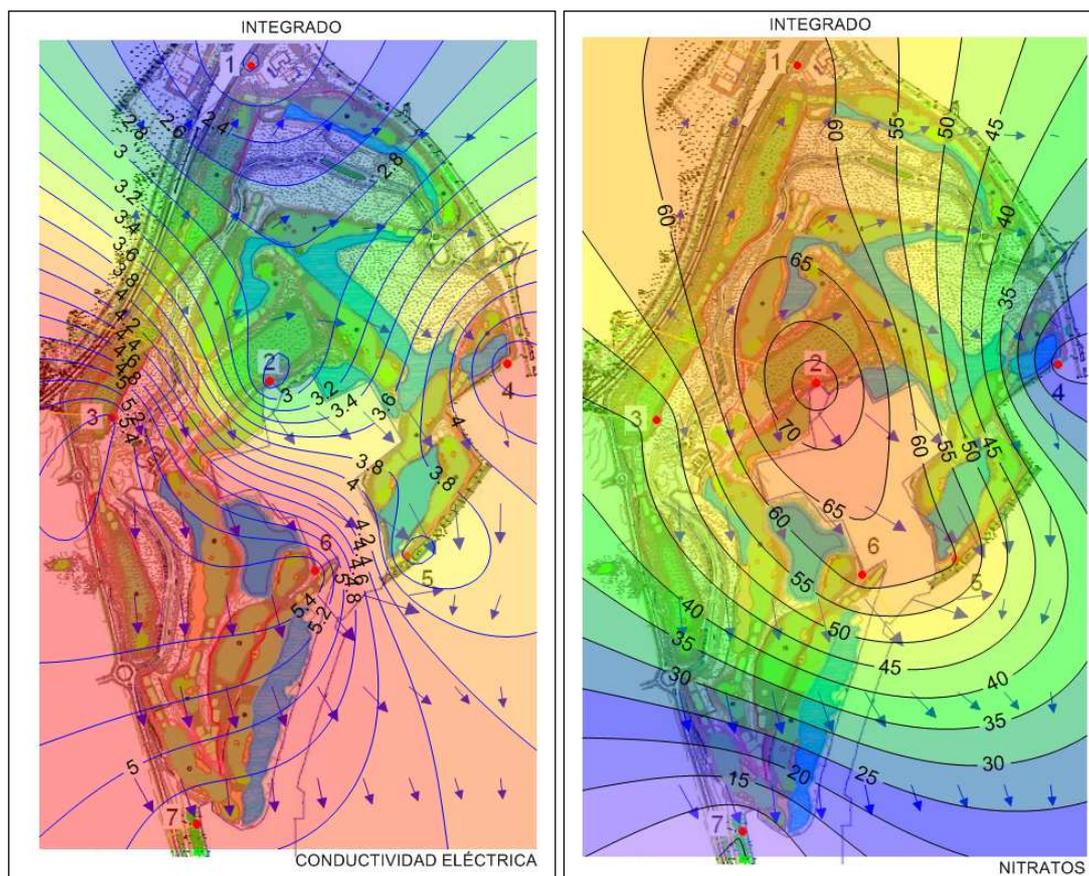
Fuente	Presión	Magnitud
<b><u>Presiones difusas</u></b>		
Agricultura y ganadería	Deyecciones ganaderas (nitratos).	Baja
	Agricultura intensiva: (abonos y tratamientos fitosanitarios).	Alta
	Aplicación de lodos de depuradora (biosólidos).	Moderada
Alcantarillado y colectores urbanos e industriales	Filtraciones y fugas desde zonas urbanas e industriales.	Moderada
Actividad industrial	Vertidos, lixiviados y fugas.	Alta
<b><u>Presiones puntuales</u></b>		
Actividad industrial	Vertidos industriales.	Alta
	Suelos contaminados (aceites minerales, metales, VOCs).	Alta
Gestión de residuos	Depósitos de residuos industriales, urbanos y especiales.	Alta
EDARs	Vertidos de aguas depuradas.	Alta
Extracción de agua en zonas de costa	Extracciones que provocan intrusión salina.	Alta

La presión de la agricultura y la ganadería en la concentración de nitratos podría ser suficiente para explicar los niveles de nitratos en el agua subterránea. Se ha de tener en cuenta que de todos los municipios que componen esta masa de agua, 11 se encuentran dentro de la zona vulnerable a los nitratos de origen agrario, según la Directiva 91/676/CEE y derivadas. Además, esta masa de agua se encuentra incluida en el Decreto 328/1988 que establece normas adicionales de protección para diversos acuíferos de Cataluña (ACA, 2005).

Los valores de conductividad eléctrica y de nitratos del agua subterránea de la zona regada con agua regenerada se han representado de manera gráfica para observar las variaciones espaciales en los siete piezómetros antes y después del periodo de riego, y durante el periodo de riego integrando todos los valores obtenidos (Figuras 4.41 y 4.42).



**Figura 4.41** Isolíneas de los valores de conductividad eléctrica (dS/m) y nitratos (mg/L) del agua subterránea al inicio y al final del estudio.



**Figura 4.42** Isolíneas de los valores integrados de conductividad eléctrica (dS/m) y nitratos (mg/L) del agua subterránea durante el periodo de estudio.

En las gráficas se observa como la conductividad eléctrica, además de no variar significativamente entre el inicio y el final del estudio, durante el riego ha presentado los valores más elevados en la zona más influenciada por la intrusión salina, por lo que el efecto del riego con agua regenerada no ha significado un aumento de la conductividad eléctrica en el acuífero.

La representación de la concentración de nitratos muestra como, al inicio del estudio, los valores más elevados se hallan al norte de la zona de riego, mientras que al final del estudio se observa un desplazamiento de estos valores hacia la zona central. Este hecho puede ser atribuido a la dirección del flujo de agua del acuífero.

En función de los resultados obtenidos y teniendo en cuenta los datos del piezómetro de referencia de la ACA, se puede afirmar que el riego con agua regenerada no ha influido de manera significativa en la calidad fisicoquímica del agua subterránea de la zona. Los valores de los parámetros fisicoquímicos del agua subterránea durante el periodo de estudio se pueden explicar considerando las presiones a las que se ve

sometida la masa de agua y la elevada vulnerabilidad intrínseca del acuífero, debida a la alta permeabilidad y porosidad de los materiales que lo conforman. De todos modos, es necesario continuar con la vigilancia ambiental del agua subterránea, estableciendo un protocolo de monitoreo que permita detectar posibles cambios en la calidad del agua a más largo plazo para poder establecer las medidas correctoras adecuadas.

## 4.5 Aplicación del protocolo de análisis de peligros y puntos de control críticos en un sistema de reutilización

En este apartado se muestra la aplicación de los principios del protocolo de Análisis de Peligros y Puntos de Control Críticos (APPCC) en el sistema de reutilización para riego de un parque evaluado en el apartado 4.2. Se han aplicado los siguientes principios del protocolo:

- Análisis de peligros
- Determinación de los puntos de control críticos (PCC)
- Establecimiento de los límites críticos
- Establecimiento de un sistema de vigilancia
- Establecimiento de medidas correctoras

Inicialmente, se establecieron las etapas previas recomendadas (OMS, 2004; NRMCC-EPHC-AHMC, 2006), que fueron las siguientes:

- Formación de un equipo de trabajo: se formó un equipo de trabajo multidisciplinar compuesto por personal técnico responsable de la EDAR y la ERA, del sistema de almacenamiento y distribución del parque, además de los responsables de investigación del presente trabajo.
- Determinación del ámbito de aplicación del APPCC: se estableció el ámbito de aplicación, que en este caso incluye la EDAR, la ERA, el sistema de almacenamiento y el sistema de distribución hasta el punto de uso final. La inclusión de la EDAR dentro del ámbito de aplicación de los principios del APPCC no suele ser común, pero se decidió incluirla debido a la importancia del control de la calidad del efluente secundario para asegurar un buen funcionamiento de las tecnologías de regeneración, según mostraron los resultados obtenidos en la evaluación de las tecnologías de regeneración. Respecto a la ERA, se han considerado el pretratamiento y la tecnología de desinfección por separado, debido a la importancia del control de ambos sistemas, y se ha tenido en cuenta la experiencia obtenida en la evaluación del sistema fisicoquímico, que es del mismo tipo que el utilizado en la ERA para el riego del parque.

- Construcción de un diagrama de flujo: se realizó un diagrama de flujo del ámbito de aplicación, con las especificaciones técnicas y planos aportados por los responsables de las instalaciones. Este diagrama se verificó *in situ* en sucesivas visitas a la EDAR, la ERA y el parque.

La aplicación de un protocolo APPCC en un sistema de reutilización de aguas es un proceso complejo que requiere la implicación del personal técnico y de los responsables de las instalaciones donde se pretende aplicar (NRMMC-EPHC-AHMC,2006; Bartram *et al.*, 2009). En este trabajo, la aplicación del protocolo APPCC se ha realizado considerando el monitoreo llevado a cabo durante el periodo de estudio, con las limitaciones de tiempo y presupuesto que han marcado los parámetros a analizar y los muestreos posibles. Por ello, los resultados que se muestran se han de entender como una aproximación a la aplicación de un protocolo APPCC en un sistema de reutilización.

#### **4.5.1 Análisis de peligros y establecimiento de medidas preventivas**

Los peligros considerados son los peligros microbiológicos y fisicoquímicos asociados al agua residual que se describen en las Tablas 1.4, 1.5 y 1.8. Estos peligros incluyen los analizados en el sistema de reutilización evaluado.

A nivel microbiológico, en el sistema de reutilización se determinaron los patógenos *Legionella* spp., huevos de nematodos, *Giardia* y *Cryptosporidium*. La determinación de los indicadores *E. coli*, bacteriófagos somáticos y esporas de clostridios sulfito reductores mostraron el riesgo potencial asociado a patógenos a lo largo del sistema de reutilización y se utilizaron para realizar una evaluación de riesgo microbiológico cuantitativa (QMRA) que determinó que existe cierto riesgo microbiológico en el uso del agua regenerada para riego.

A nivel fisicoquímico, la determinación de la conductividad eléctrica, DBO<sub>5</sub>, sólidos en suspensión y turbidez mostró la necesidad de control de estos parámetros. La determinación de metales pesados estableció concentraciones en el agua regenerada de salida de la ERA inferiores al límite máximo normativo e incluso concentraciones inferiores al límite de detección.

En el establecimiento de medidas preventivas se han considerado las medidas que se utilizan y las que se podrían implementar para reducir el riesgo asociado a los peligros (Tabla 4.49).

**Tabla 4.49** Medidas preventivas de cada etapa del sistema frente a peligros microbiológicos y fisicoquímicos.

<b>Etapas</b>	<b>Medidas preventivas</b>
EDAR (calidad del efluente secundario)	Control de posibles descargas de agua residual de origen industrial. Operación y mantenimiento adecuados de las tecnologías de tratamiento de la EDAR (tratamiento primario, decantación primaria, tratamiento secundario de fangos activados, decantación secundaria). Control del decantador secundario para evitar rebosamiento de fangos.
Pretratamiento (fisicoquímico)	Optimización de la dosis de coagulante y floculante y de las condiciones de mezcla según la calidad del efluente secundario (realización de Jar-tests). Operación y mantenimiento de acuerdo a las especificaciones del fabricante para el tanque de mezcla, el decantador lamelar y el filtro de arena (limpieza y contralavado). Calibración periódica de los dosificadores y sondas.
Tratamiento de desinfección (cloración)	Optimización de la dosis y el tiempo de contacto según la calidad del efluente secundario (realizar estudios preliminares). Operación y mantenimiento de acuerdo a las especificaciones del fabricante. Calibración periódica de los dosificadores y sondas.
Almacenamiento	Utilizar depósitos de almacenamiento cerrados. Control del tiempo de residencia. Mantener una concentración de cloro residual. Vaciar y limpiar el depósito (2 /año). Comprobar periódicamente la integridad de la construcción del depósito.
Distribución	Implementar una red mallada y con sobrepresión. Evitar ramales difíciles de purgar. Mantener una concentración de cloro residual. Purgar la red (1/año). Comprobar periódicamente la integridad de las conducciones, aspersores y goteros.

En la etapa de la EDAR se ha de controlar la calidad del efluente secundario que llegará a la ERA para su regeneración.

El pretratamiento es responsable de la eliminación adicional de sólidos en suspensión, materia orgánica y turbidez del efluente secundario, consiguiendo, además, una reducción de la concentración de microorganismos, como se mostró en la evaluación de tecnologías de regeneración. Por tanto, es imprescindible una operación y mantenimiento adecuados de este tipo de tratamiento, adaptando la dosis de coagulante y floculante a la calidad del efluente secundario para optimizar su funcionamiento.

El tratamiento de desinfección mediante cloro (hipoclorito sódico) también ha de optimizar la dosis y tiempo de contacto según las características del efluente que proviene del pretratamiento, como se observó en los resultados del estudio de las tecnologías de regeneración. Se ha de realizar un control exhaustivo en los dispositivos de dosificación de cloro para evitar posibles problemas que disminuyan la desinfección y empeoren la calidad del agua regenerada en el punto de entrega al usuario.

El depósito de almacenamiento de este estudio es un depósito cerrado, que se vacía y se limpia dos veces al año y que está sometido a unas inspecciones periódicas de sus componentes. Por lo tanto, cumple con las recomendaciones sobre almacenamiento realizadas en diversos estudios (NRMCC-EPHC-AHMC, 2006; OMS, 2006; Damikouka *et al.*, 2007).

La red de distribución de tipo mallado y con sobrepresión se ha mostrado como una medida efectiva para evitar un deterioro significativo del agua regenerada, por lo que se considera una medida preventiva adecuada. La correcta purga de toda la red y las revisiones periódicas son también medidas preventivas necesarias en sistemas de distribución (Davison *et al.*, 2005; Bartram *et al.*, 2009).

Además de las medidas preventivas enumeradas, aplicando el concepto de barrera múltiple, es posible disminuir aún más la exposición al agua regenerada en el punto de uso. En este caso, las barreras que se aplican son el riego automatizado durante la noche y el uso de sistemas de riego por goteo superficial.

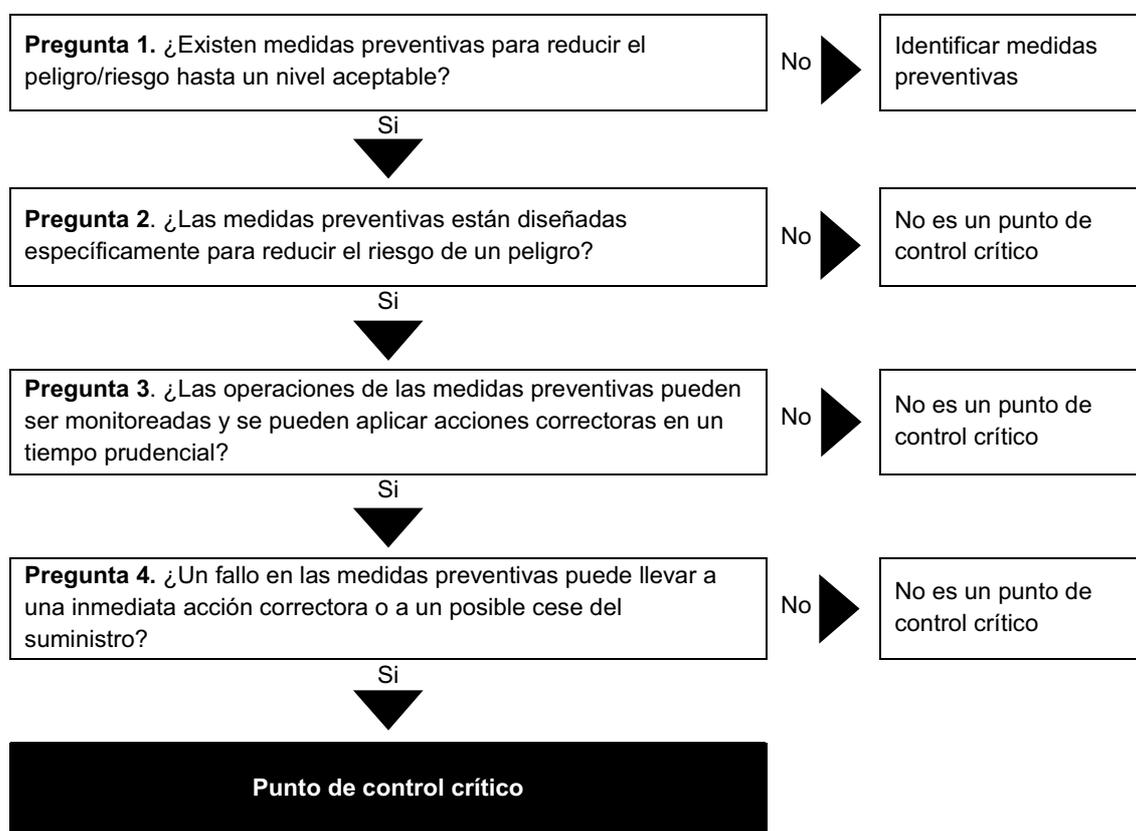
El riego nocturno hace que pase un periodo de tiempo entre el riego y el acceso del público a la zona y existe una eliminación adicional por inactivación natural de microorganismos de hasta 1 ulog, lo que disminuye el riesgo microbiológico, según mostró el QMRA realizado.

Cuando se utiliza el riego por goteo, a pesar de no observarse diferencias en la calidad microbiológica del agua respecto a los aspersores, se evita la formación de aerosoles, por lo que disminuye la exposición de las personas a los microorganismos, disminuyendo así el riesgo sanitario. La eliminación adicional utilizando riego por goteo superficial puede llegar a ser de 2 ulog (Mara y Horan, 2003).

Es imprescindible realizar una supervisión del estado de conducciones, aspersores y goteros, con un mantenimiento adecuado asociado (Capra y Scicolone, 2004).

#### 4.5.2 Determinación de los puntos de control críticos

La determinación de los puntos de control críticos se ha realizado considerando todo el ámbito de aplicación del protocolo APPCC, desde la salida de la EDAR hasta el punto de uso final, aplicando el árbol de decisión propuesto por el *Códex Alimentarius* (CAC, 1997) y adaptado para el agua regenerada según NRMMC-EPHC-AHMC (2006) (Figura 4.43). Este árbol de decisión, descrito ya en la introducción, consiste en una serie de preguntas que conllevan o no a que una etapa sea considerada un punto de control crítico.



**Figura 4.43** Árbol de decisión para identificar los puntos de control críticos (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006).

Siguiendo esta metodología, los puntos de control críticos (PCC) determinados en el ámbito de aplicación, junto con los puntos de muestreo propuestos para su control, se detallan en la Tabla 4.50.

**Tabla 4.50** Puntos de control críticos y puntos de muestreo propuestos para su control.

<b>Puntos de control críticos</b>	<b>Puntos de muestreo</b>
EDAR (calidad del efluente secundario)	Entrada de agua residual cruda, salidas de los tratamientos de la EDAR (tratamiento primario, decantación primaria, tratamiento secundario de fangos activados, decantación secundaria) y salida de la EDAR (efluente secundario)
Pretratamiento (físicoquímico)	Entrada (efluente secundario) y salida del sistema físicoquímico
Tratamiento de desinfección (cloración)	Salida de la ERA (punto de entrega al usuario)
Almacenamiento	Entrada y salida del depósito de almacenamiento
Distribución	Salida de aspersores y goteros (punto de uso)

La EDAR, en cuanto a la calidad del efluente secundario, se considera un PCC en sí misma, debido a la existencia de medidas preventivas y a que es una etapa diseñada específicamente para evitar peligros físicoquímicos y, en menor medida, microbiológicos. El control de esta etapa corresponde a los gestores de la EDAR mediante el monitoreo de los diferentes tratamientos que la componen y que aquí no se detallan individualmente sino que se consideran en su conjunto. En este caso, a diferencia de otras instalaciones, los gestores de la EDAR son los mismos que gestionan la ERA, tal y como se recomienda para una mejor gestión del riesgo.

El pretratamiento y el tratamiento de desinfección son cada uno un PCC, ya que son etapas donde también existen medidas preventivas y están diseñadas para eliminar contaminantes físicoquímicos y patógenos. El control de estas etapas se ha de realizar mediante muestreos de los efluentes de entrada y salida de las tecnologías de pretratamiento y desinfección, tal y como se mostró en la evaluación de tecnologías de regeneración. En el caso de la ERA evaluada, debido al diseño de construcción, no es posible obtener muestras de salida del sistema físicoquímico, por lo que sería conveniente establecer un punto de muestreo al final de este sistema.

El gestor de la ERA (titular de la concesión) es el responsable, según el RD 1620/2007, de la calidad del agua regenerada a la salida de la ERA y en el punto de entrega al usuario, que en este caso coinciden, por lo que es un punto de muestreo obligatorio.

En el depósito de almacenamiento se aplican medidas preventivas para evitar el deterioro de la calidad del agua, pero aunque no es una etapa propiamente diseñada para eliminar contaminantes del agua regenerada, los resultados muestran que puede haber variaciones de calidad en el agua regenerada pudiendo aumentar en algún

momento el riesgo si no existe otra etapa posterior donde pueda producirse una reducción de ese riesgo, por lo que se podría considerar un PCC. Los puntos de muestreo propuestos son la entrada y la salida del depósito.

En este caso, y de nuevo debido al diseño de construcción, no existe la posibilidad de obtener muestras de agua de la entrada al depósito. Entre el punto normativo de entrega al usuario (salida de la ERA) y el depósito de almacenamiento del parque donde es llevada el agua regenerada hay una distancia de 3.500 m, por lo que es imperativo establecer un punto de muestreo a la entrada del depósito para determinar las posibles variaciones de calidad del agua regenerada.

El mismo razonamiento aplicado al depósito de almacenamiento se aplica a la red de distribución para considerar que es otro PCC. En este caso, el punto de control propuesto es la salida de los aspersores, seleccionando los más representativos de la red y los que se encuentren en cotas más bajas y sean difíciles de purgar. También es recomendable realizar un control a la salida de los goteros, aunque menos exhaustivo que en los aspersores, ya que la calidad del agua no ha mostrado diferencias significativas respecto a la salida de los aspersores y el riesgo sanitario asociado es mínimo comparado con la aerosolización.

El gestor del parque (usuario) es el responsable de evitar el deterioro de la calidad del agua regenerada desde el punto de entrega hasta el lugar de uso, según el RD 1620/2007, por lo que la salida del sistema de riego sería un punto de muestreo obligatorio.

#### **4.5.3 Establecimiento de los límites críticos, medidas de vigilancia y acciones correctoras**

Las últimas tres etapas del protocolo APPCC evaluadas, el establecimiento de los límites críticos para cada PCC, las medidas de vigilancia y las acciones correctoras de posibles desviaciones de los límites, se detallan en la Tabla 4.51.

Estas etapas se han establecido considerando la legislación vigente, los resultados de la evaluación del sistema de reutilización, las características de los tratamientos evaluados y la factibilidad de las acciones.

**Tabla 4.51** Límites críticos, medidas de vigilancia y acciones correctoras para cada punto de control crítico.

Puntos de control críticos	Límites críticos	Medidas de vigilancia	Acciones correctoras
EDAR (calidad del efluente secundario)	Valores máximos admisibles según la Directiva 91/271/CEE para la calidad del efluente secundario.	Parámetros y frecuencia de monitoreo de la Directiva 91/271/CEE en el efluente secundario.	Aumentar la efectividad de los tratamientos de la EDAR. Interrumpir el suministro a la ERA.
Pretratamiento (físicoquímico)	Valores máximos admisibles según el RD 1620/2007 para la calidad 1.2 de: - Turbidez (10 NTU) - SS (20 mg/L)  DBO <sub>5</sub> ≤ 20 mg/L  Valor de pH y presión en el filtro de arena según especificaciones del fabricante.	Monitoreo continuo de turbidez y pH.  Análisis semanal de sólidos en suspensión y DBO <sub>5</sub> .  Monitoreo continuo de la presión en el filtro de arena.	Cambios en la dosis y condiciones de mezcla del coagulante y floculante.  Cambios en el pH para favorecer la coagulación.  Limpieza del sistema (retrolavado de filtro) y reparación de elementos dañados.
Tratamiento de desinfección (cloración)	Valores máximos admisibles según el RD 1620/2007 para la calidad 1.2: - Turbidez (10 NTU) - SS (20 mg/L) - <i>E. coli</i> (200 UFC/100mL) - Nematodos intestinales (1 huevo/10 L) - <i>Legionella</i> spp (100 UFC/L)  Cloro libre residual 1,0 ppm  DBO <sub>5</sub> ≤ 20 mg/L  CE ≤ 2,5 dS/m	Monitoreo continuo de turbidez, pH, CE y cloro residual.  Parámetros y frecuencia de monitoreo según RD 1620/2007 (punto de entrega del agua regenerada).  Adicionalmente, realizar análisis semanales de bacteriófagos somáticos, clostridios sulfito reductores y DBO <sub>5</sub> .  Análisis de <i>Giardia</i> y <i>Cryptosporidium</i> .	Cambios en la dosis y tiempo de contacto.  Evitar las paradas del tratamiento de regeneración para aumentar la fiabilidad.  Interrumpir el suministro al parque si se supera algún valor establecido.  Limpieza del sistema y reparación de elementos dañados.
Almacenamiento	Valores máximos admisibles según el RD 1620/2007 para la calidad 1.2: - Turbidez (10 NTU) - SS (20 mg/L) - <i>E. coli</i> (200 UFC/100mL) - Nematodos intestinales (1 huevo/10 L) - <i>Legionella</i> spp (100 UFC/L)  Cloro libre residual: 1,0 ppm  CE ≤ 3 dS/m	Monitoreo continuo de turbidez, cloro residual y CE.  Parámetros y frecuencia de monitoreo según RD 1620/2007.  Adicionalmente, realizar análisis semanales de bacteriófagos somáticos y clostridios sulfito reductores.  Análisis de <i>Giardia</i> y <i>Cryptosporidium</i> .	Instalar un clorador a la salida del depósito ajustando la dosis de cloro según caudal para mantener el nivel de cloro libre residual.  Limpieza del sistema y reparación de elementos dañados.

Tabla 4.51 Continuación.

Puntos de control críticos	Límites críticos	Medidas de vigilancia	Acciones correctoras
Distribución	Valores máximos admisibles según el RD 1620/2007 para la calidad 1.2: - Turbidez (10 NTU) - SS (20 mg/L) - <i>E. coli</i> (200 UFC/100mL) - Nematodos intestinales (1 huevo/10 L) - <i>Legionella</i> spp (100 UFC/L) Cloro libre residual: 1,0 ppm CE $\leq$ 3 dS/m Mantenimiento de presión positiva en la red.	Monitoreo continuo de la presión del sistema. Monitoreo de cloro libre residual y CE. Parámetros y frecuencia de monitoreo según RD 1620/2007. Adicionalmente, realizar análisis semanales de bacteriófagos somáticos y clostridios sulfito reductores. Análisis de <i>Giardia</i> y <i>Cryptosporidium</i> .	Aislamiento de parte de la red, cierre de válvulas. Purga de la red. Reparación de elementos dañados.

En la etapa de la EDAR se requiere una calidad del efluente secundario que cumpla con los criterios de la Directiva 91/271/CE, respecto a la calidad de vertido. Si no se cumple este requisito, por problemas como el rebosamiento de fangos en el decantador secundario, sería conveniente suspender el envío de efluente secundario a la ERA ya que, aunque el sistema de pretratamiento fisicoquímico puede amortiguar parte del aumento de carga, no es recomendable porque disminuye la fiabilidad de las tecnologías de regeneración y puede comprometer la calidad del agua regenerada, tal y como se comprobó en el estudio de tecnologías de regeneración.

La etapa de pretratamiento (fisicoquímico) determinará los valores finales de sólidos en suspensión, turbidez y materia orgánica del efluente de agua regenerada, ya que el tratamiento de desinfección (cloración) no afecta de manera significativa a estos parámetros, como se comprobó en la evaluación de tecnologías de regeneración. Los límites críticos seleccionados para los parámetros de sólidos en suspensión y turbidez han sido los establecidos por el RD 1620/2007 para el riego de parques (calidad 1.2).

Se recomienda un control semanal de la concentración de materia orgánica mediante el análisis de la DBO<sub>5</sub> y se establece un valor máximo de 20 mg/L. Este valor no se ha superado durante el estudio realizado y es el valor que recomiendan las autoridades australianas para riego de parques (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006). La USEPA (2004) recomienda un valor de 10 mg/L, pero debido a que el sistema de reutilización no ha

presentado problemas con la concentración de materia orgánica, se ha seleccionado un límite menos restrictivo.

El efluente de salida de la etapa de desinfección es el agua regenerada final y coincide con el punto de entrega al usuario, por lo que son aplicables los criterios fisicoquímicos y microbiológicos del RD 1620/2007 para la calidad 1.2.

Se ha de controlar siempre el proceso de cloración a nivel de dosis, tiempo de contacto (Ct), pH (6-9) y cloro residual. Se recomienda una concentración de cloro libre residual de 1 mg/L a la salida de la ERA, en consonancia con el valor que recomienda la USEPA (2004) para asegurar un mantenimiento de la desinfección sin producir un aumento significativo de subproductos de desinfección. Además, este nivel de cloro residual es tolerable por la mayoría de la vegetación (Rowe y Abdel-Magid, 1995).

Los resultados del monitoreo del sistema de reutilización mostraron que la concentración de *E. coli*, el microorganismo indicador establecido por el RD 1620/2007, no presenta buena correlación con la concentración de bacteriófagos y clostridios sulfito reductores. Asimismo, la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico ha determinado que, dentro del riesgo tolerable, el riesgo debido a virus patógenos es el más elevado, seguido del riesgo asociado a *Cryptosporidium*. Por todo ello, se recomienda realizar análisis adicionales de bacteriófagos somáticos y de clostridios sulfito reductores como indicadores de virus y ooquistes. Sería deseable realizar determinaciones de *Giardia* y, especialmente, *Cryptosporidium*, aunque estos organismos son patógenos y su detección y enumeración es mucho más costosa.

Estas recomendaciones estarían en consonancia con los criterios de algunas normativas de Estados Unidos, donde establecen realizar análisis de virus y protozoos como *Giardia* y *Cryptosporidium* en algunos usos, pero sin especificar valores máximos (USEPA, 2004). En el estado de Hawaii, para el riego urbano sin restricciones, donde se incluiría el riego de parques, se establece una reducción de 5 ulog de bacteriófagos o virus entéricos (USEPA, 2004). En este sentido, los bacteriófagos somáticos podrían ser un parámetro a tener en cuenta para incluir en futuras modificaciones del RD 1620/2007, siguiendo la tendencia de Estados Unidos.

Se incluye la determinación de DBO<sub>5</sub> como medida para controlar que se mantiene el nivel requerido. Asimismo, se ha incluido un valor máximo de conductividad eléctrica

en el agua regenerada de salida de la ERA de 2,5 dS/m. Esto es debido a que se comprobó que la conductividad puede alcanzar valores superiores a 3 dS/m en el punto de uso, a pesar de existir un automatismo que impide el envío de agua regenerada al depósito si se sobrepasa este valor. Por tanto, para tener más seguridad respecto al hecho de no sobrepasar ese valor máximo en el lugar de uso, se considera necesario disminuir el valor máximo permitido en el agua regenerada.

El valor de conductividad eléctrica máximo de 3 dS/m se incluye en las recomendaciones realizadas por Ayers y Westcot (1985) respecto a la conductividad máxima para riego agrícola y también se incluyen en los criterios de calidad de riego agrícola del RD 1620/2007. Aunque no se trata de un riego agrícola, en el parque existen, además de césped, plantas ornamentales y árboles que podrían ser perjudicados si la conductividad eléctrica es muy elevada. Se ha de recordar que el SAR se mantuvo siempre en valores inferiores al recomendado en los criterios de calidad de riego agrícola del RD 1620/2007.

Se ha de destacar que la EDAR y el tratamiento de regeneración evaluados no proporcionan una eliminación elevada de la conductividad eléctrica, por lo que si este parámetro representa un problema en el futuro se tendría que considerar la instalación de tecnologías que puedan disminuirlo, como las tecnologías de membrana.

Respecto al funcionamiento de la ERA, sería recomendable mantener al mínimo los periodos de inactividad, debido a que la puesta en marcha después de un tiempo de paro puede comportar un empeoramiento en la calidad del agua regenerada.

Los resultados obtenidos a la salida del depósito, con algunos niveles de *E. coli* por encima del valor máximo admisible determinado por el RD 1620/2007, recomiendan que en este punto se realice un seguimiento analítico igual al realizado en el punto de entrega al usuario. Hay que recordar que el RD 1620/2007 hace responsable al usuario del agua regenerada de la no degradación de la calidad del agua regenerada desde el punto de entrega hasta el punto de uso final. Además, los resultados obtenidos también hacen necesaria la recomendación de realizar análisis de bacteriófagos, clostridios sulfito reductores y, si es posible, *Giardia* y *Cryptosporidium*.

La disminución del cloro residual a su paso por el depósito y los resultados obtenidos en el efluente de los aspersores hacen que, como acción correctora, se recomiende la instalación de un clorador automático a la salida del depósito de almacenamiento. El

clorador ha de permitir mantener el cloro residual en 1 mg/L, así se aumentaría la desinfección en el efluente de salida del depósito y, en consecuencia, en el efluente de salida de los aspersores y goteros, lo que disminuiría el riesgo sanitario microbiológico. Se ha de destacar que, a la vista de los resultados que se obtenían en el monitoreo del sistema, los responsables de las instalaciones acordaron instalar un clorador a la salida del depósito, el cual se puso en funcionamiento al finalizar el presente estudio.

Los resultados del monitoreo y de la evaluación de riesgo (QMRA) de las instalaciones mostraron que existe un mayor riesgo asociado a virus y formas de resistencia como ooquistes de *Cryptosporidium*, respecto a bacterias patógenas, por lo que sería recomendable contemplar la posibilidad de instalar tecnologías de tratamiento adicionales, como la radiación ultravioleta, para incrementar la eliminación de estos microorganismos (NRMCC-EPHC-AHMC, 2006).

El efluente de los aspersores y del gotero presentó unos resultados a nivel microbiológico y fisicoquímico similares a los encontrados en el depósito, por lo que los límites críticos y el seguimiento analítico coinciden con el recomendado para el efluente de agua regenerada de salida del depósito.

Durante el periodo de estudio, los niveles de huevos de nematodos intestinales y *Legionella* fueron siempre inferiores al límite de detección, pero aún así estos parámetros se han de seguir analizando para cumplir con el RD 1620/2007 en este tipo de uso.

A nivel de las etapas de almacenamiento y distribución del agua regenerada, es imprescindible realizar inspecciones y reparar elementos dañados del depósito y la red de distribución, así como implementar un protocolo de limpieza y purga. El aspersor ASP2 presenta un riesgo sanitario mayor que el resto de aspersores evaluados, por no poderse purgar correctamente. Si no es posible corregir este hecho, este aspersor ha de incluirse siempre en el monitoreo de la red de distribución.

A pesar de no haberse detectado variaciones importantes de la calidad fisicoquímica de las matrices suelo y agua subterránea debido al riego con agua regenerada, se ha de continuar con la vigilancia de estas matrices ambientales para detectar posibles cambios de calidad a lo largo del tiempo y poder adoptar las medidas correctoras oportunas.



## **5 CONCLUSIONES**



## 5 CONCLUSIONES

En este apartado se presentan las conclusiones considerando los resultados obtenidos durante la fase experimental y los objetivos planteados al inicio del estudio. Las conclusiones son las siguientes:

- Entre los pretratamientos evaluados, la infiltración-percolación y el sistema fisicoquímico con decantador lamelar presentan una elevada efectividad en la eliminación de parámetros fisicoquímicos, siendo eficaces frente a aumentos de carga en el efluente secundario. El filtro de anillas es el sistema que presenta menor efectividad, pero con un rendimiento siempre acorde a sus características de diseño.
- El sistema de infiltración-percolación es el pretratamiento que presenta una mayor eliminación de microorganismos, del orden de 2 ulog, por lo que el efluente resultante requerirá menores dosis y tiempos de contacto de desinfectante.
- La aplicación del agua residual mediante riego por goteo subsuperficial en el sistema de infiltración-percolación proporciona unos rendimientos de eliminación iguales o superiores a los obtenidos con una aplicación mediante palas o pivotes de riego, obteniéndose como beneficio adicional un menor riesgo sanitario (no se generan aerosoles) y una mayor integración en el medio.
- Entre las tecnologías de desinfección evaluadas, el dióxido de cloro se muestra más efectivo en la eliminación de microorganismos, seguido del ácido peracético y la radiación ultravioleta. Esta última es la tecnología más afectada por la calidad fisicoquímica del efluente proveniente del pretratamiento.
- Entre las líneas de tratamiento de regeneración evaluadas, las que utilizan como pretratamiento la infiltración-percolación o el sistema fisicoquímico presentan una efectividad mayor, independientemente de la tecnología de desinfección empleada.
- Considerando los usos del agua regenerada establecidos en el RD 1620/2007, las líneas de tratamiento de regeneración que combinan

- la infiltración-percolación o el sistema fisicoquímico con el dióxido de cloro o el ácido peracético cumplen con los criterios de calidad para todos los usos, siendo la turbidez limitante para los usos más restrictivos (calidades 1.1, 3.2 y 5.2).
  - la infiltración-percolación o el sistema fisicoquímico con la radiación ultravioleta y el sistema de filtro de anillas con el dióxido de cloro o el ácido peracético cumplen con los criterios de calidad para todos los usos, excepto los más restrictivos (calidades 1.1, 3.2 y 5.2).
  - el filtro de anillas con la radiación ultravioleta cumplen sólo con los criterios de calidad para los usos menos restrictivos (calidades 2.2, 2.3, 3.1a, 3.1b, 4.2, 5.1 y 5.3).
- 
- En el sistema de reutilización evaluado, la eliminación media de los microorganismos indicadores a su paso por la EDAR no presenta diferencias significativas. Sin embargo, los tratamientos de regeneración de la ERA ejercen una inactivación diferencial sobre los diferentes tipos de microorganismos.
  - El control de la calidad del agua regenerada a la salida de la ERA no asegura el mantenimiento de esa calidad hasta el punto de uso, siendo necesarios controles adicionales en otros puntos del sistema de reutilización.
  - El método de aplicación del agua regenerada, en este caso aspersión y goteo, no varía la calidad final del agua de manera significativa en cuanto a la concentración media de los microorganismos indicadores.
  - El sistema de distribución de red mallada con sobrepresión evita variaciones importantes en la calidad microbiológica y fisicoquímica del agua entre los aspersores y goteros. Los sistemas de purga utilizados en las redes de distribución deben asegurar la correcta limpieza de todas las partes de la red.
  - Los indicadores bacterianos no presentan una buena correlación con los indicadores virales y de protozoos parásitos, por lo que sería necesario incluir en el monitoreo la determinación de los tres tipos de indicadores.

- Los resultados de la determinación de *Giardia*, *Cryptosporidium* y huevos de nematodos intestinales hacen necesaria una reflexión sobre la idoneidad de la frecuencia de determinación obligatoria de nematodos intestinales y la no inclusión de protozoos parásitos en el RD 1620/2007.
- La evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (QMRA) muestra que, en los escenarios seleccionados, el riesgo para los trabajadores es más elevado que el riesgo para el público. En ambos escenarios, el agente patógeno que presenta un riesgo más elevado es rotavirus, seguido de *Cryptosporidium*, siendo *Campylobacter* el patógeno que presenta un riesgo menor.
- La probabilidad de infección por persona y año es una medida del riesgo microbiológico más restrictiva que los DALYs, por lo que pueden existir diferencias entre los valores de riesgo aceptable para un mismo patógeno.
- La evaluación de riesgo muestra que el cumplimiento del RD 1620/2007 disminuye el riesgo sanitario asociado a patógenos bacterianos como *Campylobacter*, pero no influye de manera importante en el riesgo asociado a virus y ooquistes de *Cryptosporidium*.
- El valor del riesgo microbiológico está más influenciado por la efectividad de las tecnologías de la EDAR y la ERA y por el correcto mantenimiento del depósito de almacenamiento y la red de distribución, que por variables como la viabilidad de los ooquistes de *Cryptosporidium*, el número de eventos o la ingestión de aerosoles.
- La evaluación de la calidad fisicoquímica de las matrices ambientales suelo y agua subterránea indica que no se han producido variaciones significativas debido al riego con agua regenerada.
- La experiencia en la aplicación del protocolo APPCC en un sistema de reutilización, incluyendo la EDAR, ha puesto de manifiesto la complejidad de su aplicación y la necesidad de protocolos específicos adaptados a las características propias de cada sistema de reutilización.



## **6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**



## 6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACA (Agencia Catalana del Agua) <http://aca-web.gencat.cat/aca/appmanager/aca/aca/> ( ltimo acceso 17.07.2011).

ACA (Agencia Catalana del Agua) (2005) Caracterització de masses d'aigua i an lisi del risc d'incompliment dels objectius de la Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CEE) a Catalunya (conques intra i intercomunit ries). Agencia Catalana del Agua, Generalitat de Catalunya.

AEAS (Asociación Española de Abastecimientos de agua y Saneamiento) (2005) Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal. Asociación Española de Abastecimientos de agua y Saneamiento. Documento no publicado

Alcalde, L., Folch, M., Tapias, J.C., Huertas, E., Torrens, A., Salgot, M. (2007) Wastewater reclamation systems in small communities. *Water Sci. Technol.* 55 (7), 149-154.

Al Khateeb, N. (2001) Sociocultural acceptability of wastewater reuse in Palestine. En: Faruqi, N.I., Biswas, A.K., Bino, M.J. (eds.) *Water management in Islam*. International development research center, United Nations University Press, USA.

Angelakis, A.N., Bontoux, L., Lazarova, V. (2003) Main challenges and prospective for water recycling and reuse in EU countries. *Water Sci. Technol.: Water Supp.* 3 (4), 59-68.

APHA (American Public Health Association) (2005). *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*. APHA, Washington, DC, USA.

Araujo, M., Sueiro, R.A., Freire, B., Gómez, M.J., Garrido, M.J. (2004) Enumeration of *Clostridium perfringens* spores in groundwater samples: comparison of six culture media. *J. Microbiol. Methods*, 57, 175-180.

Asano, T., Burton, F.L., Leverenz, H.L., Tsuchihashi, R., Tchobanoglous, G. (2006) *Water reuse. Issues, technologies, and applications*. McGraw Hill, New York, USA.

Asano, T., Leong, L.Y.C., Rigby, M.G. (1992) Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Water Sci. Technol.* 26 (7-8), 1513-1524.

Asano, T., Levine, A. (1998). *Wastewater recycling and reuse: an introduction*. En: Asano, T. (ed.) *Wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishing Co., Lancaster PA, USA.

Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K., Snozzi, M. (2001) Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell, L., Bartram, J. (eds.) *Water quality: guidelines, standards and health; risk assessment and management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, London, UK.

Auset, M. (2002) *Approche des mécanismes de décontamination en infiltration-percolation*. Tesis doctoral. Université Montpellier II.

Ayers, R.S., Westcot, D.W. (1985) *Water quality for agriculture*. Irrigation and Drainage paper 29. FAO, Roma, Italia.

Ayres, R.M., Mara, D.D. (1996) *Analysis of wastewater for use in agriculture. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques*. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Ayuso-Gabella, N., Page, D., Masciopinto, C., Aharoni, A., Salgot, M., Wintgens, T. (2011) Quantifying the effect of Managed Aquifer Recharge on the microbiological human health risks of irrigating crops with recycled water. *Agric. Water Manag.* 99(1), 93-102.

Bartram, J., Fewtrell, L., Stenström, T.A. (2001) Harmonised assessment of risk and risk management for water-related infectious disease: an overview. En: Fewtrell, L., Bartram, J. (eds.) *Water quality: guidelines, standards and health; risk assessment and management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, London, UK.

Bartram, J., Corrales, L., Davison, A., Deere, D., Drury, D., Gordon, B., Howard, G., Rinehold, A., Stevens, M. (2009) *Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking water suppliers*. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Bastos, R.K.X., Bevilacqua, P.D., Silva, C.A.B., Silva, C.V. (2008) Wastewater irrigation of salad crops: further evidence for the evaluation of the WHO guidelines. *Water Sci. Technol.* 57 (8), 1213-1219.

Berkett, J.W., Lester, J.N. (2003) *Endocrine disrupters in wastewater and sludge treatment processes*. Lewis Publishers. IWA Publishing. Boca Raton, Florida, USA.

Bixio, D., Thoeye, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T. (2006) Wastewater reuse in Europe. *Desalination* 187 (1-3), 89-101.

Boutin, C., Duchène, Ph., Liénard, A. (1998) *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités*. Documentation technique FNDAE n° 22, Cemagref ed., Paris, Francia.

Brading, M.G., Jass, J., Lappin-Scott, H.M. (1995) Dynamics of bacterial biofilm formation. En: Lappin-Scott, H.M, Costerton, J.W. (eds.) *Microbial biofilms*. Cambridge University Press, UK.

Bridgeman, J., (2004) Public perception towards water recycling in California. *The Journal* 18 (3), 150-154.

Brissaud, F., Salgot, M., Bancolé, A., Campos, C., Folch, M. (1999) Residence time distribution and disinfection of secondary effluents by infiltration percolation. *Water Sci. Technol.* 40 (4-5), 215-222.

Burmaster, D.E., Anderson, P.D. (1994) Principles of good practice for use of Monte Carlo techniques in human health and ecological risk assessment. *Risk Analysis* 14, 477-481.

CAC (*Codex Alimentarius* Commission) (1997) Sistema de análisis de peligros y de puntos de control críticos: directrices para su aplicación. Rev. 3, FAO/OMS, Roma, Italia.

Cacciò, S.M., De Giacomo, M., Aulicino, F.A., Pozio, E. (2003) *Giardia* cysts in wastewater treatment plants in Italy. *Appl. Environ. Microbiol.* 69 (6), 3393-3398.

Campos, C. (1998) Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de agua residual regenerada en suelos. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Capizzi, S., Schwartzbrod, J. (1998) Helminth egg concentration in wastewater: influence of rainwater. *Water Sci. Technol.* 38 (12), 77-82.

Capra, A., Scicolone, B. (2004) Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricul. Water Manag.* 68, 135-149.

Caretti, C., Lubello, C. (2003) Wastewater disinfection with PAA and UV combined treatment: a pilot plant study. *Water Res.* 37 (10), 2365-2371.

Carey, C.M., Lee, H., Trevors, J.T. (2004). Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocysts. *Water Res.* 38 (4), 818-862.

Castro-Hermida, J.A., García-Presedo, I., Almeida, A., Conzález-Warleta, D.A., Costa J.M.C., Mezo, M. (2008) Contribution of treated wastewater to the contamination of recreational river areas with *Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis*. *Water Res.* 42, 3528-3538.

Casas, A., Tapias, J., de Bustamante, I., Iglesias, J.A., de Miguel, A., Lillo, J., Leal, M., Candela, L., Cabrera, M.C., Palacios-Díaz, P., Salas, J.J., Martín, I., Mas, J. (2011) Guía metodológica para el uso de aguas regeneradas en riego y recarga de acuíferos. Ministerio de Ciencia e Innovación, Madrid, España.

Catalán, C., Con, A., Dalmau, E., Marín, M. Martínez, L. Sala, LL., Jofre, J., Lucena, F. (2009) Evolució de la qualitat de l'aigua regenerada en les xarxes de distribució de Tossa de Mar i de Lloret de Mar. Consorci de la Costa Brava, Girona.

CEDEX (Centro de estudios y experimentación de obras públicas) (1999) Propuesta de calidades mínimas exigidas para la reutilización directa de efluentes depurados según los distintos usos posibles, así como de aspectos relativos a la metodología, frecuencia de muestreo y criterios de cumplimiento de los análisis establecidos, para incluir en una normativa de carácter estatal. Ministerio de Fomento, Madrid, España. Documento no publicado.

Chang, A.C., Page, A.L., Asano, T. (1995) Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Chorus, I., Bartram, J. (1999) Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. E. & FN. Spon, London, UK.

Clara, M., Strenn, B., Kreuzinger, N. (2004) Carbamezepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behavior of carbamezepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Res.* 38, 947-954.

Cooper, R.C., Olivieri, A.W. (1998) Infectious disease concerns in wastewater reuse. En: Asano, T. (ed.) *Wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishing Co., Lancaster PA, USA.

Couch, R.B., Cate, T., Gerone, P., Fleet, W., Lang, D., Griffith, W.R., Knight, V. (1966) Production of illness with a small-particle aerosol of Adenovirus type 4. *Bacteriol. Rev.* 30, 517-528.

Costán-Longares, A. (2008) Valoraciones de riesgo microbiológicas ligadas a enterovirus en aguas regeneradas. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Costán-Longares, A., Montemayor, M., Payán, A., Méndez, J., Jofre, J., Mujeriego, R., Lucena, F. (2008) Microbial indicators and pathogens: Removal, relationships and predictive capabilities in water reclamation facilities. *Water Res.* 42 (17), 4439-4448.

Custodio, E., Llamas, M.R. (2001) *Hidrología subterránea*. Ediciones Omega S.A., Barcelona, España.

Damikouka, I., Katsiri, A., Tzia, C. (2007) Application of HACCP principles in drinking water treatment. *Desalination* 210 (138-145).

Davison, A., Howard, G., Stevens, M., Callan, P., Fewtrell, I L., Deere, D., Bartram, J. (2005) *Water safety plans: managing drinking-water quality from catchment to consumer*. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Decreto 328/88 de 11 de octubre, por el que se establecen normas de protección adicionales en materia de procedimiento en relación con diversos acuíferos de Cataluña. Generalitat de Catalunya. DOGC núm. 1074.

Dewettinck, T., Van Houtte, E., Geenens, D., Van Hege, K., Verstraete, W. (2001) HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) to guarantee safe water reuse and drinking water production - a case study. *Water Sci. Technol.* 43 (12), 31-38.

Directiva 91/271/CEE. Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. DOCE núm. L 135.

Directiva 91/676/CEE. Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura. DOCE núm. L 375.

Directiva 2000/60/CE. Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. DOCE núm. L 327.

Directiva 2008/1/CE Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de enero de 2008, relativa a la prevención y control integrado de la contaminación. Versión codificada de la Directiva 96/61/CE. DOCE núm. L 24.

Directiva 2008/105/CE. Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE. DOCE núm. L 348.

D.M. 185/03. *Decreto Ministeriale 12 giugno de 2003. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152.*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma, Italia.

Donald, M., Mengersen, K., Toze, S., Sidhu, J.P., Cook, A. (2011) Incorporating parameter uncertainty into Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA). *J. Water Health* 9 (1), 10-26.

Duran, A.E., Muniesa, M., Moché-Llivina, L., Campos, C., Jofre, J., Lucena, F. (2003) Usefulness of different groups of bacteriophages as model microorganisms for evaluating chlorination. *J. Appl. Microbiol.* 95 (1), 29-37.

EPSAR (Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales) <http://www.epsar.gva.es/sanejament/index.aspx> (último acceso 31.07.2011).

Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H., Mara, D.D. (1983) Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley & Sons Inc, Chichester, UK.

FDEP (Florida Department of Environmental Protection) (1998) Risk impact statement. FDEP, Florida, USA.

Fewtrell, L., Bartram, J. (2001) Water quality: Guidelines, standards and health. Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. IWA Publishing, London, UK.

Finkel, A.M. (1990) Confronting uncertainty in risk management. Resources for the future, Centre for risk management, Washington, DC., USA.

Folch, M. (1997) Tratamiento terciario de aguas residuales por infiltración-percolación: parámetros de control. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Folch, M., Huertas, E., Tapias, J., Salgot, M., Brissaud, F. (2003) Wastewater reclamation through a physical-chemical pilot and two disinfection systems (ozone and chlorine dioxide) combination. Water Sci. Technol. Water Suppl. 3 (3), 161-165.

Frey, H.C., Patil, S.R. (2002) Identification and review of sensitivity analysis methods. Risk Analysis 22, 553-578.

Furumoto, W.A.; Mickey, R. (1967) A mathematical model for the infectivity-dilution curve of tobacco mosaic virus: the theoretical considerations. Virology 32, 216-223.

Gantzer, C., Maul, A., Audic, J.M., Schwartzbrod, L. (1998) Detection of infectious enteroviruses, enterovirus genomes, somatic coliphages, and *Bacteroides fragilis* phages in treated wastewater. Appl. Environ. Microbiol. 64 (11), 4307-4312.

Gehr, R., Wagner, M., Veerasubramanian, P., Payment, P. (2003) Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. Water Res. 37 (19), 4573-4586.

Geldenhuis, J.C., Pretorius, P.D. (1989) The occurrence of enteric viruses in polluted water, correlation to indicator organisms and factors influencing their numbers. Water Sci. Technol. 21 (3), 105-109.

George, I., Petit, M., Theate, C., Servais, P. (2001) Use of rapid enzymatic assays to study the distribution of faecal coliforms in the Seine river (France). Water Sci. Technol. 43 (12), 77-80.

Gerba, C.P. (2004) Risk assessment and environmental regulations. En: Artiola, J., Pepper, I.L., Brusseau, M. (eds.) Environmental monitoring and remediation. Academic Press, San Diego, California, USA.

Gerba, C.P., Rose, J.B., Haas, C.N., Crabtree, K.D. (1996) Waterborne rotavirus: a risk assessment. Water Res. 30, 2929-2940.

Gerba, C.P., Rose, J.B. (2003) International guidelines for water recycling: microbiological considerations. Water Sci. Technol: Water Suppl. 3 (4), 311-316.

Gómez, M., de la Rúa, A., Garralón, G., Plaza, F., Hontoria, E., Gómez, M.A. (2006) Urban wastewater disinfection by filtration technologies. Desalination 190, 16-28.

- Gómez-López, M.D., Bayob, J., García-Cascales, M.S., Angosto, J.M. (2009) Decision support in disinfection technologies for treated wastewater reuse. *J. Clean. Prod.* 17, 1504-1511.
- Grabow, W.O.K. (1986) Indicator systems for assessment of the virological safety of treated drinking water. *Water Sci. Technol.* 18, 159-165.
- Grabow, W.O.K. (1996) Waterborne diseases: update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22, 193-202.
- Grabow, W.O.K. (2001) Bacteriophages: update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27, 251-268.
- Haas, C.N., Rose, J.B., Gerba, C.P. (1999) Quantitative microbial risk assessment. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Halfacree, S. (1998) Pollution risk management. *Issues Environ. Sci. Technol.* 9, 37-56.
- Hamilton, A.J., Stagnitti, F., Premier, R., Boland, A.-M., Hale, G. (2006) Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water. *Appl. Environ. Microbiol.* 72 (5), 3284-3290.
- Harwood, V.J., Levine, A.D., Scott, T.M., Chivukula, V., Lukasik, J., Farrah, S.R., Rose, J.B. (2005) Validity of the indicator organism paradigm for pathogen reduction in reclaimed water and public health protection. *Appl. Environ. Microbiol.* 71 (6), 3163-3170.
- Havelaar, A.H. (1987) Bacteriophages as model organisms in water treatment. *Microbiol. Sci.* 4 (12), 362-364.
- Havelaar, A.H., Hogeboom, W.M. (1984) A method for the enumeration of male-specific bacteriophages in sewage polluted waters. *J. Appl. Bacteriol.* 56, 439-447.
- Havelaar, A.H., de Wit, M.A., van Koningsveld, R., van Kempen, E. (2000) *Campylobacter* spp. *Epidemiol. Infect.* 125, 505-522.
- Havelaar, A.H. Melse, J.M. (2003) Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality: a burden of disease approach. Report 734301022. RIVM, Milieu, Holanda.
- Havelaar, A.H., van Olphen, M., Drost, Y.C. (1993) F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.* 59 (9), 2956-2962.
- Hijnen, W.A.M., Beerendonk, E.F., Medema, G.J. (2006) Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria, and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Res.* 40 (1), 3-22.

Hope, B.K. (2006) An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environ. Int.* 32, 983-995.

Hornick, R.B., Woodward, T.E., McCrumb, F.R., Dawkin, A.T., Snyder, M.J., Bulkeley, J.T., Macorra, F.D.L., Corozza, F.A. (1966) Study of induced typhoid fever in man: evaluation of vaccine effectiveness. *Transactions of the Association of American Physicians* 79, 361-367.

Huertas, E. (2009) Regeneració i reutilització d'aigües residuals. Tecnologia, control i risc. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Hunter, P.R., Thompson, R.C. (2005). The zoonotic transmission of *Giardia* and *Cryptosporidium*. *Int. J. Parasitol.* 35 (11-12), 1181-1190.

IAWPRC (Study group on Health Related Water Microbiology) (1991). Bacteriophages as model viruses in water quality control. *Water Res.* 25 (5), 529-545.

ISO (International Organization for Standardization) (1998) Water quality-detection and enumeration of *Legionella*. Part 1: General method. ISO 11731-1. International Organization for Standardization, Ginebra, Suiza.

ISO (International Organization for Standardization) (2000) Water quality-detection and enumeration of bacteriophages. Part 2: Enumeration of somatic coliphages. ISO 10705-2. International Organization for Standardization, Ginebra, Suiza.

ISO (International Organization for Standardization) (2006) Water quality-isolation and identification of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from water. ISO 15553. International Organization for Standardization, Ginebra, Suiza.

Jacangelo, J.G., Loughran, P., Petrik, B., Simpson, D., McIlroy, C. (2003) Removal of enteric viruses and selected microbial indicators by UV irradiation of secondary effluent. *Water Sci. Technol.* 47 (9), 193-198.

Janevska, D.P., Gospavic, R., Pacholewicz, E., Popov, V. (2010) Application of a HACCP-QMRA approach for managing the impact of climate change on food quality and safety. *Food Res. Int.* 47 (7), 1915-1924.

Jeffrey, P., Russell, S. (2006) Participative planning for water reuse projects. AQUAREC Project.

Jenkins, M.B., Bowman, D.D., Fogarty, E.A., Ghiorse, W.C. (2002) *Cryptosporidium parvum* oocyst inactivation in three soil types at various temperatures. *Soil Biol. Biochem.* 34 (8), 1101-1109.

Jofre, J. (2007) Indicators of waterborne enteric viruses. En: Bosch, A. (ed.). *Human viruses in water*. Elsevier Publications, Oxford, UK.

- Jofre, J., Lucena, F. (2006) Los bacteriófagos, un instrumento útil en la gestión de la calidad microbiológica del agua regenerada. *Tecnol. Agua* 272, 56-68.
- Joss, A., Keller, E., Alder, A.C., Göbel, A., McArdell, C.S., Ternes, T., Siegrist, H. (2005) Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Res.* 39 (14), 3139-3152.
- Juanicó, M., Salgot, M. (2005) Presente y futuro de la reutilización en el mediterráneo norte. *Jornades Tècniques: La integració de l'aigua regenerada en la gestió dels recursos: El paper dinamitzador del territori.* Lloret de Mar, Costa Brava, Girona, 19-20 de octubre de 2005.
- Karavarsamis, N., Hamilton, A.J. (2010) Estimators of annual probability of infection for quantitative microbial risk assessment. *J. Water Health* 8 (2), 365-373.
- Kitis, M. (2004) Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. *Environ. Int.* 30 (1), 47-55.
- Koivunen, J., Heinonen-Tanski, H. (2005a) Peracetic acid (PAA) disinfection of primary, secondary and tertiary treated municipal wastewaters. *Water Res.* 39 (18), 4445-4453.
- Koivunen, J., Heinonen-Tanski, H. (2005b) Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical/UV treatments. *Water Res.* 39 (8), 1519-1526.
- Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D., Barber, L.B., Buxton, H.T. (2002) Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: a national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 36 (6), 1202-1211.
- Kott, Y. (1981) Viruses and bacteriophages. *Sci. Total. Environ.* 18, 13-23.
- Kott, Y., Roze, N., Sperber, S., Betzer, N. (1974) Bacteriophages as viral pollution indicators. *Water Res.* 8, 165-171.
- Lazarova, V., Savoye, Ph. (2004) Technical and sanitary aspects of wastewater disinfection by UV irradiation for landscape irrigation. *Water Sci. Technol.* 50 (2), 203-209.
- Levine, A., Asano, T. (2004) Recovering sustainable water from wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 38 (11), 201A-208A.
- Liénard, A., Guellaf, H., Boutin, C. (2001) Choice of the sand for sand filters used as secondary treatment of wastewater. *Water Sci. Technol.* 44, (2-3), 189-196.

Lopmam, B.A., Reacher, M.H., van Duijnhoven, Y., Hanon, F.X., Brown, D., Koopmans, M. (2003) Viral gastroenteritis outbreaks in Europe, 1995–2000. *Emerging Infect. Diseases* 9, 90-96.

Lucena, F. (2008) Los bacteriófagos de bacterias entéricas. Una herramienta útil para el seguimiento de los tratamientos de desinfección en aguas regeneradas. Jornadas ESAMUR, Murcia, España.

Lucena, F., Duran, A.E., Morón, A., Calderon, E., Campos, C., Gantzer, C., Skraber, S. (2004) Reduction of bacterial indicators and bacteriophages infecting faecal bacteria in primary and secondary wastewater treatments. *J. Appl. Microbiol.* 97, 1069-1076.

McGovern, P., McDonald, H.S. (2003) Endocrine disruptors, the next generation of regulatory concern?. *Water Environ. Technol.* 15 (1) 35-39.

Macler, B.A., Regli, S. (1993) Use of microbial risk assessment in setting US drinking water standards. *Int. J. Food Microbiol.* 18(4), 245-256.

Mandilara, G.D., Smeti, E.M., Mavridou, A.T., Lambiri, M.P., Vatopoulos, A.C., Rigas, F.P. (2006) Correlation between bacterial indicators and bacteriophages in sewage and sludge. *FEMS Microbiol. Lett.* 263, 119-126.

Mansell, J., Drewes, J., Rauch, T. (2004) Removal mechanisms of endocrine disrupting compounds (steroids) during soil aquifer treatment. *Water Sci. Technol.* 50 (2), 229-237.

MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación) (1994) Métodos oficiales de análisis vol. III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.

MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación) (2007) La alimentación en España. Dirección General de Industria Agroalimentaria y Alimentación. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.

[http://www.marm.es/es/alimentacion/temas/consumo-y-comercializacion-y-distribucion-alimentaria/la\\_alimentacion\\_española\\_2006\\_tcm7-125624.pdf](http://www.marm.es/es/alimentacion/temas/consumo-y-comercializacion-y-distribucion-alimentaria/la_alimentacion_española_2006_tcm7-125624.pdf)

(último acceso 19.10. 2011).

Mara D.D., Horan, N. (2003) Handbook of water and wastewater microbiology. Academic Press, London, UK.

Mara, D.D., Pearson, H.W. (1998) Design manual for waste stabilization ponds in mediterranean countries. Lagoon Technology International, Leeds, UK.

Mara, D.D., Sleigh, P.A., Blumenthal, U.J., Carr, R.M. (2007) Health risks in wastewater irrigation: comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *J. Water Health* 5 (1), 39-50.

MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) (2010) Plan Nacional de Reutilización de Aguas (versión preliminar). Dirección General del Agua. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, España.

[http://www.marm.es/es/agua/participacionpublica/version\\_preliminar\\_pnra231210\\_tcm7-149085.pdf](http://www.marm.es/es/agua/participacionpublica/version_preliminar_pnra231210_tcm7-149085.pdf) (último acceso 20.10. 2011).

Medema, G.J., Hoogenboezem, W., van der Veer, A.J., Ketelaars, H.A.M., Hijnen, W.A.M., Nobel, P.J. (2003) Quantitative risk assessment of *Cryptosporidium* in surface water treatment. *Water Sci. Technol.* 47 (3), 241-247.

Mena, K.D., Gerba, C.P., Haas, C.N., Rose, J.B. (2003) Risk assessment of waterborne coxsachievirus. *J. American Water Works Assoc.* 95, 122-131.

Méndez, J., Audicana, A., Isern, A., Llaneza, J., Moreno, B., Tarancon, M.L., Jofre, J., Lucena, F. (2004) Standardised evaluation of the performance of a simple membrane filtration-elution method to concentrate bacteriophages from drinking water. *J. Virol. Methods* 117, 19-25.

Ménoret, C., Boutin, C., Liénard, A., Brissaud, F. (2002) Use of recycling through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents. *Water Sci. Technol.* 45 (12), 225-232.

Messner, M.J., Chappel, C.L., Okhuysen, P.C. (2001) Risk assessment for *Cryptosporidium*: a hierarchical Bayesian analysis of human response data. *Water Res.* 35 (16), 3934-3940.

Miescier, J.J., Cabelli, V.J. (1982) Enterococci and other microbial indicators in municipal wastewater effluents. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 54, 1599-1606.

Miller, MD., Marty, MA., Arcus, A., Brown, J., Morry, D., Sandy, M. (2002) Differences between children and adults: implications for risk assessment at California. *Int. J. Toxicol.* 21, 403-418.

Mocé-Llivina, L., Lucena, F., Jofre, J. (2005) Enteroviruses and bacteriophages in bathing waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 71 (11), 6838-6844.

Montemayor, M., Valero, F., Jofre, J., Lucena, F. (2005) Occurrence of *Cryptosporidium* spp. oocysts in raw and treated sewage and river water in north-eastern Spain. *J. Appl. Microbiol.* 99 (6), 1455-1462.

Mooijman, K.A., Bahar, M., Contreras, N., Havelaar, A.H. (2001) Optimisation of the ISO-method on enumeration of somatic coliphages (draft ISO 10705-2). *Water Sci. Technol.* 43 (12), 205-208.

Morató, J. (2001) Formació de biofilms i risc sanitari en sistemes de distribució d'aigua. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña.

Murray, C.J.L., López, A.D. (1996) Global Burden of Disease: A Comprehensive Assessment of Mortality and Disability from Diseases, Injuries and Risk Factors in 1990 and Projected to 2020. Harvard School of Public Health, Cambridge MA.

Nachamkin, I., Engberg, J., Gutacker, M., Meinersman, R.J., Li, C.Y., Arzate, P., Teeple, E., Fussin, V., Ho, T.W., Asbury, A.K., Griffin, J.W., McKhann, G.M., Piffaretti, J.C. (2001) *Campylobacter jejuni* HS:19 associated with Guillain–Barre syndrome and gastroenteritis. *J. Infect. Diseases* 184, 221-226.

Nakhla, G., Farooq, S. (2003) Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters. *J. Hazard. Mat.* 96, 291-303.

NASA (National Aeronautics and Space Administration) (1991) A dividend in food safety. Technical Report, ID 20020086314. NASA, USA.

Navarro, I., Jiménez, B. (2011) Evaluation of the WHO helminth eggs criteria using a QMRA approach for the safe reuse of wastewater and sludge in developing countries. *Water Sci. Technol.* 63(7), 1499-1505.

Nieminski, E.C., Bellamy, W.D., Moss, L.R. (2000) Using surrogates to improve plant performance. *J. American Water Works Assoc.* 92 (3), 67-78.

NRC (National Research Council) (1996) Understanding risk: informing decisions in a democratic society. National Academy Press. Washington, DC, USA.

NRMMC-EPHC-AHMC (Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers' Conference) (2006) Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks: Phase 1. National Water Quality Management Strategy. NRMMC-EPHC-AHMC, Canberra, Australia.

NRMMC-EPHC-AHMC (Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers' Conference) (2008) Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks: Phase 2. Augmentation of water drinking supply. National Water Quality Management Strategy. NRMMC-EPHC-AHMC, Canberra, Australia.

NRMMC-EPHC-AHMC (Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers' Conference) (2009) Australian guidelines for water recycling: managing health and environmental risks: Phase 2c: Managed aquifer recharge. National Water Quality Management Strategy. NRMMC-EPHC-AHMC, Canberra, Australia.

Olivieri, A.W., Eisenberg, D.M., Cooper, R.C. (1998) Health effects study on potable water reuse. En: Asano, T. (ed.) Wastewater reclamation and reuse. Technomic Publishing Co., Lancaster PA, USA.

OMS (Organización Mundial de la Salud) (1989) Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series nº 776. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2004) Guidelines for drinking-water quality. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2006) Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2011) Guidelines for drinking-water quality. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Otaki, M., Okuda, A., Tajima, K., Iwasaki, T., Kinoshita, S., Ohgaki, S. (2003) Inactivation differences of microorganisms by low pressure UV and pulsed xenon lamps. *Water Sci. Technol.* 47 (3), 185-190.

Page, D., Dillon, P., Toze, S., Bixio, D., Genthe, B., Jiménez Cisneros, B.E., Wintgens, T. (2010) Valuing the subsurface pathogen treatment barrier in water recycling via aquifers for drinking supplies. *Water Res.* 44 (6), 1841-1852.

Payment, P., Franco, E. (1993) *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking-water treatment for viruses and protozoan cysts. *Appl. Environ. Microbiol.* 59 (8), 2418-2424.

Payment, P., Franco, E., Siemiatycki, J. (1993) Absence of relationship between health effects due to tap water consumption and drinking water quality parameters. *Water Sci. Technol.* 27 (3-4), 137-143.

Payment, P., Plante, R., Cejka, P. (2001) Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, *Giardia* cysts, and *Cryptosporidium* oocysts at a large wastewater primary treatment facility. *Canadian J. Microbiol.* 47(3), 188-193.

Payment, P., Trudel, M., Plante, R. (1985) Elimination of viruses and indicator bacteria at each step of treatment during preparation of drinking water at seven water treatment plants. *Appl. Environ. Microbiol.* 49 (6), 1418-1428.

Pérez-Ciordia, I., Rezusta, A., Mairal, P., Larrosa, A., Herrera, D., Martínez-Navarro, F. (2001) Estudio comparado de infección por *Salmonella* y *Campylobacter* en Huesca. 1996-1999. *Rev. Esp. Salud Pública* 75, 459-466.

Petala, M., Tsiridisa, V., Samaras, P., Zouboulis, A., Sakellariopoulos, G.P. (2006) Wastewater reclamation by advanced treatment of secondary effluents. *Desalination* 195, 109-118.

Petterson, S.R., Ashbolt, N.J. (2001) Viral risks associated with wastewater reuse: modelling virus persistence on wastewater irrigated salad crops. *Water Sci. Technol.* 43 (12), 23-26.

Petterson, S.R., Ashbolt, N.J., Sharma, A. (2001) Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops: a screening-level risk assessment. *Water Environ. Res.* 72, 667-672.

Petterson, S.R., Signor, R., Ashbolt, N.J., Roser, D. (2006) QMRA methodology. Report from the MicroRisk project. EVK1-CT-2002-00123.EU.

Pinto, B., Pierotti, R., Canale, G., Reali, D. (1999) Characterization of "faecal streptococci" as indicators of faecal pollution and distribution in the environment. *Letters in Appl. Microbiol.* 29, 258-263.

PRAC (2009) Programa de reutilización de agua en Cataluña. Generalitat de Catalunya. DOGC núm. 5428.

Prüss, A., Havelaar, A. (2001) The global burden of disease study and applications in water, sanitation, and hygiene. En: Fewtrell, L., Bartram, J. (eds.) *Water quality: guidelines, standards and health; risk assessment and management for water-related infectious disease*. IWA Publishing, London, UK.

PSARU (2005) Programa de saneamiento de aguas residuales urbanas. Generalitat de Catalunya. DOGC núm. 4679.

Rajala, R.L., Pulkkanen, M., Pessi, M., Heinonen-Tanski, H. (2003) Removal of microbes from municipal wastewater effluent by rapid sand filtration and subsequent UV irradiation. *Water Sci. Technol.* 47 (3), 157-162.

RD 1620/2007. Real Decreto, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE num. 294.

RD 60/2011. Real Decreto, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas. BOE núm. 19.

Regli, S., Rose, J.B., Haas, C.N., Gerba, C.P. (1991) Modelling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *J. American Water Works Assoc.* 83(11), 76-84.

Reynolds, K.A., Mena, K.D., Gerba, C.P. (2008) Risk of waterborne illness via drinking water in the United States. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 192, 117-158.

Rhoades, J.D. (1990) Assessing suitability of water quality for irrigation. En A. Kandiah (ed.) *Water, soil and crop management relating to the use of saline water*. FAO series 16/90, Roma, Italia.

Robertson, L.J., Hermansen, L., Gjerde, B.K. (2006) Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in sewage in Norway. *Appl. Environ. Microbiol.* 72 (8), 5297-5303.

Robinson, K.G., Robinson, C.H., Hawkins, S.A. (2005) Assessment of public perception regarding wastewater reuse. *Water Sci. Technol.* 5 (1), 59-65.

Rodríguez, S., Araujo, R. (2010) Occurrence of thermotolerant *Campylobacter* species in surface waters of a Mediterranean area and in its prevailing pollution sources. *J. Appl. Microbiol.* 109(3), 1027-1034.

Rose, J.B., Dickson, L.J., Farrah, S.R., Carnahan, R.P. (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Res.* 30 (11), 2785-2797.

Rose, J.B., Gerba, C.P. (1991) Use of risk assessment for development of microbial standards. *Water Sci. Technol.* 24 (2), 29-34.

Rose, J.B., Hass, C.N., Regli, S. (1991) Risk assessment and control of waterborne giardiasis. *American J. Public Health* 1, 709-713.

Rose, J.B., Huffman D.E., Riley, K., Farrah, S.R., Lukasik, J.O., Hamann, C.L. (2001). Reduction of enteric microorganisms at the Upper Occoquan Sewage Authority water reclamation plant. *Water Environ. Res.* 73 (6), 711-720.

Rowe, D.R., Abdel-Magid, I.M. (1995) Handbook of wastewater reclamation and reuse. CRC Lewis, Boca Raton, Florida, USA.

Salgot, M. (2008) Buenas prácticas en la reutilización de aguas residuales. Documento no publicado.

Salgot, M., Brissaud, F., Campos, C. (1996) Disinfection of secondary effluents by infiltration-percolation. *Water Sci. Technol.* 33 (10-11), 271-276.

Salgot, M., Folch, M., Huertas, E., Tapias, J., Avellaneda, D., Girós, G., Brissaud, F., Vergés, C., Molina, J., Pigem, J. (2002) Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation. *Water Sci. Technol.: Water Suppl.* 2 (3), 213-218.

Santoro, D., Bartrand, T.A., Greene, D.J., Farouk, B., Haas, C.N., Notarnicola, M., Liberti, L. (2005) Use of CFD for wastewater disinfection process analysis: *E. coli* inactivation with peroxyacetic acid (PAA). *Int. J. Chem. React. Eng.* 3, A46.

Santoro, D., Gehr, R., Bartrand, T.A., Liberti, L., Notarnicola, M., Dell Erba, A., Falsanisi, D., Haas, C.N. (2007) Wastewater disinfection by peracetic acid: assessment of models for tracking residual measurements and inactivation. *Water Environ. Res.* 79 (7), 775-787.

Saña, J., Moré, J.C., Cohí, A. (1996) La gestión de la fertilidad de los suelos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.

Scott, T.M., McLaughlin, M.R., Harwood, V.J., Chivukula, V., Levine, A., Gennaccaro, A., Lukasik, J., Farrah, S.R., Rose, J.B. (2003) Reduction of pathogens, indicator bacteria, and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. *Water Sci. Technol. Water Suppl.* 3 (4), 247-252.

Schaper M., Durán, A.E., Jofre, J. (2002) Comparative resistance of phage isolates of four genotypes of F-specific RNA bacteriophages to various inactivation processes. *Appl. Environ. Microbiol.* 68 (8), 3702-3707.

Scheuplein, R., Charnley, G., Dourson, M. (2002) Differential sensitivity of children and adults to chemical toxicity. I: biological basis. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 35 (3), 429-447.

Schmidt, P.J., Emelko, M.B. (2010) QMRA and decision-making: Are we handling measurement errors associated with pathogen concentration data correctly?. *Water Res.* 45 (2), 427-438.

Schwab, K. (2007) Waterborne gastroenteritis viruses. En: Bosch, A. (ed.). *Human viruses in water.* Elsevier Publications, Oxford, UK.

Schwartzbrod, L. (1995) Effect of human viruses on public health associated with the use of wastewater and sewage sludge in agriculture and aquaculture. Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza.

Shuval, H., Lampert, Y., Fattal, B. (1997) Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Sci. Technol.* 35, 15-20.

Silberstein, G.B. (2001) Tumour-stromal interactions: role of the stroma in mammary development. *Breast Cancer Res.* 3 (4), 218-223.

Skraber, S., Gassilloud, B., Gantzer, C., (2004) Comparison of coliforms and coliphages as tools for assessment of viral contamination in river water. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 3644-3649.

Slikker, W., Mei, N., Chen, T. (2004). N-ethyl-N-nitrosourea (ENU) increased brain mutations in prenatal and neonatal mice but not in the adults. *Toxicol. Sci.* 81 (1), 112-120.

Sobsey, M.D., Schwab, K.J., Handzel, T.R. (1982) A simple membrane filter method to concentrate and enumerate male-specific RNA coliphages. *J. American Water Works Assoc.* 9, 52-59.

State of California (1978) Regulations and guidelines for recycled water. Title 22, California Code of Regulations. Department of Health Services, Sacramento, California, USA.

State of California (2001) Regulations and guidelines for recycled water "The Purple Book". Title 22, California Code of Regulations. Department of Health Services, Sacramento, California, USA.

Storey, M.V., Ashbolt, N.J. (2001) Persistence of two model enteric viruses (B40-8 and MS-2 bacteriophages) in water distribution pipe biofilms. *Water Sci. Technol.* 43 (12), 133-138.

Storey, M.V., Ashbolt, N.J. (2003) Enteric virions and microbial biofilms: a secondary source of public health concern?. *Water Sci. Technol.* 48 (3), 97-104.

Sueiro, R.A., Araujo, M., Santos, C.J, Gómez, M.J., Garrido, M.J. (2001) Evaluation of Coli-ID and MUG Plus media for recovering *Escherichia coli* and other coliform bacteria from groundwater samples. *Water Sci. Technol.* 43 (12), 213-216.

Suter, II G.W., Norton, S.B., Barnthouse, L.W. (2003) The evolution of frameworks for ecological risk assessment from the Red Book ancestor. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 9, 1349-1360.

Tanaka, H., Asano, T., Schroeder, E.D., Tchobanoglous, G. (1998) Estimating the safety of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data. *Water Environ. Res.* 70, 39-51.

Tartera, C., Bosch, A., Jofre, J. (1988) The inactivation of bacteriophages infecting *Bacteroides fragilis* by chlorine treatment and UV irradiation. *FEMS Microbiol. Lett.* 56, 313-316.

Tartera, C., Jofre, J. (1987) Bacteriophages active against *Bacteroides fragilis* in sewage-polluted water. *Appl. Environ. Microbiol.* 53, 1632-1637.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensen, H.D. (2003) Wastewater engineering, treatment and reuse. Metcalf & Eddy Inc., McGraw- Hill, New York, USA.

Teunis, P., Chappell, C.L., Okhuysen, P.C. (2002) *Cryptosporidium* dose response studies: variation between isolates. *Risk Analysis* 22 (1), 175-183.

Teunis, P.F.M., Havelaar, A.H. (2000) The Beta- Poisson model is not a single-hit model. *Risk Analysis* 20 (4), 513-520.

Teunis, P., van den Brandhof, W., Nauta, M., Wagenaar, J., van den Kerkhof H., van Pelt, W. (2005) A reconsideration of *Campylobacter* dose-response relation. *Epidemiol. Infect.* 133, 583-592.

Teunis, P.F.M., van der Heijden, O.G.J., van der Giessen W.B., Havelaar, A.H. (1996) The dose-response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens. Report 284500002. RIVM, Milieu, Holanda.

Teunis, P., Takumi, K., Shinagawa, K. (2004) *Escherichia coli* O157:H7 from outbreak data. *Risk Analysis* 24 (2), 401-407.

Thompson, K.M., Burmaster, D.E., Crouch, E.A.C. (1992). Monte Carlo techniques for quantitative uncertainty analysis in public health risk assessments. *Risk Analysis* 12, 545-552.

Toze, S. (2006) Reuse of effluent water-benefits and risks. *Agric. Water. Manage.* 80, 147-159.

Toze, S., Bekele, E., Page, D., Sidhu, J., Shackleton, M. (2010) Use of static quantitative microbial risk assessment to determine pathogen risks in an unconfined carbonate aquifer used for managed aquifer recharge. *Water Res.* 44 (4), 1038-1049.

UN (United Nations) (2007) Coping with water scarcity. Challenge of the twenty-first century. UN-Water, FAO.

Untermann, F. (1999) Food safety management and misinterpretation of HACCP. *Food Control* 10, 161-167.

USDA (United States Department of Agriculture) (1999) Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting of soil surveys. *Agriculture Handbook # 436*. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC, USA.

USDA (United States Department of Agriculture) (2010) Keys to soil taxonomy. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1992) Guidelines for exposure assessment. EPA/600/Z-92/001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1997) Exposure factors handbook. EPA/600/P-25/002Fa. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1998) Guidelines for ecological risk assessment. EPA/630/R-95/002F. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1999a) Alternative disinfectants and oxidants guideline manual. EPA/815/R-99/014. Office of Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (1999b) Wastewater technology fact sheet: ultraviolet disinfection. EPA/832/F-99/064. Office of Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2002) A review of the reference dose and reference concentration processes. EPA/630/P-02/002FP. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2003) Generic endpoints for ecological risk assessment. EPA/630/P-02/004A. Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2004) Guidelines for water reuse. EPA/625/R-04/108. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2005) Guidelines for carcinogen risk assessment. EPA/630/P-03/001F. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2007) Hazard analysis critical control point (HACCP) strategies for distribution system monitoring, hazard assessment and control. Office of Water (4601M). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

Veschetti, E., Cutilli, Bonadonna, D.L., Briancesco, R., Martini, C., Cecchini, G., Anastasi, P., Ottaviani, M. (2003) Pilot-plant comparative study of peracetic acid and sodium hypochlorite wastewater disinfection. *Water Res.* 37 (1), 78-94.

van Ginneken, M., Oron, G. (2000) Risk assessment of consuming agricultural products irrigated with reclaimed wastewater: an exposure model. *Water Resour. Res.* 36 (9), 2691-2699.

Villena, C. (2003) Vigilancia ambiental molecular de rotavirus grupo A humanos. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.

Ward, R.S., Krugman, J.G., Jacobs, M., Bodanski, O. (1958). Infectious hepatitis studies of its natural history and prevention. *New England Journal of Medicine* 258, 402-416.

Wen, Q., Tutuka, C., Keegan, A., Jin, Bo. (2009) Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants. *J. Environ. Manag.* 90 (3), 1442-1447.

Westrell, T. (2004) Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems. Tesis doctoral. Linköping University.

Westrell, T., Schönning, C., Stenström, T.A., Ashbolt, N.J. (2004) QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Sci. Technol.* 50(2), 23-30.

Wilkes, G., Edge, T., Gannon, V., Jokinen, C., Lyautey, E., Medeiros, D., Neumann, N., Ruecker, N., Topp, E., Lapen, D.R. (2009) Seasonal relationships among indicator bacteria, pathogenic bacteria, *Cryptosporidium* oocysts, *Giardia* cysts, and hydrological

indices for surface waters within an agricultural landscape. *Water Res.* 43(8), 2209-2223.

WSAA (Water Services Association of Australia) (2004) Health risk assessment of firefighting from recycled water mains. Occasional paper nº 11. WSAA, Melbourne, Australia.

Yates, M.V., Gerba, C.P. (1998) Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse. En: Asano, T. (ed.) *Wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishing Co., Lancaster PA, USA.

Yates, M.V. (2007) Classical indicators in the 21<sup>st</sup> century- far and beyond the coliform. *Water Environ. Res.* 79(3), 279-286.

**ANEXO**



## ANEXO

### Publicaciones en revistas científicas

- L. Alcalde, M. Folch, J.C. Tapias, F. Martínez, S. Enguídanos, I. Bernácer (2008) Secondary effluent reclamation: combination of pre-treatment and disinfection technologies. *Water Science and Technology* 57 (12), 1963-1968.
- L. Alcalde, M. Folch, J.C. Tapias (2011) Removal and relationships of microbial indicators in a water treatment and reclamation facility. *Journal of Water and Health* (en revisión).

### Ponencias en congresos

- L. Alcalde, M. Folch, J.C. Tapias, F. Martínez, S. Enguídanos, I. Bernácer (2008) Secondary effluent reclamation: combination of pre-treatment and disinfection technologies. IWA World Water Congress and Exhibition, Viena, Austria, 7-12 septiembre.
- L. Alcalde, M. Folch, J.C. Tapias, M. Salgot (2009) Eliminación de indicadores microbiológicos en la combinación de diferentes tecnologías de regeneración de aguas residuales depuradas. X Congreso Español y I Iberoamericano de Sanidad Ambiental, A Coruña, España, 28-30 octubre.

### Informes técnicos

- “Evaluación de tecnologías de regeneración y reutilización de aguas residuales” (2009) Programa CICYT (CTM2006-13523-C02-01) del Ministerio de Educación y Ciencia.
- “Integración del análisis de peligros y puntos de control críticos APPCC en el ámbito del agua regenerada” (2010) Proyecto CENIT SOSTAQUA del Centro para el Desarrollo Tecnológico Industrial (CDTI).