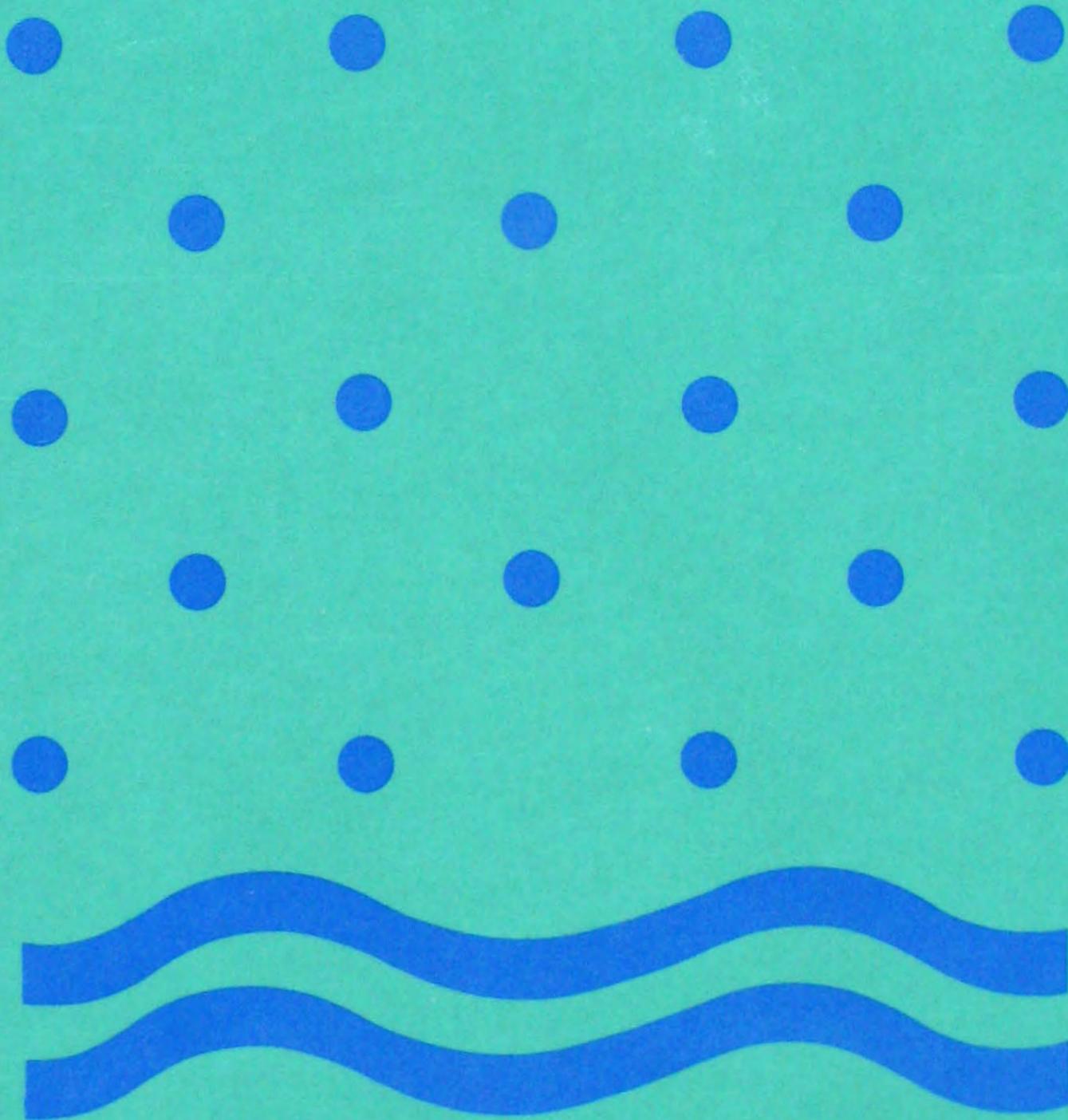


**RIEGO CON AGUA RESIDUAL  
MUNICIPAL REGENERADA**  
**Manual práctico**



**RAFAEL MUJERIEGO, editor**



Generalitat de Catalunya



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

Manual Práctico de

# RIEGO CON AGUA RESIDUAL MUNICIPAL REGENERADA

Traducido y editado por

**Rafael Mujeriego, Ph.D.**

Doctor Ingeniero de Caminos  
Catedrático de Ingeniería Ambiental  
Universidad Politécnica de Cataluña

Edición patrocinada por

la Junta de Sanejament de la Generalitat de Catalunya y

la Universitat Politècnica de Catalunya

Este Manual es una traducción autorizada del texto original *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater - A Guidance Manual*, editado por G. Stuart Pettygrove y Takashi Asano. La edición original en inglés fue publicada por el California State Water Resources Control Board en el Informe no. 84-1 wr. La traducción y edición en español de este Manual ha sido realizada por Rafael Mujeriego; la publicación de esta edición ha sido posible gracias al patrocinio de la Junta de Sanejament de la Generalitat de Catalunya y de la Universitat Politècnica de Catalunya.

Copyright © Rafael Mujeriego, 1990  
Primera edición, 1990

Edicions de la Universitat Politècnica de Catalunya  
Av. Dr. Gregorio Marañón, s/n. 08028 Barcelona

Diseño de la cubierta: Jordi Pallí  
Impresión: Gramagraf, SCCL

ISBN: 84-7653-071-4  
Depósito Legal: B-35785-90

## PRESENTACIÓN DE LA EDICIÓN ESPAÑOLA

Con la traducción y edición de este Manual hemos querido poner al alcance de los técnicos, los planificadores y los gestores de proyectos de regeneración y reutilización de agua residual todos los conocimientos y experiencias adquiridos en California durante los últimos años, especialmente en el campo de la reutilización de agua residual para riego agrícola y de jardinería.

La edición en español de este Manual ha sido el fruto de la ayuda y la colaboración de numerosas personas e instituciones.

Esta edición ha sido posible gracias a la amable autorización del Sr. Michael O. Campos, director ejecutivo del Consejo de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California. Queremos expresar al Sr. Michael O. Campos nuestro agradecimiento tanto a él como al Estado de California por esta nueva muestra de colaboración, que viene a sumarse a las que recibimos primero como estudiante de doctorado en la Universidad de California en Berkeley y las que hemos venido disfrutando después como colaborador y amigo personal de funcionarios, profesores y ciudadanos de California.

La colaboración y la amistad entabladas con los editores de la edición original en inglés, y especialmente con el Dr. Takashi Asano, quedarán como testimonio de la ilusión de todos por transmitir y divulgar los conocimientos y las experiencias conseguidas en California en el campo de la reutilización de agua residual. Nuestro más profundo agradecimiento al Dr. Takashi Asano por todo el apoyo y el interés que nos ha brindado desde que iniciamos nuestra amistad en 1985. Mi reconocimiento también al Dr. James Crook, antiguo funcionario del Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California, por la colaboración y la confianza que nos ha ofrecido durante estos años.

Queremos dejar constancia así mismo de nuestro reconocimiento a Manuel Suárez i Novoa, Director de la Junta de Sanejament de la Generalitat de Catalunya, por la comprensión que nos ha ofrecido durante los años que ha durado esta traducción y edición, así como por facilitarnos el apoyo económico institucional que ha hecho posible la edición de este Manual. Hemos de manifestar nuestro reconocimiento también a la Universidad Politécnica de Cataluña por habernos permitido llevar a cabo este trabajo y por la colaboración prestada por su Servicio de Publicaciones, que ha hecho posible la aparición de este Manual.

Numerosas personas e instituciones nos han ayudado durante estos años en la realización de esta edición: el Comité Conjunto Hispano-Norteamericano

## *Presentación de la edición española*

para la Cooperación Científica y Tecnológica, con la concesión de una beca de estancia de larga duración en la Universidad de California en Berkeley; al Consorcio de la Costa Brava, con su apoyo para asistir a diversas reuniones técnicas internacionales sobre la reutilización de agua residual, y a la Asociación de Amigos de Gaspar de Portolà, por habernos facilitado una beca para visitar diversos proyectos de reutilización de agua de Florida y California. A todos ellos, nuestro profundo agradecimiento.

La traducción de un texto multidisciplinar como éste ha requerido la asistencia de expertos en muy diversos campos, que han dedicado con interés parte de su tiempo a revisar los diversos capítulos del Manual. Mi agradecimiento en primer lugar a Daniel Pagés Raventós, por su valiosa asistencia técnica y, especialmente, por su entusiasmo y ilusión para que terminara el Manual. Así mismo he de agradecer a Elías Fereres, a Gemma Eito, a Isabel Pont, a María Alba Pascual, a Emilio Custodio y a Juan Albaiges sus comentarios y sugerencias para conseguir una correcta traducción del texto. No obstante, hemos de resaltar que las incorrecciones y errores que sin duda habrán quedado en el texto son responsabilidad exclusivamente nuestra. Confiamos en la comprensión de los lectores y les agradecemos de antemano cualquier comentario o sugerencia que pueda contribuir a mejorar la calidad de futuras ediciones.

No podemos terminar esta presentación sin dejar constancia de las enormes muestras de paciencia y cariño que tanto nuestra esposa Geneviève como nuestras hijas Caroline y Véronique y nuestros padres nos han ofrecido durante la realización de este trabajo. Para todos ellos, nuestro más afectuoso agradecimiento y recuerdo.

Rafael Mujeriego

Noviembre de 1990  
Barcelona

## PRÓLOGO DE LA EDICIÓN ESPAÑOLA

La edición original en inglés del *Manual Práctico de Riego con Agua Residual Municipal Regenerada* fue preparada bajo la dirección conjunta del Dr. G. Stuart Pettygrove y el Dr. Takashi Asano por el Departamento de Recursos Terrestres, Aéreos e Hidráulicos de la Universidad de California en Davis. El Consejo de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California patrocinó y publicó este Manual con objeto de que fuera utilizado en la planificación, el diseño y la explotación de sistemas de riego agrícola y de jardinería en los que se utilice agua residual municipal regenerada.

El continuo crecimiento de la población, la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, la desigual distribución de los recursos hidráulicos y las sequías registradas periódicamente han obligado a numerosos municipios y organismos hidráulicos a buscar nuevas e innovadoras fuentes de abastecimiento de agua. La utilización de efluentes de agua residual tratada, que las plantas de tratamiento vierten actualmente en un medio ambiente sensible ecológicamente, está recibiendo una atención creciente como fuente alternativa de abastecimiento de agua. En muchas partes del mundo, la reutilización de agua residual es en estos momentos un elemento importante de la planificación de los recursos hidráulicos.

El tema central de este Manual es por lo tanto el aprovechamiento beneficioso del agua residual regenerada y, muy concretamente, su utilización como fuente de abastecimiento para el riego agrícola y de jardinería. En ello se diferencia esencialmente de publicaciones como el *Manual de Diseño del Proceso de Tratamiento en el Terreno de Agua Residual Municipal*, publicado por la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA). El Manual Práctico hace un énfasis especial sobre el riego como medio de optimizar la productividad de los cultivos, en vez de considerarlo como una forma conveniente de verter el agua residual. Para ello, el Manual contiene instrucciones detalladas de cómo calcular el agua necesaria para los cultivos, junto con un extenso análisis de los beneficios y limitaciones de la utilización de agua residual municipal regenerada para riego agrícola y de jardinería, así como de otros temas de especial interés, tales como la gestión del agua para el control de la salinidad y la sodicidad, y los aspectos económicos y legales del riego con agua residual regenerada.

*El Manual Práctico de Riego con Agua Residual Municipal Regenerada* es el resultado del esfuerzo de colaboración entre la Universidad de California, el Consejo de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California y otros organismos y consultores, lo que representa el trabajo conjunto de 27 autores y de varios funcionarios durante un período de

## *Prólogo de la edición española*

dos años y medio. El Manual ha sido ampliamente utilizado en los Estados Unidos de América como libro de referencia para la planificación y la realización de proyectos de regeneración y de reutilización de agua residual. El Manual está dirigido a ingenieros civiles y sanitarios, ingenieros agrónomos y gerentes y consultores agrónomos, siendo también un libro de referencia útil para funcionarios de obras públicas, operadores de plantas de tratamiento de agua residual y estudiantes de Facultades y Escuelas de Ingeniería. Si bien diversos capítulos del Manual han sido redactados específicamente para lectores de California, la mayor parte del libro es aplicable al riego agrícola con agua residual municipal regenerada en zonas áridas y semiáridas de otras partes del mundo.

Nos complace especialmente que el Profesor Rafael Mujeriego, de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de la Universidad Politécnica de Cataluña, haya llevado a cabo la traducción y edición en español de nuestro libro, permitiendo así la transferencia de esta información a la audiencia mucho más amplia que los países de habla española representan. El Dr. Rafael Mujeriego ha pasado muchos años como estudiante graduado y como profesor visitante en la Universidad de California y es reconocido como un experto en ingeniería sanitaria y de recursos hidráulicos tanto en España como en los Estados Unidos de América. Ha pasado muchas horas analizando con nosotros la traducción y preparación de nuestro libro. Confiamos pues que esta edición en español del Manual alcance una distribución tan amplia como la que ha conocido nuestra edición original inglesa.

Finalmente, queremos expresar nuestro agradecimiento al Consejo de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California por su intuición, su apoyo económico y su publicación de este Manual. El trabajo continuado y pionero llevado a cabo por el Consejo hizo posible acometer el proyecto de elaborar este extenso Manual sobre el riego agrícola y de jardinería con agua residual municipal regenerada.

Takashi Asano

G. Stuart Pettygrove

Noviembre de 1990  
Davis, California, EEUU

## ÍNDICE

<b>LISTA DE TABLAS Y DE FIGURAS</b> . . . . .	xii
<b>AGRADECIMIENTOS</b> . . . . .	xxi
<b>AUTORES</b> . . . . .	xxiii
<b>CAPÍTULO 1 INTRODUCCIÓN: LOS RECURSOS DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL REGENERADA EN CALIFORNIA</b> . . . . .	1
<b>G. Stuart Pettygrove, David C. Davenport y Takashi Asano</b>	
Introducción . . . . .	1
La Reutilización de Agua Residual como Parte Integrante del Balance Hidráulico de California . . . . .	1
Uso Actual del Agua Residual Municipal Tratada . . . . .	3
Posibilidades de Ampliar el Riego con Agua Residual Municipal . . . . .	3
Uso de este Manual Práctico . . . . .	7
Referencias . . . . .	12
<b>CAPÍTULO 2 AGUA RESIDUAL MUNICIPAL: TRATAMIENTO Y CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL REGENERADA</b> . . . . .	13
<b>Takashi Asano, Robert G. Smith y George Tchobanoglous</b>	
Introducción . . . . .	13
Necesidad de Tratamiento Previo . . . . .	13
Características del Agua Residual Municipal . . . . .	14
Tratamiento del Agua Residual Municipal y Características del Efluente . . . . .	21
Fiabilidad del Tratamiento del Agua Residual . . . . .	32
Referencias . . . . .	33
<b>CAPÍTULO 3 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO</b> . . . . .	35
<b>Dennis W. Westcot y Robert S. Ayers</b>	
Introducción . . . . .	35
Muestreo del Agua Residual . . . . .	36
Análisis del Agua . . . . .	38
Evaluación de la Calidad del Agua . . . . .	41
Referencias . . . . .	66

## Índice

<b>CAPÍTULO 4 CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA DE RIEGO . . . . .</b>	<b>69</b>
<b>R. W. Crites</b>	
Introducción . . . . .	69
Evaluación de la Zona . . . . .	69
Estudios de Campo . . . . .	79
Efecto de la Vegetación en la Velocidad de Infiltración y la Permeabilidad del Suelo . . . . .	83
Mantenimiento de las Velocidades de Infiltración . . . . .	84
Referencias . . . . .	85
<b>CAPÍTULO 5 CONSUMO DE AGUA POR LOS CULTIVOS . . . . .</b>	<b>87</b>
<b>W. O. Pruitt y R. L. Snyder</b>	
Introducción . . . . .	87
Obtención de la Información Básica Necesaria . . . . .	89
Utilización Neta de Agua por los Cultivos con Cubierta Completa Anual . . . . .	93
Cantidad Neta de Agua Utilizada en Cultivos Anuales . . . . .	109
Demanda Máxima de ET para un Sistema de Riego . . . . .	114
Tablas y Figuras Adicionales . . . . .	119
Referencias . . . . .	139
<b>CAPÍTULO 6 SELECCIÓN Y GESTIÓN DE CULTIVOS . . . . .</b>	<b>141</b>
<b>M.R. George, G.S. Pettygrove y W.B. Davis</b>	
Introducción . . . . .	141
Criterios de Selección de Cultivos . . . . .	142
Selección de Cultivos para Situaciones Especiales . . . . .	149
Gestión de Cultivos Forrajeros . . . . .	153
Referencias . . . . .	156
<b>CAPÍTULO 7 GESTIÓN DEL AGUA PARA EL CONTROL DE LA SALINIDAD Y LA SODICIDAD . . . . .</b>	<b>159</b>
<b>J. D. Oster y J. D. Rhoades</b>	
Introducción . . . . .	159
Efectos de la Sal sobre las Plantas . . . . .	160
Técnicas de Medida de la Salinidad y de la Sodicidad . . . . .	162
Gestión del Agua para el Control de las Sales . . . . .	164
Regeneración de Suelos Salinos con Agua Residual Tratada . . . . .	169
Riego con Aguas de Alto Contenido de Sodio y Baja Salinidad . . . . .	171
Resumen . . . . .	173
Referencias . . . . .	173

## Índice

<b>CAPÍTULO 8 DISEÑO DEL SISTEMA DE RIEGO</b> . . . . .	<b>175</b>
<b>R. G. Smith, J. L. Meyer, G. L. Dickey y B. R. Hanson</b>	
Introducción . . . . .	175
Primera Fase del Diseño: Superficie de Terreno y Capacidad de Almacenamiento Necesarias . . . . .	177
Segunda Fase del Diseño: Volumen de Agua Necesaria y Calendario de Riego . . . . .	198
Tercera Fase del Diseño: Proyecto Detallado del Sistema . . . . .	206
Referencias . . . . .	233
<b>CAPÍTULO 9 ASPECTOS ECONÓMICOS DEL RIEGO CON AGUA RESIDUAL REGENERADA</b> . . . . .	<b>235</b>
<b>Charles V. Moore, Kent D. Olson y Miguel A. Mariño</b>	
Introducción . . . . .	235
Características de la Oferta de Agua Residual Tratada . . . . .	236
Características de la Demanda de Agua de Riego . . . . .	241
Visión de Conjunto . . . . .	251
Referencias . . . . .	259
<b>CAPÍTULO 10 ASPECTOS SANITARIOS Y REGLAMENTARIOS</b> . . . . .	<b>261</b>
<b>James Crook</b>	
Introducción . . . . .	261
Evaluación de los Aspectos Sanitarios . . . . .	261
Autoridad Reglamentaria en California . . . . .	273
Normativas . . . . .	277
La Actitud del Público . . . . .	293
Referencias . . . . .	296
<b>CAPÍTULO 11 ASPECTOS LEGALES DEL RIEGO CON AGUA RESIDUAL REGENERADA EN CALIFORNIA</b> . . . . .	<b>303</b>
<b>Carolyn S. Richardson</b>	
Introducción . . . . .	303
Normativa Aplicable a la Regeneración de Agua Residual . . . . .	304
El Contrato de Suministro de Agua Residual: Seguros de Responsabilidad frente a Daños Personales y Materiales . . . . .	311
Notas . . . . .	323
<b>CAPÍTULO 12 DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: EL NITRÓGENO Y EL FÓSFORO</b> . . . . .	<b>333</b>
<b>F. E. Broadbent y H. M. Reisenauer</b>	
Nitrógeno . . . . .	333
Fósforo . . . . .	342

## Índice

Referencias . . . . .	344
<b>CAPÍTULO 13 DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: LOS MICROELEMENTOS . . . . .</b>	<b>347</b>
<b>A. L. Page y A. C. Chang</b>	
Introducción . . . . .	347
Microelementos en el Agua Residual . . . . .	348
Efectos sobre el Crecimiento de las Plantas . . . . .	349
Comportamiento de los Microelementos . . . . .	354
Conclusiones . . . . .	356
Referencias . . . . .	357
<b>CAPÍTULO 14 DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: LOS ORGANISMOS PATÓGENOS . . . . .</b>	<b>359</b>
<b>W. T. Frankenberger, Jr.</b>	
Introducción . . . . .	359
Supervivencia de los Organismos Patógenos en el Suelo . . . . .	359
Movimiento de las Bacterias en el Suelo . . . . .	364
Movimiento de los Virus en el Suelo . . . . .	367
Mecanismos de Eliminación de los Virus en el Suelo . . . . .	369
Resumen . . . . .	373
Referencias . . . . .	375
<b>CAPÍTULO 15 DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: LOS MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS . . . . .</b>	<b>379</b>
<b>A. C. Chang y A. L. Page</b>	
Introducción . . . . .	379
Microcontaminantes Orgánicos del Agua Residual . . . . .	381
Microcontaminantes Orgánicos en el Suelo . . . . .	384
Conclusiones . . . . .	394
Reconocimientos . . . . .	394
Referencias . . . . .	395
<b>ANEXO A GRUPO SELECCIONADO DE PROYECTOS DE RIEGO CON AGUA RESIDUAL MUNICIPAL EN CALIFORNIA . . . . .</b>	<b>399</b>
<b>ANEXO B CONSEJO DE LUCHA CONTRA LA CONTAMINACIÓN DE LOS RECURSOS HIDRÁULICOS DEL ESTADO DE CALIFORNIA - DIVISIÓN DE DERECHOS DEL AGUA - SOLICITUD DE CAMBIO . . . . .</b>	<b>421</b>

*Índice*

ANEXO C	CONSEJO DE LUCHA CONTRA LA CONTAMINACIÓN DE LOS RECURSOS HIDRÁULICOS DEL ESTADO DE CALIFORNIA - DIVISIÓN DE DERECHOS DEL AGUA - SOLICITUD DE APROPIACIÓN DE AGUA . . . . .	425
ANEXO D	PROTOCOLO DE ACUERDO MUTUO ENTRE EL WALNUT VALLEY WATER DISTRICT (WALNUT) Y EL ROWLAND AREA COUNTY WATER DISTRICT (ROWLAND) RELATIVO A LOS PLAZOS Y CONDICIONES DEL SERVICIO DE AGUA REGENERADA PARA LOS ABONADOS ACTUALES Y FUTUROS SITUADOS EN EL AREA DE SERVICIO DE ROWLAND . . . . .	431
ANEXO E	EJEMPLOS ILUSTRATIVOS DE CLÁUSULAS PARA LIMITAR LA RESPONSABILIDAD Y RESARCIR AL PROVEEDOR . . . . .	435
ANEXO F	CRITERIOS DE REGENERACIÓN DE AGUA RESIDUAL - CÓDIGO DE DERECHO ADMINISTRATIVO DE CALIFORNIA, TÍTULO 22, DIVISIÓN 4 . . . . .	443
ANEXO G	GLOSARIO . . . . .	461
ANEXO H	CONTENIDO DE METALES PESADOS DE UN GRUPO SELECCIONADO DE SUELOS DE CALIFORNIA . . . . .	469
ÍNDICE ALFABÉTICO . . . . .		473

## LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

### TABLAS

Tabla 1.1	Destino del agua residual municipal tratada en California, en 1980. Department of Water Resources (1983) . . . . .	3
Tabla 1.2	Utilización del agua residual municipal regenerada en California, en 1977 (Ling, 1978) . . . . .	4
Tabla 1.3	Uso actual y previsto de agua residual regenerada en California, en hm <sup>3</sup> /año (Department of Water Resources, 1983) . . . . .	5
Tabla 2.1	Componentes de interés en el tratamiento de agua residual y en el riego con agua residual regenerada . . . . .	17
Tabla 2.2	Composición típica de un agua residual municipal bruta . . . . .	19
Tabla 2.3	Calidad del agua municipal afluyente a un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de California . . . . .	20
Tabla 2.4	Incremento característico de la concentración de diversas sustancias inorgánicas producido por la utilización del agua para usos domésticos (Metcalf and Eddy, 1979) . . . . .	21
Tabla 2.5	Calidad del efluente primario obtenido en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de agua residual de California . . . . .	24
Tabla 2.6	Calidad del efluente secundario obtenido en procesos biológicos de alta carga en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de agua residual de California . . . . .	28
Tabla 2.7	Calidad del efluente secundario obtenido mediante procesos biológicos de baja carga en un grupo seleccionado de lagunas aireadas y lagunas de estabilización de California . . . . .	29
Tabla 2.8	Calidad del efluente obtenido en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento avanzado de agua residual de California . . . . .	31
Tabla 3.1	Determinaciones analíticas necesarias para evaluar los problemas más frecuentes que puede producir el agua de riego . . . . .	39
Tabla 3.2	Método de cálculo de la tasa ajustada de adsorción de sodio, TAS <sub>aj</sub> . . . . .	40
Tabla 3.3	Análisis adicionales necesarios para evaluar la idoneidad de un agua residual municipal regenerada para regar . . . . .	42
Tabla 3.4	Directrices para evaluar la calidad del agua de riego . . . . .	44
Tabla 3.5	Concentraciones máximas de microelementos recomendadas en aguas de riego . . . . .	47
Tabla 3.6	Tolerancia relativa de los cultivos agrícolas a la salinidad . . . . .	50
Tabla 3.7	Tolerancia relativa a la salinidad de las plantas de jardinería . . . . .	52

*Lista de tablas y figuras*

Tabla 3.8	Tolerancia relativa al boro de diversos cultivos agrícolas y plantas de jardinería . . . . .	54
Tabla 3.9	Tolerancia a los cloruros de diversas variedades e injertos frutales . . . . .	56
Tabla 3.10	Tolerancia relativa de un grupo seleccionado de cultivos frente al deterioro foliar producido por el riego por aspersión con aguas salobres . . . . .	57
Tabla 3.11	Concentraciones de microelementos presentes en efluentes de plantas de tratamiento de agua residual municipal en diversas ciudades de California . . . . .	59
Tabla 3.12	Aporte de microelementos a un suelo agrícola, estimados a partir de 20 años de riego con agua residual típica de la ciudad de Hollister, California . . . . .	61
Tabla 3.13	Concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio observadas en el agua residual municipal de un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de California . . . . .	62
Tabla 3.14	Posibles problemas de obstrucción provocados por el agua utilizada en sistemas de riego localizado . . . . .	65
Tabla 4.1	Tipos de permeabilidad de suelos saturados . . . . .	75
Tabla 4.2	Posibles características de un suelo obtenidas a partir de las plantas que crecen en los Estados del Oeste (Sanks y cols., 1976) . . . . .	80
Tabla 4.3	Estudio comparativo de los diferentes métodos de medida de la velocidad de infiltración (USEPA, 1981) . . . . .	81
Tabla 5.1	Resumen de valores estimados de la evapotranspiración potencial en California (a), (b). Tomado del Boletín 113-3 del Departamento de Recursos Hidráulicos (DWR, 1975) . . . . .	91
Tabla 5.2	Valores recomendados del coeficiente de cultivo, kc, por los que han de multiplicarse los valores de $ET_0$ para obtener las pérdidas por ET y E correspondientes a una gama de condiciones atmosféricas que van de húmeda a seca, y de seca a seca y ventosa. Se han incluido varios cultivos y arbustos verdes de carácter perenne, junto con varios tipos de árboles de hoja perenne, de modo que todos ellos proporcionen una cubierta casi total de la superficie del suelo con la sombra de sus hojas . . . . .	93
Tabla 5.3a	Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a un período de 19 años de la zona de Davis, California . . . . .	97
Tabla 5.3b	Ordenación de los valores anuales estimados para la diferencia entre pérdidas de agua y precipitación . . . . .	98
Tabla 5.4	Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a la estación húmeda (noviembre a marzo) durante un período de 19 años en la zona de Davis, California . . . . .	101
Tabla 5.5	Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a la estación seca (mayo a	

*Lista de tablas y figuras*

	septiembre) durante un período de 19 años en la zona de Davis, California . . . . .	103
Tabla 5.6	Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a los meses de transición (abril y octubre) durante un período de 19 años en la zona de Davis, California . . . . .	104
Tabla 5.7	Análisis comparativo de la cantidad neta de agua utilizada durante un período de 12 meses, basado en los percentiles del 10 y del 90% obtenidos mediante un análisis estadístico de distribución de frecuencias realizado con valores anuales totales (ejemplo 5.1) y con valores agrupados correspondientes a la estación húmeda, a la estación seca y a los meses de octubre y abril, de transición entre ambas (Figuras 5.5 y 5.6) . . . . .	106
Tabla 5.8	Resumen de los valores mensuales de (ET - P) obtenidos para un grado de probabilidad del 90% . . . . .	108
Tabla 5.9	Ejemplo ilustrativo del método de obtención de los valores mensuales y estacionales de ET para un año medio para varios cultivos anuales realizados en la zona de Davis, California. Los cultivos son: tomates para elaboración (1 mayo - 20 septiembre) y maíz (1 mayo - 10 septiembre), seguidos de un cultivo de veza y de avena sembrado el 1 de octubre y recogido del 5 al 10 de abril . . . . .	112
Tabla 5.10	Valores mensuales estimados para (ET - P) con un grado de probabilidad el 90%. Valores ajustados con objeto de proporcionar unos niveles estacionales y anuales realistas. El programa de cultivo consiste en cultivos anuales, con una mezcla de veza y de avena como forma de cobertura invernal, recogida para ensilado en el mes de abril. Valores expresado todos ellos en mm . . . . .	115
Tabla 5.11	Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo de las tasas máximas de diseño de ET para diversos cultivos, para un período de recurrencia de 10 años . . . . .	118
Tabla 5.12	Valores mensuales recomendados para el coeficiente de cultivo, $k_c$ , para los principales cultivos realizados en California. Datos adaptados de la Tabla 5 del Boletín 113-3 del Departamento de Recursos Hidráulicos (DWR, 1975) (a). Los valores de $k_c$ fueron obtenidos dividiendo los valores mensuales de $k_p$ indicados por el DWR para el mes y el cultivo de interés, por el valor de $k_p$ correspondiente a una pradera durante el mismo mes. Así, por ejemplo, el valor de $k_c$ para melón (tipo cantaloupe) durante el mes de junio resulta ser $0,86/0,78 = 1,10$ . . . . .	120
Tabla 5.13a	Valores recomendados para el coeficiente de cultivo, $k_c$ , correspondiente a períodos de 10 días para un número seleccionado de especies vegetales cultivadas en las regiones del Estado de California indicadas en la Figura 5.9 . . . . .	121

*Lista de tablas y figuras*

Tabla 5.13b	Valores recomendados para el coeficiente de cultivo, $k_c$ , correspondiente a períodos de 10 días para un número seleccionado de especies vegetales cultivadas en las regiones del Estado de California indicadas en la Figura 5.9 . . . . .	122
Tabla 5.14a	Riesgo de que un acontecimiento extraordinario se registre <i>al menos una vez</i> durante un período de tiempo considerado en función de la probabilidad de que ese mismo acontecimiento se registre durante un año cualquiera . . . . .	123
Tabla 5.14b	Riesgo de que un acontecimiento extraordinario se registre <i>al menos dos veces</i> durante un período de tiempo considerado, en función de la probabilidad de que ese mismo acontecimiento se registre durante un año cualquiera . . . . .	123
Tabla 5.14c	Riesgo de que un acontecimiento extraordinario se registre <i>al menos tres veces</i> durante un período de tiempo considerado, en función de la probabilidad de que ese mismo acontecimiento se registre durante un año cualquiera . . . . .	124
Tabla 6.1	Tolerancia de diversas especies de césped a la salinidad. Datos tomados de Lunt y cols. (1961) . . . . .	144
Tabla 6.2	Sistema de conversión de unidades de ganado . . . . .	156
Tabla 8.1	Tipos de sistemas de distribución de agua de riego y condiciones para su utilización (Continúa en la página siguiente) . . . . .	179
Tabla 8.2	Ventajas e inconvenientes de los sistemas de riego por aspersión en comparación con los sistemas de riego por superficie . . . . .	181
Tabla 8.3	Ejemplo ilustrativo del cálculo de la dotación de riego media mensual para un sistema de Tipo 1 con un cultivo doble de maíz y de veza-avena . . . . .	183
Tabla 8.4	Ejemplo ilustrativo del cálculo de la dotación de riego media mensual para un sistema de Tipo 1 en una pradera permanente . . . . .	184
Tabla 8.5	Balace másico de agua para determinar las dotaciones de riego de un sistema de riego de Tipo 2 en una plantación de árboles . . . . .	190
Tabla 8.6	Estimación del volumen de almacenamiento necesario para el sistema de riego de Tipo 2 de la plantación de árboles considerada en la Tabla 8.5 . . . . .	194
Tabla 8.7	Proceso de cálculo del volumen de almacenamiento final necesario . . . . .	196
Tabla 8.8	Capacidad de retención de agua (CRA) de los suelos de California en función de su textura . . . . .	200
Tabla 8.9	Referencias técnicas relativas al diseño detallado de los componentes de un sistema de riego . . . . .	207
Tabla 8.10	Reducciones recomendadas de la tasa de aplicación de agua para un sistema de riego por aspersión situado en un terreno en pendiente. Las reducciones están referidas a los valores correspondientes a un terreno llano (Fry y Gray, 1971) . . . . .	208

*Lista de tablas y figuras*

Tabla 8.11	Criterios recomendados para establecer la separación entre aspersores (Fry y Gray, 1971) . . . . .	211
Tabla 8.12	Valores recomendados para el almacenamiento de agua sobre la superficie de un suelo, en función de la pendiente del terreno (Dillon y cols., 1972) . . . . .	212
Tabla 8.13	Valores máximos recomendados para la separación entre franjas de recorrido de las toberas de un sistema móvil de riego por aspersión . . . . .	214
Tabla 8.14	Distancias óptimas de separación entre surcos. Datos tomados de McCulloch (1973) . . . . .	217
Tabla 8.15	Valores máximos recomendados para la longitud de un surco de cultivo, expresada en metros, en función del tipo de suelo y de la cantidad de agua utilizada en cada riego. Datos tomados de Booher (1974) . . . . .	218
Tabla 8.16	Directrices para el diseño de un sistema de riego por amelgas, para un cultivo de raíces profundas. Datos tomados de Booher (1974) . . . . .	221
Tabla 8.17	Directrices para el diseño de un sistema de riego por amelgas, para un cultivo de raíces someras. Datos tomados de Booher (1974) . . . . .	222
Tabla 8.18	Valores recomendados para los parámetros de diseño de un sistema de retorno de las aguas de escorrentía de un sistema de riego. Datos tomados de Hart (1975) . . . . .	224
Tabla 8.19	Profundidad recomendada para el nivel freático en zonas áridas. Datos tomados de Booher (1974) . . . . .	226
Tabla 8.20	Valores del parámetro C de la Ecuación 8-28. Multiplicando el correspondiente valor de C por la velocidad de ascensión del agua en el orificio, medida en cm/s, se obtiene el valor de la permeabilidad del suelo circundante, k, medida en m/día . . . . .	229
Tabla 9.1	Costes de tratamiento de un agua residual en función del tipo de uso. Valores representativos de una instalación de tratamiento de 38000 m <sup>3</sup> /día de capacidad, expresados en dólares de 1974. Datos tomados de Middleton (1977) . . . . .	241
Tabla 9.2	Precios pagados por los agricultores en marzo de 1981 por diferentes elementos nutritivos (United States Department of Agriculture, 1981) . . . . .	249
Tabla 9.3	Precios, producción por hectárea, costes y demás parámetros utilizados en el modelo de programación lineal (PL) considerado en este capítulo . . . . .	253
Tabla 9.4	Resumen de la superficie cultivada, de los caudales consumidos, de los excedentes de agua y de los excedentes de nitrógeno aportados en los tres primeros casos considerados en esta sección . . . . .	255
Tabla 9.5	Volúmenes mensuales de agua consumida y de agua excedente en el Caso I, en función del intervalo de precio del efluente primario . . . . .	256

*Lista de tablas y figuras*

Tabla 9.6	Volúmenes mensuales de agua consumida y de agua excedente correspondientes al Caso II, para un precio del efluente primario comprendido entre 0.003 y 0.008 dólares/m <sup>3</sup> . . . . .	257
Tabla 9.7	Volúmenes mensuales de agua consumida y de agua excedente correspondientes al Caso III, en función del intervalo de precio del efluente primario . . . . .	258
Tabla 10.1	Principales organismos patógenos que pueden encontrarse en un agua residual doméstica bruta y enfermedades a que pueden dar lugar . . . . .	263
Tabla 10.2	Concentraciones de microorganismos presentes en un agua residual doméstica bruta (Foster y Engelbrecht, 1974; Hunter y Kotalik, 1974) . . . . .	267
Tabla 10.3	Criterios de tratamiento del agua residual y criterios de calidad del agua aplicables a la regeneración de agua para riego (CDOHS, 1978) . . . . .	278
Tabla 12.1	Eficiencia de asimilación del nitrógeno de diversos cultivos realizados en California . . . . .	338
Tabla 12.2	Asimilación característica de nitrógeno y de fósforo por diversos cultivos. Tomado de Rauschkolb y cols. (1979) y de la publicación <i>Better Crops with Plant Food</i> (Potash and Phosphate Institute, 1979) . . . . .	340
Tabla 12.3	Tasas de fertilización normalmente utilizadas en California. Tomado de Rauschkolb y Mikkelsen (1973) . . . . .	343
Tabla 13.1	Concentraciones de microelementos en el agua residual de diversas plantas municipales de tratamiento, y criterios de calidad del agua de riego de la USEPA (1973) . . . . .	349
Tabla 13.2	Concentraciones de un grupo seleccionado de microelementos que suelen registrarse normalmente en el suelo y en el tejido de las plantas, y sus efectos sobre el crecimiento de las plantas . . . . .	350
Tabla 13.3	Tiempo calculado para que un suelo agrícola regado con agua residual llegue a alcanzar el aporte máximo de diversos metales pesados . . . . .	352
Tabla 13.4	Tolerancia relativa de diversas especies vegetales ante varios niveles de cadmio añadido al suelo . . . . .	353
Tabla 13.5	Valores estimados de la eliminación de microelementos que tiene lugar a través de la vegetación de un suelo regado con agua residual . . . . .	356
Tabla 14.1	Tasas de supervivencia de diversos microorganismos patógenos en el suelo . . . . .	360
Tabla 14.2	Movimiento de las bacterias a través del suelo, en función del sistema de infiltración del agua utilizado . . . . .	366
Tabla 14.3	Movimiento de los virus a través del suelo . . . . .	368
Tabla 14.4	Factores que determinan la eliminación de los virus en el suelo . . . . .	371

*Lista de tablas y figuras*

Tabla 15.1	Contaminantes prioritarios presentes en los efluentes de diversas plantas públicas de tratamiento de agua residual municipal (Levins y cols., 1979) . . . . .	382
Tabla 15.2	Microcontaminantes orgánicos presentes en efluentes secundarios, en $\mu\text{g/l}$ . Distrito del Condado de Orange, California . . . . .	383
Tabla 15.3	Valores de la constante de adsorción del suelo, $K_{oc}$ , del coeficiente de reparto agua-aire, $K_{ow}$ , y del coeficiente de reparto octanol-agua, $K_{o}$ , de un grupo seleccionado de microcontaminantes orgánicos . . . . .	387
Tabla 15.4	Análisis comparativo del riesgo relativo de que las sustancias orgánicas se volatilicen o percolen a través del suelo, en relación con un grupo seleccionado de residuos de pesticidas . . . . .	389
Tabla 15.5	Biodegradabilidad de los diferentes contaminantes orgánicos prioritarios ensayados, de acuerdo con los datos obtenidos por Tabak y cols. (1981) . . . . .	392
Tabla H.1	Contenido de metales pesados de un grupo seleccionado de suelos de California . . . . .	392

**FIGURAS**

Figura 2.1	Diagrama general del proceso de tratamiento de agua residual . . . . .	22
Figura 3.1	Clasificación de los cultivos agrícolas atendiendo a su tolerancia relativa a la salinidad . . . . .	49
Figura 4.1	Diagrama de suelos y tipos básicos de texturas de suelo . . . . .	74
Figura 4.2	Velocidades de infiltración de diversos tipos de cultivos (Hart, 1974) . . . . .	84
Figura 5.1	Análisis estadístico de distribución de frecuencias de los datos indicados en la Tabla 5.3b correspondientes al Ejemplo 5.1. Valores totales para años hidrológicos (octubre a septiembre) en Davis, California. Los valores medidos experimentalmente para [ET(hierba)-P], y no incluidos en la Tabla 5.3b, se han indicado como punto de comparación. Las líneas de interpolación han sido obtenidas por ajuste visual . . . . .	99
Figura 5.2	Análisis estadístico de distribución de frecuencias de $(ET_0 - P)$ y [ET(árboles)-P] para la estación húmeda (noviembre a marzo) en Davis, California. Los valores medidos experimentalmente para [ET(hierba)-P] se han incluido como punto de comparación . . . . .	102
Figura 5.3	Análisis estadístico de distribución de frecuencias de los valores de $(ET_0 - P)$ y [ET(árboles) - P] correspondientes a la estación seca (mayo a septiembre) y los meses de transición (octubre y abril) en Davis, California . . . . .	105

*Lista de tablas y figuras*

Figura 5.4	Representación gráfica del valor de $ET_0$ del año medio, y obtención de la curva de interpolación, para el ejemplo correspondiente a la zona de Davis, California . . . . .	110
Figura 5.5	Obtención de los coeficientes de cultivo para una secuencia de cultivo constituida por un cultivo de otoño-invierno de veza-avena para ensilar y una plantación de primavera de maíz y de tomates. La figura ilustra tanto la alternativa de riegos frecuentes como la de riegos infrecuentes de la plantación de tomates. a) $I$ = frecuencia de riego y/o de precipitación durante el período en días; $ET_0$ = valor medio de $ET_0$ que cabe esperar en el punto medio del período considerado . . . . .	111
Figura 5.6	Valor medio de $k_c$ para el Estadio de Desarrollo Inicial en función del valor de $ET_0$ y de la frecuencia de riego y/o de precipitación significativa. Adaptado del trabajo de Doorenbos y Pruitt (1977) . . . . .	113
Figura 5.7	Duración del Estadio de Desarrollo Inicial, expresado en días, para diversos cultivos realizados en California, en función de la fecha de plantación . . . . .	113
Figura 5.8a	Valores característicos del cociente entre el valor máximo de diseño de $ET_0$ y el valor de $ET_0$ correspondiente al mes de julio del año medio, en función de la cantidad de agua fácilmente disponible o la cantidad neta de agua aplicada, para diversas zonas de California y de los Estados contiguos. Datos basados en los estudios realizados por Basset y Jensen . . . . .	118
Figura 5.8b	Valores característicos del cociente entre el valor máximo de diseño de $ET_0$ y el valor de $ET_0$ correspondiente al mes de julio del año medio, en función de la cantidad de agua fácilmente disponible o la cantidad neta de agua aplicada, para diversas zonas de California y de los Estados contiguos. Datos basados en los estudios realizados por Basset y Jensen . . . . .	119
Figura 5.9	Zonas de California con una demanda por evaporación similar . . . . .	125
Figura 5.10	Demanda anual por evaporación en California, es decir, pérdida previsible de agua en condiciones normales a partir de un tanque evaporimétrico de tipo A del Servicio Meteorológico Nacional de los Estados Unidos situado en una pradera de riego, o medio ambiente similar, expresada en pulgadas (DWR, 1975) . . . . .	126
Figura 5.11	Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia, $ET_0$ en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (19784) para mapas a mayor escala . . . . .	127-138
Figura 7.1	Conductividad eléctrica del extracto de suelo, $CE_{ex}$ , a través de la zona radicular en dos tipos de agua de riego ( $CE = 1$ dS/m y $CE = 2$ dS/m) y una fracción de lavado del 10% . .	166

*Lista de tablas y figuras*

Figura 7.2	Factor multiplicador utilizado para relacionar la fracción de lavado y el cociente entre el umbral de salinidad y la salinidad del agua de riego . . . . .	166
Figura 7.3	Relación entre la salinidad en la zona radicular, $CE_{ex}$ , y la fracción de lavado, en función de la salinidad del agua de riego . . . . .	168
Figura 7.4	Espesor de lámina de agua de lavado ( $d_1$ ) por unidad de espesor de suelo ( $d_s$ ) necesaria para regenerar un suelo salino mediante su inundación intermitente con agua . . . . .	170
Figura 7.5	Valores de la salinidad y de la tasa de adsorción de sodio correspondientes a dos grandes categorías de permeabilidad del suelo: buena permeabilidad y mala permeabilidad. La gráfica puede utilizarse tanto para el agua de riego como para el extracto saturado de suelo . . . . .	171
Figura 8.1	Metodología de diseño de un sistema de riego . . . . .	176
Figura 8.2	Diagrama esquemático de las conducciones de un dispositivo de by-pass del sistema de almacenamiento, denominado "off-line storage" . . . . .	198
Figura 8.3	Ensayo de determinación de la permeabilidad del suelo . . . . .	228
Figura 8.4	Método gráfico para estimar la permeabilidad de un suelo a partir de los datos experimentales del ensayo de campo . . . . .	228
Figura 8.5	Nomograma utilizado par determinar la separación entre drenes en el Valle del San Joaquín . . . . .	231
Figura 9.1	Caudal medio diario registrado durante los diferentes meses del año en la planta de tratamiento de agua residual de la ciudad de Davis, California, durante el período de 1973 a 1981 . . . . .	236
Figura 9.2	Costes de construcción y de explotación y mantenimiento de un embalse de regulación de caudales, expresados en dólares de 1979 (Reed y cols., 1979) . . . . .	239
Figura 9.3	Producción por hectárea de maíz ensilado en función del aporte de nitrógeno en el Condado de Sonoma, California, en 1975 . . . . .	247
Figura 13.1	Diagrama esquemático de los procesos que los microelementos pueden experimentar en el suelo . . . . .	355
Figura A.1	Localización de los proyectos de regeneración analizados . . . . .	400

## AGRADECIMIENTOS DE LA VERSIÓN ORIGINAL

Los editores de la versión original en inglés desean expresar su profundo agradecimiento a los autores de cada uno de los capítulos del *Manual Práctico de Riego con Agua Residual Municipal Regenerada* por la calidad de sus trabajos. Así mismo quieren expresar su agradecimiento a las numerosas personas que han contribuido en la elaboración del *Manual Práctico*. Nuestra especial gratitud a los revisores de los capítulos, por la valiosa ayuda y la experta orientación que nos han ofrecido durante el examen del *Manual Práctico*.

### Nombres y actividades de los revisores

*Dr. Boyd G. Ellis*, Department of Crop and Soil Sciences, Michigan State University, East Lansing, Michigan.

*Dr. Carl G. Enfield*, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma.

*Dr. Donald R. Fox*, Agricultural Sciences, CH2M-Hill, Redding, California.

*Dr. G. Wolfgang Fuhs*, Laboratory of Environmental Biology and Field Services, State of New York, Department of Health, Albany, New York.

*Mr. Harold G. Keeler*, Wastewater Management Branch, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma.

*Dr. James P. Law*, Irrigation Agriculture Section, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, United States Environmental Protection Agency, Ada, Oklahoma.

*Mr. Sherwood C. Reed*, Department of the Army, Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Corps of Engineers, Hanover, New Hampshire.

*Dr. Edward D. Smith*, Department of the Army, Construction Engineering Research Laboratory, Corps of Engineers, Champaign, Illinois.

*Mr. Richard E. Thomas*, Municipal Technology Branch, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

*Agradecimientos de la versión original*

**Las siguientes personas también han contribuido en la preparación y la revisión de este *Manual Práctico*:**

Dr. A. Lloyd Brown, Ernest C. Brown, John W. Brown, Dr. Richard G. Burau, Dr. Frank M. D'Itri, Harrison Dunning, Daniel N. Frink, Dr. Robert M. Hagan, Clinton W. Hall, Dr. Scott Hathron, Jr., Dr. Delbert W. Henderson, Dr. I.K. Iskander, Lynn Johnson, Dr. Lawrence P. Kolb, Dr. Norman E. Kowal, Roger Lindholm, Richard A. Mills, Dr. Michael R. Overcash, Anne J. Schneider, John R. Thornton, Dr. Robert J. Tullock, Dr. L. Tim Wallace, Raymond Walsh, Kurt L. Wassermann y Walter Wenda.

**Los editores desean así mismo expresar su reconocimiento al personal encargado de la producción del *Manual Práctico*:**

Paula Deming y Karina Junge, en la edición; Pamela Laugenour, Devora Alves, Cheryl Felsch, y Sheryl Reeves, en la mecanografía, y el personal del servicio de reprografía y Peter Pankratz, por los dibujos y gráficos.

## AUTORES

Takashi Asano, Water Reclamation Specialist, California State Water Resources Control Board, P.O. Box 944212, Sacramento, California, 94244-2120; Adjunct Professor, Department of Civil Engineering, University of California, Davis, California 95616.

Robert S. Ayers, Cooperative Extension Soils and Water Specialist (Emeritus), Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

Francis E. Broadbent, Professor of Soil Microbiology, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

Andrew C. Chang, Professor of Agricultural Engineering, Department of Soil and Environmental Sciences, University of California, Riverside, California 92521.

Ronald W. Crites, Engineering Manager, George S. Nolte and Associates, 1700 "L" Street, Sacramento, California 95814.

James Crook, Senior Sanitary Engineer, California State Department of Health Services, Sanitary Engineering Section, 2151 Berkeley Way, Berkeley, California 94704.

David C. Davenport, Specialist, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

William B. Davis, Cooperative Extension Environmental Horticulturist, Department of Environmental Horticulture, University of California Davis, California 95616.

Gylan L. Dickey, United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service, P.O. Box 82502, Lincoln, Nebraska 68501.

William T. Frankenberger, Jr., Assistant Professor of Soil Science, Department of Soil and Environmental Sciences, University of California, Riverside, California 92521.

Melvin R. George, Cooperative Extension Agronomist, Department of Agronomy and Range Science, University of California, Davis, California 95616.

## *Autores*

Blaine R. Hanson, Cooperative Extension Irrigation and Drainage Specialist, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

Miguel A. Mariño, Professor of Water Science, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

Jewell L. Meyer, Cooperative Extension Irrigation and Soils Specialist, Department of Soil and Environmental Sciences, University of California, Riverside, California 92521.

Charles V. Moore, Agricultural Economist, USDA-ERS, Department of Agricultural Economics, University of California, Davis, California 95616.

Kent D. Olson, Cooperative Extension Economist, Department of Agricultural Economics, University of California, Davis, California 95616.

James D. Oster, Cooperative Extension Soils and Water Specialist, Department of soil and Environmental Sciences, University of California, Riverside, California 92521.

Albert L. Page, Professor of Soil Science, Department of Soil and Environmental Sciences, University of California, Riverside, California 92521.

G. Stuart Pettygrove, Cooperative Extension Soils Specialist, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

William O. Pruitt, Lecturer, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

H. Michael Reisenauer, Professor of Soil Science, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

James D. Rhoades, Research Leader/Soil Scientist, United States Salinity Laboratory, 4500 Glenwood Drive, Riverside, California 92501.

Carolyn S. Richardson, Attorney at Law, Hansen, Boyd, Culhane, & Mounier, 455 Capitol Mall, Sacramento, California 95814.

Robert G. Smith, Associate Development Engineer, Department of Civil Engineering, University of California, Davis, California 95616.

Richard L. Snyder, Cooperative Extension Biometeorologist, Department of Land, Air and Water Resources, University of California, Davis, California 95616.

George Tchobanoglous, Professor, Department of Civil Engineering, University of California, Davis, California 95616.

*Autores*

Dennis W. Westcot, Senior Land and Water Use Analyst, California Regional Water Quality Control Board, Central Valley Region, 3201 "S" Street, Sacramento, California 95816.



# CAPÍTULO 1

---

## INTRODUCCIÓN: LOS RECURSOS DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL REGENERADA EN CALIFORNIA

G. Stuart Pettygrove, Dávid C. Davenport y Takashi Asano

### INTRODUCCIÓN

La mayor parte de California es semiárida. No solamente la distribución geográfica y estacional de sus recursos hidráulicos es inadecuada, sino que además la demanda sobre los recursos hidráulicos disponibles es cada día más acuciante. Es paradójico observar como, a pesar de la abundancia de recursos hidráulicos naturales de que dispone el Estado, no es posible disponer de todos ellos para satisfacer las demandas agrícolas, municipales, industriales, medioambientales y las exigidas por los cursos naturales de agua. Por otro lado, la mayor parte de la demanda de agua tiene lugar en zonas en que las precipitaciones y las fuentes de suministro locales son insuficientes, lo que obliga al trasvase de agua y a la reutilización de agua residual.

Una parte del agua reutilizada es agua residual tratada, por lo que su uso debe realizarse atendiendo a una reglamentación cada vez más estricta. A pesar de ello, los esfuerzos para reutilizar agua residual deben continuar, a fin de conseguir el aprovechamiento de estos recursos hidráulicos mediante el riego de especies vegetales seleccionadas, tanto en agricultura como en jardinería, y el incremento de las fuentes naturales de agua de abastecimiento, a través de la incorporación de esos caudales a los cursos naturales de agua y de la recarga de acuíferos.

### LA REUTILIZACIÓN DE AGUA RESIDUAL COMO PARTE INTEGRANTE DEL BALANCE HIDRÁULICO DE CALIFORNIA

El balance hidráulico anual de California se obtiene como diferencia entre el aporte anual de agua, constituido principalmente por precipitaciones, y las

pérdidas anuales de agua, o pérdidas irrecuperables, de las que dos tercios aproximadamente tienen como destino la atmósfera y el tercio restante se vierte en el océano. Cualquier actuación destinada a conservar agua que consiga reducir estas pérdidas irrecuperables ha de mejorar sin duda la disponibilidad temporal y espacial de agua para su aprovechamiento a lo largo del año. La conservación de los recursos hidráulicos del Estado se hace realidad cuando aguas potencialmente recuperables, tales como las excedentes del riego agrícola o las generadas en las zonas urbanas, son realmente recuperadas y reutilizadas. Las aguas así recuperadas permiten aumentar las fuentes de abastecimiento locales y contribuyen a satisfacer la demanda cada vez más acuciante a que éstas se ven sometidas.

No obstante, hay que resaltar que, a menos que el agua residual llegara de otro modo a perderse de forma irrecuperable, mediante su vertido al océano desde una población costera o a través de la evapo-transpiración improductiva en zonas del interior, la regeneración y la reutilización de agua residual no incrementa la cantidad de agua disponible en el Estado para su aprovechamiento adicional. A pesar de ello, la regeneración de agua residual tiene muchos otros beneficios potenciales, entre los que cabe mencionar: 1) una disminución de los costes de tratamiento y vertido del agua residual, 2) una reducción del aporte de contaminantes a los cursos naturales de agua, en los casos en que el vertido de agua residual tratada se efectúa en el terreno y 3) el aplazamiento, la reducción o incluso la supresión de instalaciones adicionales de tratamiento de aguas de abastecimiento, con la consiguiente reducción que ello representa tanto de los efectos desfavorables sobre los cursos naturales de agua como de los costes de abastecimiento de agua.

El volumen total de agua utilizado anualmente en California para usos agrícolas, urbanos y de otros tipos asciende a 52000 hm<sup>3</sup>, la mayor parte de los cuales, aproximadamente 44000 hm<sup>3</sup>, son utilizados en agricultura (Department of Water Resources, 1983). Aproximadamente 7200 hm<sup>3</sup> se dedican anualmente a usos urbanos, de los cuales 3000 hm<sup>3</sup> se pierden por evapo-transpiración o por percolación hacia zonas profundas. Los 4200 hm<sup>3</sup> restantes constituyen el volumen medio de agua residual producida anualmente.

La Tabla 1.1 muestra las diversas formas de vertido de los 4200 hm<sup>3</sup> de agua residual producidos anualmente en California. Un volumen aproximado de 3130 hm<sup>3</sup> se pierde irremisiblemente del Estado mediante el vertido en aguas saladas, principalmente el océano (3000 hm<sup>3</sup>) o mediante evapo-transpiración (130 hm<sup>3</sup>). Estos datos permiten estimar que el volumen de agua residual municipal realmente reutilizado asciende solamente a 1070 hm<sup>3</sup>. De ese volumen, 310 hm<sup>3</sup> se reutilizan de forma intencional o planificada, correspondiendo los 760 hm<sup>3</sup> restantes a reutilizaciones fortuitas o incidentales, de acuerdo con la definición que de estos dos términos aparece en la Tabla 1.1. En definitiva, aunque un 18% de los 4200 hm<sup>3</sup> de agua residual producidos anualmente son sometidos a tratamiento y se incorporan al ciclo natural del agua dentro del Estado para su aprovechamiento posterior, sólo un 7% de ese volumen se aprovecha de forma "intencional".

Tabla 1.1 Destino del agua residual municipal tratada en California, en 1980. Department of Water Resources (1983).

Destino	Caudal	
	hm <sup>3</sup> /año	%
Vertido en aguas saladas	3 000	72
Evaporación y evapo-transpiración	130	3
Uso intencional del agua residual regenerada (a)	310	7
Uso fortuito del agua residual regenerada (b)	760	18
Caudal total de agua residual	4 200	100

- a) Intencional: uso planificado del efluente tratado que, de otro modo, sería vertido sin ser aprovechado de forma directa.
- b) Fortuito: uso del efluente tratado después de que ha sido incorporado al ciclo natural del agua, de modo que su utilización posterior no es planificada, sino fortuita, desde el punto de vista del tratamiento y vertido del agua residual.

## USO ACTUAL DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL TRATADA

El vertido en el terreno del agua residual municipal es una técnica habitual y bien conocida en California. Según un estudio del Departamento de Servicios Sanitarios de California (Ling, 1978), en 1977 había 200 plantas de tratamiento en las que se regeneraba agua residual, cuyos efluentes se aprovechaban en más de 360 zonas distintas, tal como se indica en la Tabla 1.2. La mayor parte del agua residual municipal regenerada, un 57% del volumen total, se utilizaba para regar cultivos de forraje, de plantas productoras de fibras y semilleros, aprovechamientos que no requieren un grado elevado de tratamiento, mientras que sólo un 7% se utilizaba para el riego de árboles frutales, viñedos y otros cultivos comestibles. Un uso importante, con un 14% del volumen total, lo constituía el riego de campos de golf, zonas de césped y áreas ajardinadas. El estudio pone también de manifiesto que, además del aprovechamiento para riego, un 14% del agua residual municipal regenerada se dedicaba a la recarga de acuíferos, un 5% a usos industriales y cantidades menores a otros usos diversos.

## POSIBILIDADES DE AMPLIAR EL RIEGO CON AGUA RESIDUAL MUNICIPAL REGENERADA

Las mayores posibilidades de aumentar los recursos hidráulicos mediante la utilización de agua residual regenerada, es decir, de conseguir agua "adicional" para California, se dan en las zonas costeras y en aquellas otras en las que el agua residual se pierde actualmente del sistema de aguas continentales, al ser vertidas al océano o a otras masas de agua salada. Las posibilidades de

aumentar las actividades de regeneración y de reutilización intencional son también considerables en los Valles del San Joaquín y del Sacramento, así como en sus estribaciones, aunque la regeneración y la reutilización que puedan realizarse en estas zonas no contribuirán significativamente a mejorar el balance hidráulico del Estado.

Tabla 1.2 Utilización del agua residual municipal regenerada en California, en 1977 (Ling, 1978).

Tipo de reutilización	Número de zonas de uso	Caudal	
		hm <sup>3</sup> /año	%
<b>Riego</b>			
- forraje, plantas productoras de fibras y semilleros	190	128,63	57
- jardinería: campos de golf, cementerios y autopistas (a)	77	26,12	12
- árboles frutales y viñedos	21	9,95	4
- otros cultivos comestibles	8	6,14	3
- jardinería: patios de recreo, jardines escolares y parques (a)	27	3,37	2
Recarga de acuíferos	5	32,05	14
Usos industriales	8	10,62	5
Estanques recreativos de uso no restringido	1	3,03	1
Parques naturales	1	0,77	<1
Construcción y riego de zonas polvorientas	12	0,23	<1
Acuicultura	1	0,002	<1
<b>Total</b>	<b>363</b>	<b>226,38</b>	<b>100</b>

- a) El riego de jardinería se ha dividido en dos categorías, atendiendo al posible riesgo de contacto del agua con el público. Los Criterios de Regeneración de Agua Residual exigen que el agua residual utilizada para regar parques, jardines escolares y jardines públicos sea sometida a un mayor grado de tratamiento que la utilizada en otros tipos de jardinería, en los que las posibilidades de contacto del agua con el público son menores. El Capítulo 10 contiene un análisis detallado de estos aspectos.

Hasta el momento, las autoridades sanitarias han desaconsejado la utilización directa del agua residual regenerada como fuente de agua potable y, en cierto modo también, la recarga de acuíferos con agua residual regenerada. Esta actitud refleja la preocupación por los posibles efectos que determinados componentes del agua residual regenerada, especialmente los microcontaminantes orgánicos estables y los virus, pudieran producir tras la autorización de dichos usos a gran escala. El riego de cultivos con agua residual regenerada, empleando

caudales adecuados, está considerado como un aprovechamiento más conservador y aceptable.

La utilización global de agua residual regenerada prevista para el año 2010 en California aparece resumida en la Tabla 1.3. Las posibilidades de reutilización mediante riego en tres zonas del Estado se analizan en los apartados siguientes.

Tabla 1.3 Uso actual y previsto de agua residual regenerada en California, en hm<sup>3</sup>/año (Department of Water Resources, 1983).

Zona Hidrológica	Año				Aumento de 1980 a 2010
	1980	1990	2000	2010	
Costa norte	11	12	12	12	11
Bahía de San Francisco	12	14	16	19	7
Costa central	11	31	33	33	22
Los Angeles	73	125	242	329	256
Santa Ana	36	58	90	96	60
San Diego	11	53	68	68	57
Cuenca del Sacramento	26	27	28	31	5
Cuenca del San Joaquín (a)	28	31	36	41	13
Cuenca del lago Tulare (a)	83	96	106	122	39
Lahontan norte	7	7	9	10	3
Lahontan sur	5	16	19	19	14
Cuenca del Colorado	5	25(b)	41(b)	56(b)	51(b)
<b>Total</b>	<b>308</b>	<b>495</b>	<b>700</b>	<b>836</b>	<b>528</b>

a) No incluye la regeneración prevista del agua de drenaje agrícola.

b) Incluye los caudales de retorno agrícola, regenerados con objeto de ser utilizados en la refrigeración de centrales energéticas, que normalmente se verterían en el Mar de Salton.

### Zona Costera del Sur de California

Los datos que aparecen en la Tabla 1.3 indican que un 70% del aumento estimado a nivel estatal en el uso de agua residual regenerada, tanto municipal como industrial, entre los años 1980 y 2010, tendrá lugar en las zonas costeras del sur de California. El riego de césped y de otros tipos de jardinería son los principales usos del agua de riego en esas zonas. El riego de césped y de jardines es un aprovechamiento adecuado del agua residual regenerada, no sólo por la considerable extensión de terreno que ello representa, sino por las menores exigencias de tratamiento que el uso del agua en determinados tipos de jardinería conlleva, con respecto a las exigencias impuestas para el riego de cultivos comestibles.

Por otra parte, muchas de las especies agrícolas cultivadas en estas zonas son sensibles a las sales presentes en determinadas aguas residuales del sur de California. Teniendo en cuenta que el crecimiento y la productividad de las plantas disminuyen a medida que aumenta el contenido de sales del agua de riego, los céspedes y los arbustos de jardinería, cultivados con fines ornamentales y no de aprovechamiento de su productividad, constituyen especies apropiadas para el riego con efluentes de agua residual municipal de carácter salino. Además, existe un gran número de céspedes y de plantas de jardinería que toleran aguas de riego saladas.

### **Zonas Agrícolas y Ajardinadas del Valle del San Joaquín**

La extracción excesiva de aguas subterráneas, el creciente coste de la energía necesaria para el bombeo, las limitaciones existentes para la creación y trasvase de recursos hidráulicos desde el norte de California y el continuo crecimiento urbano experimentado en el Valle del San Joaquín hacen pensar que el uso del agua residual regenerada aumentará en esta zona en un futuro próximo. No obstante, y como se ha indicado anteriormente, la regeneración y la reutilización de agua residual en las zonas continentales no aportan agua "adicional" al sistema de recursos hidráulicos del Estado.

Sin embargo, la regeneración de agua residual ofrece numerosas ventajas, entre las que cabe destacar: 1) un mayor ahorro energético, 2) unos menores costes de vertido del agua residual, 3) un aprovechamiento de los elementos nutritivos contenidos en el agua, mediante su asimilación por los cultivos agrícolas y las plantas de jardinería y 4) un aplazamiento, disminución o incluso abandono de proyectos de construcción de instalaciones adicionales de tratamiento de agua de abastecimiento. Las fuentes de agua residual en el Valle del San Joaquín están situadas geográficamente en las inmediaciones de grandes extensiones de terreno dedicadas al cultivo de forraje, de plantas productoras de fibras y de semilleros, especies vegetales que no requieren agua residual con un elevado grado de tratamiento.

### **Zonas Agrícolas y Ajardinadas de las Estribaciones Montañosas**

Aunque las estribaciones de las cuencas de los ríos Sacramento y San Joaquín, y del lago Tulare, no aparecen identificadas en la Tabla 1.3, todas ellas ofrecen unas excelentes oportunidades para la regeneración y la reutilización de agua residual. El aumento registrado en el número de agricultores, tanto de pequeñas explotaciones como de explotaciones estacionales, así como de personas deseosas de un estilo de vida rural en las estribaciones de esas cuencas está creando una fuerte demanda sobre las escasas fuentes de abastecimiento de agua. En estas circunstancias, la regeneración y la reutilización de agua residual puede ser una alternativa más económica que el tratamiento necesario para evitar la contaminación de las aguas superficiales. Al igual que ocurre en el Valle del San Joaquín, el riego con agua regenerada no aportará agua adicional al Estado, pero puede ofrecer ventajas económicas y diversos beneficios ambientales.

## **USO DE ESTE MANUAL PRÁCTICO**

El objetivo principal de este Manual es ayudar a los responsables tanto de la planificación como de la ejecución técnica del riego con agua residual regenerada a comprender los aspectos prácticos del "trabajo de campo" que ello conlleva. Otro objetivo del Manual es promover la adopción de técnicas agrícolas que permitan obtener la cosecha más rentable posible, o el mayor valor estético posible en el caso de plantas de jardinería, por unidad de agua residual tratada que se utilice. Aunque la meta de conseguir la máxima producción agrícola difiere notablemente de la de asegurar el vertido del agua residual, aquella no se contrapone al concepto de tratamiento de baja carga en el terreno, tal como lo define la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA, 1981).

Para alcanzar estos objetivos, el Manual ofrece un análisis detallado de determinados aspectos concretos del riego con agua residual municipal regenerada, en lugar de un análisis general de todos los temas relacionados con la planificación y el diseño de los sistemas de riego. Los temas de especial importancia y los capítulos en los que éstos se analizan aparecen resumidos en los apartados siguientes.

### **Características del Agua Residual Municipal e Idoneidad para el Riego**

Uno de los aspectos más atractivos del riego con agua residual regenerada, en comparación con otros tipos de reutilización tanto para usos potables como no potables, es el nivel de calidad menos exigente que normalmente se aplica al agua de riego y, por consiguiente, la posibilidad de efectuar un tratamiento más sencillo y barato que el requerido para otros usos (Asano y Mandancy, 1982).

La calidad del agua regenerada depende de varios factores, entre los que cabe señalar: 1) la composición del agua de abastecimiento, 2) la presencia de agua residual industrial, 3) el caudal de infiltración en la red de alcantarillado, 4) las variaciones estacionales debidas a la presencia de aguas de escorrentía, 5) el uso de ablandadores de agua y 6) las características del sistema de tratamiento del agua residual. La influencia que el sistema de tratamiento ejerce sobre las características del agua regenerada se analiza en el Capítulo 2, titulado Agua Residual Municipal: Tratamiento y Características del Agua Residual Regenerada.

Los criterios de calidad del agua para riego agrícola y de jardinería son bien conocidos. Estos criterios pueden utilizarse para evaluar tanto el agua natural como el agua residual regenerada. El Capítulo 3, titulado Criterios de Calidad del Agua de Riego, y el Capítulo 7, titulado Gestión del Agua para el Control de la Salinidad y la Sodicidad, analizan este tema detalladamente.

## **Aspectos Sanitarios y Ambientales**

El objetivo principal de una planta de tratamiento de agua residual es reducir los riesgos sanitarios y evitar la contaminación de las aguas. Cuando el efluente de agua residual regenerada procedente de una planta se utiliza para regar, es necesario tener en cuenta también los posibles riesgos que pueden existir para los agricultores, los trabajadores agrícolas, los animales y los consumidores en general. El riego con agua residual municipal regenerada no ha dado lugar a ningún brote epidémico declarado en California, a pesar de que el agua residual se ha venido utilizando desde hace muchas décadas.

Los brotes epidémicos declarados en otras partes del mundo han estado siempre asociados a la utilización de agua residual sin tratar, o al riego con efluentes de agua residual sin desinfectar. Teniendo en cuenta que el proceso de tratamiento no puede eliminar todos los microorganismos patógenos, y dado que el agua residual puede contener otros componentes nocivos para la salud pública, las autoridades sanitarias encargadas de autorizar el riego con agua residual han promovido la adopción de una actitud conservadora a este respecto.

Los riesgos sanitarios guardan relación directa con el grado de contacto personal con el agua, así como con la calidad del efluente y la fiabilidad del sistema de tratamiento. Así, por ejemplo, la normativa y los criterios establecidos por el Departamento de Servicios Sanitarios de California exigen un mayor grado de tratamiento cuando se desea regar parques, patios de recreo y cultivos comestibles; que cuando se trata de regar cementerios, campos de golf o cultivos de forraje. El Capítulo 10, titulado Aspectos Sanitarios y Reglamentarios, analiza estos temas detalladamente.

En cuanto a la penetración de los microorganismos patógenos en las capas freáticas como consecuencia del riego con agua residual regenerada, hay que mencionar el criterio ampliamente aceptado de que el terreno es un filtro eficaz frente a los microorganismos patógenos, incluidos los virus. El manejo del agua residual tratada debe realizarse con gran prudencia, ya que las bacterias, los virus y los huevos de nemátodos (gusanos) pueden permanecer viables en el suelo durante períodos de tiempo superiores a varios meses. El Capítulo 14, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: los Organismos Patógenos, analiza estos aspectos detalladamente.

La concentración de microcontaminantes en el agua residual tratada no es lo suficientemente elevada como para producir efectos peligrosos a corto plazo, aunque ciertos microcontaminantes metálicos, tales como el zinc, el cadmio, el níquel, el plomo y el cobre tienen tendencia a acumularse en el suelo. Estos aspectos se analizan detalladamente en el Capítulo 13, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: los Microelementos, y en el Capítulo 3, titulado Criterios de Calidad del Agua de Riego.

Numerosas sustancias químicas de carácter orgánico y potencialmente nocivas han sido detectadas recientemente tanto en el agua residual como en el agua superficial, e incluso en el agua de abastecimiento público. No obstante, sus concentraciones son normalmente muy pequeñas, y los riesgos ambientales

que la presencia de estos microcontaminantes orgánicos confiere al uso de agua residual municipal regenerada no son en principio superiores a los atribuibles a otras fuentes de abastecimiento de agua. El Capítulo 15, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: los Microcontaminantes Orgánicos, analiza estos aspectos concretos.

## **Efectos sobre el Diseño del Sistema de Riego y la Explotación Agraria**

La utilización de agua residual municipal regenerada no introduce en principio cambios drásticos en el diseño o en la explotación del sistema de riego. Debido, entre otras razones, a la necesidad de evitar la escorrentía superficial, hay que conceder una especial atención a las características del lugar, tal como se analiza en el Capítulo 4, así como al diseño del sistema de distribución y de las instalaciones de almacenamiento de agua, tal como se indica en el Capítulo 8, y a las cantidades de agua exigidas por el cultivo concreto, tal como se estudia en el Capítulo 5.

El riego con agua residual regenerada puede exigir: 1) un cambio en las especies vegetales utilizadas para cultivo o jardinería, 2) la modificación de las dosis de fertilizantes utilizadas, a fin de tener en cuenta los elementos nutritivos contenidos en el agua residual regenerada, 3) la remodelación del sistema de riego y de su explotación y 4) la adopción de determinadas precauciones para proteger a los trabajadores agrícolas y la salud de los consumidores.

La selección de las especies vegetales, tanto de cultivo como de jardinería, puede verse afectada por tres factores. En primer lugar, los Criterios de Regeneración de Agua Residual vigentes en California establecen los niveles de tratamiento exigidos para el riego de cultivos y plantas de jardinería. Así, por ejemplo, un efluente primario puede utilizarse para regar cultivos de forrajes, de plantas productoras de fibras y de semilleros. El riego tanto de cultivos comestibles como de jardinería en general, y de cultivos de forraje para ganado productor de leche, requiere un efluente de un tratamiento secundario o avanzado. Estos criterios se analizan en el Capítulo 10, y aparecen descritos en su totalidad en el Anexo F de este Manual.

En segundo lugar, las especies vegetales han de seleccionarse teniendo en cuenta su tolerancia a las concentraciones de sales y de otros iones presentes en el agua residual regenerada. En la mayor parte de los casos, esta condición no constituye un criterio de selección importante, debido a que el agua residual municipal regenerada no es mucho más salada que el agua de abastecimiento de donde proviene, como se analiza en los Capítulos 2 y 3.

En tercer lugar, puede ser deseable seleccionar especies vegetales que consuman la mayor cantidad posible de agua y de nitrógeno. Este sería el factor a tener en cuenta cuando el volumen de agua residual regenerada, o la concentración de nitrógeno que esta contiene, excede las necesidades del cultivo. Esta circunstancia justificaría, por ejemplo, el cambio de un cultivo anual por un cultivo de forraje perenne.

En general, el consumo de fertilizante puede reducirse debido al nitrógeno contenido en el agua residual regenerada. El consumo de agua de los diferentes cultivos y sus necesidades de nitrógeno se analizan en el Capítulo 5, titulado Consumo de Agua por los Cultivos, y en el Capítulo 12, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: el Nitrógeno y el Fósforo, respectivamente. La selección de cultivos y la explotación de forrajes se analizan en el Capítulo 6, titulado Selección y Gestión de Cultivos.

## **Aspectos Institucionales y Legales**

La política gubernamental influye sobre el tipo de reutilización que puede llevarse a cabo. En 1977, el Consejo de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California (CSWRCB) creó la Oficina de Reciclaje del Agua (OWR) con el fin de triplicar la regeneración y la reutilización de agua residual (Wieking, 1979). Las enmiendas realizadas en 1972 a la Ley Federal de Lucha Contra la Contaminación del Agua, junto con los programas de ayuda para la mejora de la calidad del agua, tanto a nivel federal como estatal, han proporcionado un incentivo financiero para la regeneración y la reutilización de agua residual.

Entre las diversas iniciativas federales que han promovido la adopción del vertido y tratamiento de agua residual en el terreno hay que mencionar las declaraciones de política ambiental, las normas y las directrices de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA) sobre criterios federales de distribución de costes y de rentabilidad de inversiones, así como sobre programas de información pública y de educación. Las principales declaraciones de política ambiental de la USEPA indican que la Agencia ejercerá una gran presión para que las plantas de tratamiento de agua residual públicas regeneren y reciclen los efluentes y los fangos de tipo municipal (Massey, 1983). La sequía experimentada durante el año 1976-77 en los Estados del Oeste proporcionó un incentivo adicional para conservar agua, así como para regenerar y reutilizar agua residual.

En la actualidad, diversos organismos del Estado de California desempeñan un papel importante en la promoción y reglamentación de la regeneración y la reutilización de agua residual. El Departamento de Servicios Sanitarios ha establecido los Criterios de Regeneración de Agua Residual. El Consejo Estatal de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos gestiona los fondos de ayuda federales y estatales para la mejora de la calidad de las aguas. Los nueve Consejos Regionales establecen y aseguran el cumplimiento de las limitaciones de vertido de efluentes y, en particular, los Criterios de Regeneración de Agua Residual. Por último, los Servicios Sanitarios locales tienen autonomía para imponer exigencias de vertido más restrictivas que las adoptadas por el Departamento de Servicios Sanitarios, como se analiza en el Capítulo 10.

Los aspectos legales pueden agruparse en dos categorías, ambas analizadas en el Capítulo 11, titulado Aspectos Legales del Riego con Agua Residual Regenerada en California. La primera categoría engloba los derechos sobre el agua y puede resumirse con la pregunta ¿a quién pertenece el agua

regenerada ? Una reciente enmienda a la Ley del Agua de California establece que la propiedad exclusiva del agua residual tratada corresponde a la planta de regeneración y no a quién suministra el agua que llega a la planta. No obstante, esta enmienda no especifica los posibles derechos de los usuarios situados aguas abajo del punto de vertido del efluente de la planta. La autora del Capítulo 11 concluye que un servicio público o privado de tratamiento de agua residual habría de tener muy en cuenta la obtención de un permiso de apropiación por parte del Consejo Estatal de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos antes de desviar agua residual para su reutilización, especialmente cuando las aguas que se piensan desviar han sido históricamente vertidas a un cauce natural para su reutilización por otros.

El segundo tipo de aspectos legales a considerar en la regeneración y la reutilización de agua residual es el relativo a las disposiciones contractuales entre los usuarios y el servicio de tratamiento. Aunque en California no se han detectado efectos desfavorables en la salud pública o en la comercialidad de los productos vegetales, como se indica en el Capítulo 10, existe siempre la posibilidad de que una tercera persona pueda presentar una reclamación. A pesar de que existe una posibilidad remota de que una explotación inadecuada, una presencia de productos tóxicos o un fallo del proceso de tratamiento lleguen a provocar algún peligro, estas posibilidades deberían figurar en los contratos de venta del agua residual regenerada. La autora del Capítulo 11 indica que los contratos vigentes en California "no clarifican suficientemente las obligaciones mutuas de las partes". Por último, el Capítulo 11 contiene un análisis de los diversos enfoques del proceso de atribución de responsabilidades.

### **Aspectos Económicos**

El valor económico del agua residual regenerada para el usuario, es decir, el agricultor o el jardinero, dependerá de: 1) la disponibilidad y el precio del agua de abastecimiento y 2) las características del agua residual regenerada. Incluso cuando se dispone de una fuente de agua de abastecimiento barata, ciertas características del agua residual, como por ejemplo su contenido de elementos nutritivos, pueden hacer que el agua residual regenerada tenga especial interés para ciertos usuarios.

Entre las numerosas características de una fuente de abastecimiento, la calidad del agua ocupa el lugar más importante cuando se trata de regar con agua residual municipal regenerada. Debido al clima templado, los agricultores de muchas zonas de California disfrutaban de una considerable flexibilidad a la hora de elegir las especies a cultivar. Cuando la calidad inadecuada del agua reduce esa flexibilidad, el agua pierde parte de su valor. Existe una cierta contraposición entre el coste de tratamiento y los usos del agua autorizados. No obstante, esta limitación en el valor del agua no suele ser un problema en California: un estudio realizado en 1977-78 por el Departamento de Servicios Sanitarios puso de manifiesto que un 72% de las instalaciones de regeneración de agua residual, es decir 176 de un total de 243, proporcionaban un nivel de tratamiento superior al exigido legalmente para los usos realizados con el agua residual regenerada (Ling, 1978).

Otra característica importante de la fuente de abastecimiento es el contenido de elementos nutritivos del agua, especialmente de nitrógeno. El nitrógeno del agua residual regenerada puede remplazar el fertilizante que, de otro modo, el agricultor habría de adquirir. No obstante, la cantidad de nitrógeno añadida en exceso, con respecto a las necesidades del cultivo, no tiene valor alguno y puede incluso tener un efecto desfavorable para cultivos tales como los cítricos, la caña de azúcar y el algodón. Tanto la producción por hectárea como la calidad de las especies vegetales pueden verse reducidas a causa de una aportación excesiva de nitrógeno, o por su aplicación en un momento inadecuado. Este problema puede resolverse mezclando el agua regenerada con agua de abastecimiento de bajo contenido en nitrógeno.

El valor del agua residual regenerada depende también del grado de ajuste entre la disponibilidad temporal y la calidad del agua regenerada, de una parte, y la demanda de agua de riego, por otra parte. Si la demanda es escasa durante el invierno, el servicio de tratamiento puede verse obligado a pagar a los agricultores para que estos se hagan cargo del agua durante ese período. El almacenamiento temporal del agua puede ser una alternativa más satisfactoria. Por otra parte, el valor que el agua residual regenerada tiene para un agricultor puede disminuir si la falta de fiabilidad en su suministro exige una fuente de abastecimiento de repuesto, o si la posibilidad de unos caudales de riego excesivos requiere una inversión adicional para mejorar el drenaje y evitar la escorrentía. El Capítulo 9, titulado Aspectos Económicos del Riego con Agua Residual Regenerada, analiza estos aspectos concretos.

## REFERENCIAS

- Asano, T. y R.S. Mandancy (1982). Water reclamation efforts in the United States. Páginas 277-91, en la publicación editada por E. Joe Middlebrooks *Water Reuse*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- Department of Water Resources (1983). *California Water Plan: Projected Use and Available Water Supplies to 2010*. Bulletin 160-83. Department of Water Resources, Sacramento, California.
- Ling, C.S. (1978). *Wastewater Reclamation Facilities Survey*. California Department of Health Services, Sanitary Engineering Section, Berkeley, California.
- Massey, D.T.(1983). Features of federal law that encourage adoption of land application of wastewater. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 109(2): 121-133.
- United States Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 625/1-81-013, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Wieking, W. (1979). Wastewater gets the treatment. *Western Water*, May/June issue.

# CAPÍTULO 1

---

## INTRODUCCIÓN: LOS RECURSOS DE AGUA RESIDUAL MUNICIPAL REGENERADA EN CALIFORNIA

G. Stuart Pettygrove, Dávid C. Davenport y Takashi Asano

### INTRODUCCIÓN

La mayor parte de California es semiárida. No solamente la distribución geográfica y estacional de sus recursos hidráulicos es inadecuada, sino que además la demanda sobre los recursos hidráulicos disponibles es cada día más acuciante. Es paradójico observar como, a pesar de la abundancia de recursos hidráulicos naturales de que dispone el Estado, no es posible disponer de todos ellos para satisfacer las demandas agrícolas, municipales, industriales, medioambientales y las exigidas por los cursos naturales de agua. Por otro lado, la mayor parte de la demanda de agua tiene lugar en zonas en que las precipitaciones y las fuentes de suministro locales son insuficientes, lo que obliga al trasvase de agua y a la reutilización de agua residual.

Una parte del agua reutilizada es agua residual tratada, por lo que su uso debe realizarse atendiendo a una reglamentación cada vez más estricta. A pesar de ello, los esfuerzos para reutilizar agua residual deben continuar, a fin de conseguir el aprovechamiento de estos recursos hidráulicos mediante el riego de especies vegetales seleccionadas, tanto en agricultura como en jardinería, y el incremento de las fuentes naturales de agua de abastecimiento, a través de la incorporación de esos caudales a los cursos naturales de agua y de la recarga de acuíferos.

### LA REUTILIZACIÓN DE AGUA RESIDUAL COMO PARTE INTEGRANTE DEL BALANCE HIDRÁULICO DE CALIFORNIA

El balance hidráulico anual de California se obtiene como diferencia entre el aporte anual de agua, constituido principalmente por precipitaciones, y las

pérdidas anuales de agua, o pérdidas irrecuperables, de las que dos tercios aproximadamente tienen como destino la atmósfera y el tercio restante se vierte en el océano. Cualquier actuación destinada a conservar agua que consiga reducir estas pérdidas irrecuperables ha de mejorar sin duda la disponibilidad temporal y espacial de agua para su aprovechamiento a lo largo del año. La conservación de los recursos hidráulicos del Estado se hace realidad cuando aguas potencialmente recuperables, tales como las excedentes del riego agrícola o las generadas en las zonas urbanas, son realmente recuperadas y reutilizadas. Las aguas así recuperadas permiten aumentar las fuentes de abastecimiento locales y contribuyen a satisfacer la demanda cada vez más acuciante a que éstas se ven sometidas.

No obstante, hay que resaltar que, a menos que el agua residual llegara de otro modo a perderse de forma irrecuperable, mediante su vertido al océano desde una población costera o a través de la evapo-transpiración improductiva en zonas del interior, la regeneración y la reutilización de agua residual no incrementa la cantidad de agua disponible en el Estado para su aprovechamiento adicional. A pesar de ello, la regeneración de agua residual tiene muchos otros beneficios potenciales, entre los que cabe mencionar: 1) una disminución de los costes de tratamiento y vertido del agua residual, 2) una reducción del aporte de contaminantes a los cursos naturales de agua, en los casos en que el vertido de agua residual tratada se efectúa en el terreno y 3) el aplazamiento, la reducción o incluso la supresión de instalaciones adicionales de tratamiento de aguas de abastecimiento, con la consiguiente reducción que ello representa tanto de los efectos desfavorables sobre los cursos naturales de agua como de los costes de abastecimiento de agua.

El volumen total de agua utilizado anualmente en California para usos agrícolas, urbanos y de otros tipos asciende a 52000 hm<sup>3</sup>, la mayor parte de los cuales, aproximadamente 44000 hm<sup>3</sup>, son utilizados en agricultura (Department of Water Resources, 1983). Aproximadamente 7200 hm<sup>3</sup> se dedican anualmente a usos urbanos, de los cuales 3000 hm<sup>3</sup> se pierden por evapo-transpiración o por percolación hacia zonas profundas. Los 4200 hm<sup>3</sup> restantes constituyen el volumen medio de agua residual producida anualmente.

La Tabla 1.1 muestra las diversas formas de vertido de los 4200 hm<sup>3</sup> de agua residual producidos anualmente en California. Un volumen aproximado de 3130 hm<sup>3</sup> se pierde irremisiblemente del Estado mediante el vertido en aguas saladas, principalmente el océano (3000 hm<sup>3</sup>) o mediante evapo-transpiración (130 hm<sup>3</sup>). Estos datos permiten estimar que el volumen de agua residual municipal realmente reutilizado asciende solamente a 1070 hm<sup>3</sup>. De ese volumen, 310 hm<sup>3</sup> se reutilizan de forma intencional o planificada, correspondiendo los 760 hm<sup>3</sup> restantes a reutilizaciones fortuitas o incidentales, de acuerdo con la definición que de estos dos términos aparece en la Tabla 1.1. En definitiva, aunque un 18% de los 4200 hm<sup>3</sup> de agua residual producidos anualmente son sometidos a tratamiento y se incorporan al ciclo natural del agua dentro del Estado para su aprovechamiento posterior, sólo un 7% de ese volumen se aprovecha de forma "intencional".

Tabla 1.1 Destino del agua residual municipal tratada en California, en 1980. Department of Water Resources (1983).

Destino	Caudal	
	hm <sup>3</sup> /año	%
Vertido en aguas saladas	3 000	72
Evaporación y evapo-transpiración	130	3
Uso intencional del agua residual regenerada (a)	310	7
Uso fortuito del agua residual regenerada (b)	760	18
Caudal total de agua residual	4 200	100

- a) Intencional: uso planificado del efluente tratado que, de otro modo, sería vertido sin ser aprovechado de forma directa.
- b) Fortuito: uso del efluente tratado después de que ha sido incorporado al ciclo natural del agua, de modo que su utilización posterior no es planificada, sino fortuita, desde el punto de vista del tratamiento y vertido del agua residual.

## USO ACTUAL DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL TRATADA

El vertido en el terreno del agua residual municipal es una técnica habitual y bien conocida en California. Según un estudio del Departamento de Servicios Sanitarios de California (Ling, 1978), en 1977 había 200 plantas de tratamiento en las que se regeneraba agua residual, cuyos efluentes se aprovechaban en más de 360 zonas distintas, tal como se indica en la Tabla 1.2. La mayor parte del agua residual municipal regenerada, un 57% del volumen total, se utilizaba para regar cultivos de forraje, de plantas productoras de fibras y semilleros, aprovechamientos que no requieren un grado elevado de tratamiento, mientras que sólo un 7% se utilizaba para el riego de árboles frutales, viñedos y otros cultivos comestibles. Un uso importante, con un 14% del volumen total, lo constituía el riego de campos de golf, zonas de césped y áreas ajardinadas. El estudio pone también de manifiesto que, además del aprovechamiento para riego, un 14% del agua residual municipal regenerada se dedicaba a la recarga de acuíferos, un 5% a usos industriales y cantidades menores a otros usos diversos.

## POSIBILIDADES DE AMPLIAR EL RIEGO CON AGUA RESIDUAL MUNICIPAL REGENERADA

Las mayores posibilidades de aumentar los recursos hidráulicos mediante la utilización de agua residual regenerada, es decir, de conseguir agua "adicional" para California, se dan en las zonas costeras y en aquellas otras en las que el agua residual se pierde actualmente del sistema de aguas continentales, al ser vertidas al océano o a otras masas de agua salada. Las posibilidades de

aumentar las actividades de regeneración y de reutilización intencional son también considerables en los Valles del San Joaquín y del Sacramento, así como en sus estribaciones, aunque la regeneración y la reutilización que puedan realizarse en estas zonas no contribuirán significativamente a mejorar el balance hidráulico del Estado.

Tabla 1.2 Utilización del agua residual municipal regenerada en California, en 1977 (Ling, 1978).

Tipo de reutilización	Número de zonas de uso	Caudal	
		hm <sup>3</sup> /año	%
<b>Riego</b>			
- forraje, plantas productoras de fibras y semilleros	190	128,63	57
- jardinería: campos de golf, cementerios y autopistas (a)	77	26,12	12
- árboles frutales y viñedos	21	9,95	4
- otros cultivos comestibles	8	6,14	3
- jardinería: patios de recreo, jardines escolares y parques (a)	27	3,37	2
Recarga de acuíferos	5	32,05	14
Usos industriales	8	10,62	5
Estanques recreativos de uso no restringido	1	3,03	1
Parques naturales	1	0,77	<1
Construcción y riego de zonas polvorientas	12	0,23	<1
Acuicultura	1	0,002	<1
<b>Total</b>	<b>363</b>	<b>226,38</b>	<b>100</b>

- a) El riego de jardinería se ha dividido en dos categorías, atendiendo al posible riesgo de contacto del agua con el público. Los Criterios de Regeneración de Agua Residual exigen que el agua residual utilizada para regar parques, jardines escolares y jardines públicos sea sometida a un mayor grado de tratamiento que la utilizada en otros tipos de jardinería, en los que las posibilidades de contacto del agua con el público son menores. El Capítulo 10 contiene un análisis detallado de estos aspectos.

Hasta el momento, las autoridades sanitarias han desaconsejado la utilización directa del agua residual regenerada como fuente de agua potable y, en cierto modo también, la recarga de acuíferos con agua residual regenerada. Esta actitud refleja la preocupación por los posibles efectos que determinados componentes del agua residual regenerada, especialmente los microcontaminantes orgánicos estables y los virus, pudieran producir tras la autorización de dichos usos a gran escala. El riego de cultivos con agua residual regenerada, empleando

caudales adecuados, está considerado como un aprovechamiento más conservador y aceptable.

La utilización global de agua residual regenerada prevista para el año 2010 en California aparece resumida en la Tabla 1.3. Las posibilidades de reutilización mediante riego en tres zonas del Estado se analizan en los apartados siguientes.

Tabla 1.3 Uso actual y previsto de agua residual regenerada en California, en hm<sup>3</sup>/año (Department of Water Resources, 1983).

Zona Hidrológica	Año				Aumento de 1980 a 2010
	1980	1990	2000	2010	
Costa norte	11	12	12	12	11
Bahía de San Francisco	12	14	16	19	7
Costa central	11	31	33	33	22
Los Angeles	73	125	242	329	256
Santa Ana	36	58	90	96	60
San Diego	11	53	68	68	57
Cuenca del Sacramento	26	27	28	31	5
Cuenca del San Joaquín (a)	28	31	36	41	13
Cuenca del lago Tulare (a)	83	96	106	122	39
Lahontan norte	7	7	9	10	3
Lahontan sur	5	16	19	19	14
Cuenca del Colorado	5	25(b)	41(b)	56(b)	51(b)
<b>Total</b>	<b>308</b>	<b>495</b>	<b>700</b>	<b>836</b>	<b>528</b>

a) No incluye la regeneración prevista del agua de drenaje agrícola.

b) Incluye los caudales de retorno agrícola, regenerados con objeto de ser utilizados en la refrigeración de centrales energéticas, que normalmente se verterían en el Mar de Salton.

### Zona Costera del Sur de California

Los datos que aparecen en la Tabla 1.3 indican que un 70% del aumento estimado a nivel estatal en el uso de agua residual regenerada, tanto municipal como industrial, entre los años 1980 y 2010, tendrá lugar en las zonas costeras del sur de California. El riego de césped y de otros tipos de jardinería son los principales usos del agua de riego en esas zonas. El riego de césped y de jardines es un aprovechamiento adecuado del agua residual regenerada, no sólo por la considerable extensión de terreno que ello representa, sino por las menores exigencias de tratamiento que el uso del agua en determinados tipos de jardinería conlleva, con respecto a las exigencias impuestas para el riego de cultivos comestibles.

Por otra parte, muchas de las especies agrícolas cultivadas en estas zonas son sensibles a las sales presentes en determinadas aguas residuales del sur de California. Teniendo en cuenta que el crecimiento y la productividad de las plantas disminuyen a medida que aumenta el contenido de sales del agua de riego, los céspedes y los arbustos de jardinería, cultivados con fines ornamentales y no de aprovechamiento de su productividad, constituyen especies apropiadas para el riego con efluentes de agua residual municipal de carácter salino. Además, existe un gran número de céspedes y de plantas de jardinería que toleran aguas de riego saladas.

### **Zonas Agrícolas y Ajardinadas del Valle del San Joaquín**

La extracción excesiva de aguas subterráneas, el creciente coste de la energía necesaria para el bombeo, las limitaciones existentes para la creación y trasvase de recursos hidráulicos desde el norte de California y el continuo crecimiento urbano experimentado en el Valle del San Joaquín hacen pensar que el uso del agua residual regenerada aumentará en esta zona en un futuro próximo. No obstante, y como se ha indicado anteriormente, la regeneración y la reutilización de agua residual en las zonas continentales no aportan agua "adicional" al sistema de recursos hidráulicos del Estado.

Sin embargo, la regeneración de agua residual ofrece numerosas ventajas, entre las que cabe destacar: 1) un mayor ahorro energético, 2) unos menores costes de vertido del agua residual, 3) un aprovechamiento de los elementos nutritivos contenidos en el agua, mediante su asimilación por los cultivos agrícolas y las plantas de jardinería y 4) un aplazamiento, disminución o incluso abandono de proyectos de construcción de instalaciones adicionales de tratamiento de agua de abastecimiento. Las fuentes de agua residual en el Valle del San Joaquín están situadas geográficamente en las inmediaciones de grandes extensiones de terreno dedicadas al cultivo de forraje, de plantas productoras de fibras y de semilleros, especies vegetales que no requieren agua residual con un elevado grado de tratamiento.

### **Zonas Agrícolas y Ajardinadas de las Estribaciones Montañosas**

Aunque las estribaciones de las cuencas de los ríos Sacramento y San Joaquín, y del lago Tulare, no aparecen identificadas en la Tabla 1.3, todas ellas ofrecen unas excelentes oportunidades para la regeneración y la reutilización de agua residual. El aumento registrado en el número de agricultores, tanto de pequeñas explotaciones como de explotaciones estacionales, así como de personas deseosas de un estilo de vida rural en las estribaciones de esas cuencas está creando una fuerte demanda sobre las escasas fuentes de abastecimiento de agua. En estas circunstancias, la regeneración y la reutilización de agua residual puede ser una alternativa más económica que el tratamiento necesario para evitar la contaminación de las aguas superficiales. Al igual que ocurre en el Valle del San Joaquín, el riego con agua regenerada no aportará agua adicional al Estado, pero puede ofrecer ventajas económicas y diversos beneficios ambientales.

## **USO DE ESTE MANUAL PRÁCTICO**

El objetivo principal de este Manual es ayudar a los responsables tanto de la planificación como de la ejecución técnica del riego con agua residual regenerada a comprender los aspectos prácticos del "trabajo de campo" que ello conlleva. Otro objetivo del Manual es promover la adopción de técnicas agrícolas que permitan obtener la cosecha más rentable posible, o el mayor valor estético posible en el caso de plantas de jardinería, por unidad de agua residual tratada que se utilice. Aunque la meta de conseguir la máxima producción agrícola difiere notablemente de la de asegurar el vertido del agua residual, aquella no se contrapone al concepto de tratamiento de baja carga en el terreno, tal como lo define la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA, 1981).

Para alcanzar estos objetivos, el Manual ofrece un análisis detallado de determinados aspectos concretos del riego con agua residual municipal regenerada, en lugar de un análisis general de todos los temas relacionados con la planificación y el diseño de los sistemas de riego. Los temas de especial importancia y los capítulos en los que éstos se analizan aparecen resumidos en los apartados siguientes.

### **Características del Agua Residual Municipal e Idoneidad para el Riego**

Uno de los aspectos más atractivos del riego con agua residual regenerada, en comparación con otros tipos de reutilización tanto para usos potables como no potables, es el nivel de calidad menos exigente que normalmente se aplica al agua de riego y, por consiguiente, la posibilidad de efectuar un tratamiento más sencillo y barato que el requerido para otros usos (Asano y Mandancy, 1982).

La calidad del agua regenerada depende de varios factores, entre los que cabe señalar: 1) la composición del agua de abastecimiento, 2) la presencia de agua residual industrial, 3) el caudal de infiltración en la red de alcantarillado, 4) las variaciones estacionales debidas a la presencia de aguas de escorrentía, 5) el uso de ablandadores de agua y 6) las características del sistema de tratamiento del agua residual. La influencia que el sistema de tratamiento ejerce sobre las características del agua regenerada se analiza en el Capítulo 2, titulado Agua Residual Municipal: Tratamiento y Características del Agua Residual Regenerada.

Los criterios de calidad del agua para riego agrícola y de jardinería son bien conocidos. Estos criterios pueden utilizarse para evaluar tanto el agua natural como el agua residual regenerada. El Capítulo 3, titulado Criterios de Calidad del Agua de Riego, y el Capítulo 7, titulado Gestión del Agua para el Control de la Salinidad y la Sodicidad, analizan este tema detalladamente.

## **Aspectos Sanitarios y Ambientales**

El objetivo principal de una planta de tratamiento de agua residual es reducir los riesgos sanitarios y evitar la contaminación de las aguas. Cuando el efluente de agua residual regenerada procedente de una planta se utiliza para regar, es necesario tener en cuenta también los posibles riesgos que pueden existir para los agricultores, los trabajadores agrícolas, los animales y los consumidores en general. El riego con agua residual municipal regenerada no ha dado lugar a ningún brote epidémico declarado en California, a pesar de que el agua residual se ha venido utilizando desde hace muchas décadas.

Los brotes epidémicos declarados en otras partes del mundo han estado siempre asociados a la utilización de agua residual sin tratar, o al riego con efluentes de agua residual sin desinfectar. Teniendo en cuenta que el proceso de tratamiento no puede eliminar todos los microorganismos patógenos, y dado que el agua residual puede contener otros componentes nocivos para la salud pública, las autoridades sanitarias encargadas de autorizar el riego con agua residual han promovido la adopción de una actitud conservadora a este respecto.

Los riesgos sanitarios guardan relación directa con el grado de contacto personal con el agua, así como con la calidad del efluente y la fiabilidad del sistema de tratamiento. Así, por ejemplo, la normativa y los criterios establecidos por el Departamento de Servicios Sanitarios de California exigen un mayor grado de tratamiento cuando se desea regar parques, patios de recreo y cultivos comestibles; que cuando se trata de regar cementerios, campos de golf o cultivos de forraje. El Capítulo 10, titulado Aspectos Sanitarios y Reglamentarios, analiza estos temas detalladamente.

En cuanto a la penetración de los microorganismos patógenos en las capas freáticas como consecuencia del riego con agua residual regenerada, hay que mencionar el criterio ampliamente aceptado de que el terreno es un filtro eficaz frente a los microorganismos patógenos, incluidos los virus. El manejo del agua residual tratada debe realizarse con gran prudencia, ya que las bacterias, los virus y los huevos de nemátodos (gusanos) pueden permanecer viables en el suelo durante períodos de tiempo superiores a varios meses. El Capítulo 14, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: los Organismos Patógenos, analiza estos aspectos detalladamente.

La concentración de microcontaminantes en el agua residual tratada no es lo suficientemente elevada como para producir efectos peligrosos a corto plazo, aunque ciertos microcontaminantes metálicos, tales como el zinc, el cadmio, el níquel, el plomo y el cobre tienen tendencia a acumularse en el suelo. Estos aspectos se analizan detalladamente en el Capítulo 13, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: los Microelementos, y en el Capítulo 3, titulado Criterios de Calidad del Agua de Riego.

Numerosas sustancias químicas de carácter orgánico y potencialmente nocivas han sido detectadas recientemente tanto en el agua residual como en el agua superficial, e incluso en el agua de abastecimiento público. No obstante, sus concentraciones son normalmente muy pequeñas, y los riesgos ambientales

que la presencia de estos microcontaminantes orgánicos confiere al uso de agua residual municipal regenerada no son en principio superiores a los atribuibles a otras fuentes de abastecimiento de agua. El Capítulo 15, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: los Microcontaminantes Orgánicos, analiza estos aspectos concretos.

## **Efectos sobre el Diseño del Sistema de Riego y la Explotación Agraria**

La utilización de agua residual municipal regenerada no introduce en principio cambios drásticos en el diseño o en la explotación del sistema de riego. Debido, entre otras razones, a la necesidad de evitar la escorrentía superficial, hay que conceder una especial atención a las características del lugar, tal como se analiza en el Capítulo 4, así como al diseño del sistema de distribución y de las instalaciones de almacenamiento de agua, tal como se indica en el Capítulo 8, y a las cantidades de agua exigidas por el cultivo concreto, tal como se estudia en el Capítulo 5.

El riego con agua residual regenerada puede exigir: 1) un cambio en las especies vegetales utilizadas para cultivo o jardinería, 2) la modificación de las dosis de fertilizantes utilizadas, a fin de tener en cuenta los elementos nutritivos contenidos en el agua residual regenerada, 3) la remodelación del sistema de riego y de su explotación y 4) la adopción de determinadas precauciones para proteger a los trabajadores agrícolas y la salud de los consumidores.

La selección de las especies vegetales, tanto de cultivo como de jardinería, puede verse afectada por tres factores. En primer lugar, los Criterios de Regeneración de Agua Residual vigentes en California establecen los niveles de tratamiento exigidos para el riego de cultivos y plantas de jardinería. Así, por ejemplo, un efluente primario puede utilizarse para regar cultivos de forrajes, de plantas productoras de fibras y de semilleros. El riego tanto de cultivos comestibles como de jardinería en general, y de cultivos de forraje para ganado productor de leche, requiere un efluente de un tratamiento secundario o avanzado. Estos criterios se analizan en el Capítulo 10, y aparecen descritos en su totalidad en el Anexo F de este Manual.

En segundo lugar, las especies vegetales han de seleccionarse teniendo en cuenta su tolerancia a las concentraciones de sales y de otros iones presentes en el agua residual regenerada. En la mayor parte de los casos, esta condición no constituye un criterio de selección importante, debido a que el agua residual municipal regenerada no es mucho más salada que el agua de abastecimiento de donde proviene, como se analiza en los Capítulos 2 y 3.

En tercer lugar, puede ser deseable seleccionar especies vegetales que consuman la mayor cantidad posible de agua y de nitrógeno. Este sería el factor a tener en cuenta cuando el volumen de agua residual regenerada, o la concentración de nitrógeno que esta contiene, excede las necesidades del cultivo. Esta circunstancia justificaría, por ejemplo, el cambio de un cultivo anual por un cultivo de forraje perenne.

En general, el consumo de fertilizante puede reducirse debido al nitrógeno contenido en el agua residual regenerada. El consumo de agua de los diferentes cultivos y sus necesidades de nitrógeno se analizan en el Capítulo 5, titulado Consumo de Agua por los Cultivos, y en el Capítulo 12, titulado Destino de los Componentes del Agua Residual en el Suelo y en los Acuíferos: el Nitrógeno y el Fósforo, respectivamente. La selección de cultivos y la explotación de forrajes se analizan en el Capítulo 6, titulado Selección y Gestión de Cultivos.

## **Aspectos Institucionales y Legales**

La política gubernamental influye sobre el tipo de reutilización que puede llevarse a cabo. En 1977, el Consejo de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California (CSWRCB) creó la Oficina de Reciclaje del Agua (OWR) con el fin de triplicar la regeneración y la reutilización de agua residual (Wieking, 1979). Las enmiendas realizadas en 1972 a la Ley Federal de Lucha Contra la Contaminación del Agua, junto con los programas de ayuda para la mejora de la calidad del agua, tanto a nivel federal como estatal, han proporcionado un incentivo financiero para la regeneración y la reutilización de agua residual.

Entre las diversas iniciativas federales que han promovido la adopción del vertido y tratamiento de agua residual en el terreno hay que mencionar las declaraciones de política ambiental, las normas y las directrices de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA) sobre criterios federales de distribución de costes y de rentabilidad de inversiones, así como sobre programas de información pública y de educación. Las principales declaraciones de política ambiental de la USEPA indican que la Agencia ejercerá una gran presión para que las plantas de tratamiento de agua residual públicas regeneren y reciclen los efluentes y los fangos de tipo municipal (Massey, 1983). La sequía experimentada durante el año 1976-77 en los Estados del Oeste proporcionó un incentivo adicional para conservar agua, así como para regenerar y reutilizar agua residual.

En la actualidad, diversos organismos del Estado de California desempeñan un papel importante en la promoción y reglamentación de la regeneración y la reutilización de agua residual. El Departamento de Servicios Sanitarios ha establecido los Criterios de Regeneración de Agua Residual. El Consejo Estatal de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos gestiona los fondos de ayuda federales y estatales para la mejora de la calidad de las aguas. Los nueve Consejos Regionales establecen y aseguran el cumplimiento de las limitaciones de vertido de efluentes y, en particular, los Criterios de Regeneración de Agua Residual. Por último, los Servicios Sanitarios locales tienen autonomía para imponer exigencias de vertido más restrictivas que las adoptadas por el Departamento de Servicios Sanitarios, como se analiza en el Capítulo 10.

Los aspectos legales pueden agruparse en dos categorías, ambas analizadas en el Capítulo 11, titulado Aspectos Legales del Riego con Agua Residual Regenerada en California. La primera categoría engloba los derechos sobre el agua y puede resumirse con la pregunta ¿a quién pertenece el agua

regenerada ? Una reciente enmienda a la Ley del Agua de California establece que la propiedad exclusiva del agua residual tratada corresponde a la planta de regeneración y no a quién suministra el agua que llega a la planta. No obstante, esta enmienda no especifica los posibles derechos de los usuarios situados aguas abajo del punto de vertido del efluente de la planta. La autora del Capítulo 11 concluye que un servicio público o privado de tratamiento de agua residual habría de tener muy en cuenta la obtención de un permiso de apropiación por parte del Consejo Estatal de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos antes de desviar agua residual para su reutilización, especialmente cuando las aguas que se piensan desviar han sido históricamente vertidas a un cauce natural para su reutilización por otros.

El segundo tipo de aspectos legales a considerar en la regeneración y la reutilización de agua residual es el relativo a las disposiciones contractuales entre los usuarios y el servicio de tratamiento. Aunque en California no se han detectado efectos desfavorables en la salud pública o en la comercialidad de los productos vegetales, como se indica en el Capítulo 10, existe siempre la posibilidad de que una tercera persona pueda presentar una reclamación. A pesar de que existe una posibilidad remota de que una explotación inadecuada, una presencia de productos tóxicos o un fallo del proceso de tratamiento lleguen a provocar algún peligro, estas posibilidades deberían figurar en los contratos de venta del agua residual regenerada. La autora del Capítulo 11 indica que los contratos vigentes en California "no clarifican suficientemente las obligaciones mutuas de las partes". Por último, el Capítulo 11 contiene un análisis de los diversos enfoques del proceso de atribución de responsabilidades.

### **Aspectos Económicos**

El valor económico del agua residual regenerada para el usuario, es decir, el agricultor o el jardinero, dependerá de: 1) la disponibilidad y el precio del agua de abastecimiento y 2) las características del agua residual regenerada. Incluso cuando se dispone de una fuente de agua de abastecimiento barata, ciertas características del agua residual, como por ejemplo su contenido de elementos nutritivos, pueden hacer que el agua residual regenerada tenga especial interés para ciertos usuarios.

Entre las numerosas características de una fuente de abastecimiento, la calidad del agua ocupa el lugar más importante cuando se trata de regar con agua residual municipal regenerada. Debido al clima templado, los agricultores de muchas zonas de California disfrutaban de una considerable flexibilidad a la hora de elegir las especies a cultivar. Cuando la calidad inadecuada del agua reduce esa flexibilidad, el agua pierde parte de su valor. Existe una cierta contraposición entre el coste de tratamiento y los usos del agua autorizados. No obstante, esta limitación en el valor del agua no suele ser un problema en California: un estudio realizado en 1977-78 por el Departamento de Servicios Sanitarios puso de manifiesto que un 72% de las instalaciones de regeneración de agua residual, es decir 176 de un total de 243, proporcionaban un nivel de tratamiento superior al exigido legalmente para los usos realizados con el agua residual regenerada (Ling, 1978).

Otra característica importante de la fuente de abastecimiento es el contenido de elementos nutritivos del agua, especialmente de nitrógeno. El nitrógeno del agua residual regenerada puede remplazar el fertilizante que, de otro modo, el agricultor habría de adquirir. No obstante, la cantidad de nitrógeno añadida en exceso, con respecto a las necesidades del cultivo, no tiene valor alguno y puede incluso tener un efecto desfavorable para cultivos tales como los cítricos, la caña de azúcar y el algodón. Tanto la producción por hectárea como la calidad de las especies vegetales pueden verse reducidas a causa de una aportación excesiva de nitrógeno, o por su aplicación en un momento inadecuado. Este problema puede resolverse mezclando el agua regenerada con agua de abastecimiento de bajo contenido en nitrógeno.

El valor del agua residual regenerada depende también del grado de ajuste entre la disponibilidad temporal y la calidad del agua regenerada, de una parte, y la demanda de agua de riego, por otra parte. Si la demanda es escasa durante el invierno, el servicio de tratamiento puede verse obligado a pagar a los agricultores para que estos se hagan cargo del agua durante ese período. El almacenamiento temporal del agua puede ser una alternativa más satisfactoria. Por otra parte, el valor que el agua residual regenerada tiene para un agricultor puede disminuir si la falta de fiabilidad en su suministro exige una fuente de abastecimiento de repuesto, o si la posibilidad de unos caudales de riego excesivos requiere una inversión adicional para mejorar el drenaje y evitar la escorrentía. El Capítulo 9, titulado Aspectos Económicos del Riego con Agua Residual Regenerada, analiza estos aspectos concretos.

## REFERENCIAS

- Asano, T. y R.S. Mandancy (1982). Water reclamation efforts in the United States. Páginas 277-91, en la publicación editada por E. Joe Middlebrooks *Water Reuse*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- Department of Water Resources (1983). *California Water Plan: Projected Use and Available Water Supplies to 2010*. Bulletin 160-83. Department of Water Resources, Sacramento, California.
- Ling, C.S. (1978). *Wastewater Reclamation Facilities Survey*. California Department of Health Services, Sanitary Engineering Section, Berkeley, California.
- Massey, D.T.(1983). Features of federal law that encourage adoption of land application of wastewater. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 109(2): 121-133.
- United States Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 625/1-81-013, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Wieking, W. (1979). Wastewater gets the treatment. *Western Water*, May/June issue.

# CAPÍTULO 2

---

## AGUA RESIDUAL MUNICIPAL: TRATAMIENTO Y CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL REGENERADA

Takashi Asano, Robert G. Smith y George Tchobanoglous

### INTRODUCCIÓN

Aunque la utilización de agua residual para regar constituye una forma eficaz de tratamiento, similar al tratamiento de baja carga en el terreno, el agua residual bruta debe ser sometida a un cierto grado de tratamiento antes de poder utilizarla para riego agrícola o de jardinería. El grado de tratamiento previo exigido en cada caso es un factor importante en la planificación, diseño y explotación de un sistema de riego con agua residual.

El objetivo de este capítulo es describir brevemente: 1) los principales procesos utilizados para conseguir el grado de tratamiento previo exigido en cada caso y 2) los niveles de calidad del efluente así obtenido. La información contenida en este capítulo está destinada principalmente a aquellas personas que no están familiarizadas con el tratamiento de agua residual municipal o con las características del agua residual antes y después de su tratamiento.

### NECESIDAD DE TRATAMIENTO PREVIO

Los objetivos principales del tratamiento previo de un agua residual son los siguientes:

1. Proteger la salud pública.
2. Soslayar las molestias durante su almacenamiento.
3. Evitar los daños a los cultivos y a los suelos.

En California, el Departamento de Servicios Sanitarios ha establecido los criterios aplicables a nivel estatal para la regeneración de agua residual, a fin de asegurar que los posibles usos de agua regenerada no conlleven riesgos sanitarios innecesarios (California Department of Health Services, 1976). El grado de tratamiento exigido para que el agua regenerada pueda utilizarse para riego agrícola y de jardinería es función de las características del suelo, del tipo de cultivos regados, del tipo de sistemas de distribución y de irrigación utilizados y del grado de exposición del público al contacto con el agua. Los criterios aplicables a este tipo concreto de utilización se analizan detalladamente en el Capítulo 10 y vienen resumidos en la Tabla 10.3.

El grado de tratamiento exigido para cualquier tipo de regeneración y de reutilización de agua residual, así como para su vertido en un curso de agua, viene especificado en la correspondiente autorización de regeneración de agua o de vertido de agua residual, concedida por los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación del Agua de California (CRWQCB). Estas autorizaciones especifican cuales de los criterios contenidos en la Tabla 10.3 son aplicables en cada caso concreto. El grado de tratamiento previo exigido por los servicios de la administración para el riego de buen número de cultivos no supera con frecuencia el exigido para su vertido en un curso de agua, llegando en algunos casos a ser inferiores a este último.

Aunque desde el punto de vista técnico es posible efectuar un tratamiento adicional destinado a eliminar aquellos componentes del agua residual que pueden ser tóxicos o perjudiciales para ciertos cultivos, esta alternativa no puede justificarse normalmente desde el punto de vista económico. Para poder utilizar un agua de estas características, los cultivos han de poder tolerar las sustancias en cuestión, y los sistemas de riego han de operarse de tal modo que consigan mitigar los efectos perjudiciales de esas sustancias.

## **CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL**

Antes de analizar los procesos de tratamiento de agua residual y las características de los efluentes obtenidos mediante de ellos, es necesario describir las características de un agua residual municipal bruta, tal como llega a través de la red de alcantarillado.

### **Fuentes de Agua Residual**

Agua residual es el término genérico utilizado para designar el residuo líquido recogido mediante la red de alcantarillado para su envío a una planta de tratamiento de agua residual municipal. Un agua residual municipal, o urbana, se compone de agua residual doméstica, de agua residual industrial, de agua de escorrentía y de agua de infiltración.

El agua residual doméstica proviene de la utilización, por parte de la población, del agua de abastecimiento para atender los usos mas diversos, tanto

en viviendas como en edificios comerciales y centros públicos. El agua residual industrial proviene de las instalaciones de manufacturado y elaboración de alimentos. A estos dos tipos de agua hay que añadir el agua de escorrentía, que accede a la red de alcantarillado a través de los pozos de registro y de otros dispositivos, así como el agua subterránea que se infiltra en la red de alcantarillado a través de uniones incorrectamente realizadas o deterioradas y de grietas en las conducciones. Los caudales relativos de cada uno de estos tipos de agua residual pueden variar ampliamente de unas poblaciones a otras, dependiendo del número y tipo de establecimientos comerciales e industriales existentes en cada una, así como de la antigüedad y longitud del sistema de alcantarillado.

En la mayor parte de las zonas urbanas, el agua de escorrentía se recoge separadamente mediante una red de drenaje que, desprovista de conexiones de aguas residuales domésticas o industriales, las conduce al cauce más próximo para su vertido sin tratamiento. No obstante, varias ciudades importantes de California disponen de un sistema de alcantarillado unitario que recoge tanto el agua de escorrentía como el agua residual municipal. En estos casos, todo el caudal circulante por la red de alcantarillado unitario durante la temporada seca es interceptado y conducido hasta la planta de tratamiento; por el contrario, durante los episodios de lluvia, los caudales que sobrepasan la capacidad de tratamiento de la planta son almacenados en el propio sistema de alcantarillado, o bien son conducidos a través de un by-pass hasta el punto de vertido.

### **Caudales de Agua Residual**

El caudal de agua residual generado en una población norteamericana puede variar entre 200 y 600 l/hab.día. Este caudal comprende el agua residual doméstica y el agua de infiltración, pero excluye el agua residual industrial. Este margen tan amplio en las dotaciones de agua refleja las diferencias en el consumo de agua entre distintas poblaciones y es esencialmente una función del precio del agua y de la fiabilidad del abastecimiento. Cuando no se dispone de datos específicos, el valor medio frecuentemente utilizado en Estados Unidos en estudios de planificación se aproxima a 400 l/hab.día.

Las fluctuaciones de caudal más comúnmente observadas en una planta de tratamiento de agua residual municipal siguen un ritmo diurno. El caudal suele ser relativamente bajo durante las primeras horas de la mañana, debido al menor consumo de agua, lo que hace que los caudales estén constituidos principalmente por agua de infiltración y pequeñas cantidades de agua residual doméstica. El primer caudal máximo se registra generalmente a últimas horas de la mañana, cuando el agua residual generada en las horas de mayor uso del agua llega a la planta de tratamiento. Una segunda punta de caudal suele registrarse por la tarde, después de la cena. El valor relativo de ambos caudales máximos y las horas del día en que estos tienen lugar varían con el tamaño de la población y la longitud del alcantarillado. En general, el cociente entre el caudal máximo y el caudal medio de una pequeña población, dotada de un sistema de alcantarillado de escasa longitud, es considerablemente superior al correspondiente a una gran población.

Aunque el valor de los caudales máximos queda amortiguado a medida que el agua residual atraviesa la planta de tratamiento, la variación diaria de caudales que se registra en una planta de tratamiento hace que, en la mayor parte de los casos, no sea posible en la práctica regar con el efluente obtenido directamente de la planta. Para efectuar un riego eficaz es necesario disponer de un caudal relativamente constante de agua regenerada, lo que implica necesariamente un sistema de regulación de caudales, o de un breve almacenamiento del efluente tratado. Los beneficios adicionales obtenidos mediante el almacenamiento del efluente se analizan en apartados posteriores de este mismo capítulo.

Los caudales de agua residual registran variaciones estacionales considerables en el caso de zonas turísticas, de pequeñas poblaciones con zonas universitarias y de poblaciones con aportaciones de agua residual comercial e industrial de carácter estacional. Como ejemplo ilustrativo de este último caso pueden mencionarse los caudales estivales tan elevados que se registran en poblaciones cuya red de alcantarillado recibe el agua residual producida por instalaciones agroalimentarias de funcionamiento estacional.

## **Componentes y Composición del Agua Residual**

Las propiedades físicas y los componentes químicos y biológicos del agua residual son parámetros importantes para el proyecto y la explotación de las instalaciones de recogida, tratamiento y vertido, así como para la gestión técnica de la calidad ambiental. Los componentes de interés en el tratamiento y la utilización para riego del agua residual aparecen en la Tabla 2.1. Por otra parte, la evaluación y la clasificación completas de los criterios de calidad del agua utilizada para riego vienen resumidas en el Capítulo 3.

La composición de un agua residual viene definida por las cantidades reales de los componentes físicos, químicos y biológicos presentes en ella. La composición tanto del agua residual sin tratar como del efluente obtenido de la planta de tratamiento depende de la composición del agua de abastecimiento público, del número y tipo de establecimientos comerciales e industriales y de la naturaleza de la población residente. Por todo ello, la composición del agua residual muestra con frecuencia un amplio margen de variación entre diferentes poblaciones. La Tabla 2.2 indica la composición típica de un agua residual doméstica en los Estados Unidos. La composición concreta de los afluentes de diferentes plantas de tratamiento de agua residual de California viene resumida en la Tabla 2.3.

La vigilancia de la calidad del agua residual se lleva a cabo generalmente mediante diversos parámetros globales de contaminación, tales como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la materia en suspensión (MES) y la demanda química de oxígeno (DQO), parámetros todos ellos de interés en la lucha contra la contaminación del agua. Sin embargo, los parámetros de calidad del agua que mayor importancia tienen cuando se trata de utilizarla para riego agrícola o de jardinería son aquellos elementos y componentes químicos que afectan al crecimiento de las plantas o a la permeabilidad del suelo.

Tabla 2.1 Componentes de interés en el tratamiento de agua residual y en el riego con agua residual regenerada.

Componente	Parámetro de calidad	Razones de interés
Materia en suspensión	Materia en suspensión, incluyendo la porción volátil y la inorgánica	La materia en suspensión puede dar lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar en un medio acuático. Una cantidad excesiva de materia en suspensión puede obstruir el sistema de riego
Materia orgánica biodegradable	Demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno	Estas sustancias están compuestas principalmente por proteínas, carbohidratos y grasas. Una vez vertidas en el medio ambiente, su descomposición biológica puede dar lugar al agotamiento del oxígeno disuelto en las aguas receptoras y a la aparición de condiciones anaerobias
Patógenos	Organismos indicadores, coliformes totales y coliformes fecales	Los organismos patógenos presentes en un agua residual, tales como las bacterias, los virus y los parásitos, pueden producir numerosas enfermedades transmisibles, tal como las que se analizan en el Capítulo 10
Elementos nutritivos	Nitrógeno, fósforo, potasio	El nitrógeno, el fósforo y el potasio son elementos nutritivos esenciales para el crecimiento de las plantas, y su presencia en el agua aumenta su valor para riego. Cuando se vierte nitrógeno o fósforo en el medio acuático, puede producirse el desarrollo de formas de vida acuática indeseables. Cuando se vierten cantidades excesivas de estos elementos en el terreno, el nitrógeno puede llegar a contaminar las aguas subterráneas, tal como se indica en el Capítulo 12
Substancias orgánicas estables o refractarias al proceso de tratamiento	Compuestos específicos, tales como fenoles, pesticidas e hidrocarburos clorados	Estas sustancias orgánicas ofrecen gran resistencia a los métodos convencionales de tratamiento de agua residual. Algunos de ellas son tóxicas en el medio ambiente y su presencia puede limitar la idoneidad de las aguas residuales para el riego, como se analiza en el Capítulo 15
Actividad del ión hidronio	pH	El pH del agua residual afecta la solubilidad de los metales así como la alcalinidad del suelo. El intervalo normal para el pH de un agua residual municipal se sitúa entre 6,5 y 8,5, aunque la presencia de agua residual industrial puede modificar el pH de forma significativa
Metales pesados	Elementos conocidos, tales como Cd, Zn, Ni y Hg	Algunos metales pesados se acumulan en el medio ambiente y son tóxicos para los animales y las plantas. Su presencia en el agua residual puede limitar su idoneidad para el riego, tal como se analiza en el Capítulo 13

(Continúa en la página siguiente)

Tabla 2.1 (Continuación) Componentes de interés en el tratamiento de agua residual y en el riego con agua residual regenerada.

Componente	Parámetro de calidad	Razones de interés
Substancias inorgánicas disueltas	Materia disuelta total, conductividad eléctrica, elementos concretos como Na, Ca, Mg, Cl y B	Un grado excesivo de salinidad puede perjudicar ciertos cultivos. Determinados iones como los cloruros, el sodio y el boro son tóxicos para ciertas plantas. El sodio puede causar problemas de permeabilidad en los suelos. Véanse los Capítulos 3 y 7
Cloro residual	Cloro libre y cloro combinado	Una concentración excesiva de cloro libre, superior a 0,05 mg/l Cl <sub>2</sub> , puede provocar quemaduras en las puntas de las hojas y dañar algunas especies de plantas sensibles. No obstante, la mayor parte del cloro presente en un agua residual es cloro combinado, que no perjudica a las plantas. Existe cierta preocupación por los efectos tóxicos derivados de los compuestos organoclorados que puedan llegar a contaminar las aguas subterráneas

En general, este tipo de parámetros no suelen formar parte de los programas de vigilancia de la calidad del agua que efectúan los servicios encargados de la explotación de las plantas de tratamiento de agua residual. Por todo ello, cuando se trata de obtener datos para evaluar o planificar un sistema de riego con agua residual, es necesario con frecuencia efectuar un programa de muestreo y análisis del agua residual que incluya los parámetros de calidad necesarios para valorar la idoneidad del agua para su uso en riego agrícola o de jardinería.

El principal parámetro de calidad que determina la idoneidad de un agua residual para el riego agrícola o de jardinería es el contenido de sustancias inorgánicas o minerales disueltas, tal como se indica en el Capítulo 3. Estas sustancias no experimentan una modificación substancial en la mayoría de los procesos de tratamiento de agua residual; en algunos casos, su concentración puede incluso aumentar debido a la evaporación producida en las lagunas o embalses de almacenamiento.

Es lógico pensar pues que el contenido de sustancias minerales disueltas en los efluentes utilizados para regar será similar al del agua residual sin tratar. El contenido de sustancias minerales disueltas de un agua residual sin tratar viene determinado por el contenido correspondiente del agua de abastecimiento público y por el aumento producido durante la utilización del agua para usos domésticos. Los intervalos típicos del aumento de la concentración de diversas sustancias minerales que cabe esperar aparecen indicados en la Tabla 2.4.

Tabla 2.2 Composición típica de un agua residual municipal bruta.

Componente	Intervalo de concentraciones (a)			Media de los Estados Unidos
	alta	media	baja	
Materia sólida, mg/l	1200	720	350	-
disuelta total (c)	850	500	250	-
inorgánica	525	300	145	-
orgánica	325	200	105	-
en suspensión	350	220	100	192
inorgánica	75	55	20	-
orgánica	275	165	80	-
Sólidos decantables, ml/l	20	10	5	-
DBO <sub>5</sub> a 20 °C, mg/l	400	220	110	181
Carbono orgánico total, mg/l	290	160	80	102
DQO, mg/l	1000	500	250	417
Nitrógeno, mg/l N, total	85	40	20	34
orgánico	35	15	8	13
amoníaco	50	25	12	20
nitritos	0	0	0	-
nitratos	0	0	0	0,6
Fósforo, mg/l P, total	15	8	4	9,4
orgánico	5	3	1	2,6
inorgánico	10	5	3	6,8
Cloruros (c)	100	50	30	-
Alcalinidad, mg/l CaCO <sub>3</sub> (c)	200	100	50	-
Grasa, mg/l	150	100	50	-
Coliformes totales (d), NMP/100 ml (e)	-	-	-	22 10 <sup>6</sup>
Coliformes fecales (d), NMP/100 ml (e)	-	-	-	8 10 <sup>6</sup>
Virus, ufp/100 ml (f,g)	-	-	-	3,6

- a) Según Metcalf & Eddy, Inc. (1979).
- b) Culp-Wesner-Culp (1979).
- c) Estos valores deben sumarse a los correspondientes del agua de abastecimiento público, de acuerdo con la Tabla 2.4.
- d) Geldreich, E.E. (1978).
- e) Número Más Probable/100 ml de muestra de agua.
- f) Berg and Metcalf (1978).
- g) Unidades formadoras de placa.

Cuando se trata de planificar un proyecto de reutilización y, especialmente, cuando se carece de datos reales de la calidad del efluente, el contenido de sustancias minerales de los efluentes tratados puede estimarse a partir de la calidad del agua de abastecimiento público y de los valores indicados en la Tabla 2.4. Sin embargo, en poblaciones con un gran número de ablandadores de agua domésticos o industriales, cabe esperar que el aumento de las concentraciones de sodio y de cloruros sea considerablemente superior, entre 5 y 10 veces mayor que el valor indicado en la Tabla 2.4. El Capítulo 3 contiene un ejemplo del aumento del contenido de sales producido por un ablandador de agua.

Tabla 2.3 Calidad del agua municipal afluente a un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de California.

Parámetro de calidad	Localización geográfica				
	Condado de Los Angeles (a)				Ciudad de Davis (b)
	Joint Plant	Long Beach	Los Coyotes	Pomona	
DBO <sub>5</sub> , mg/l	-	232	319	276	112
Carbono orgánico total, mg/l	-	-	-	-	63,8
MES, mg/l	-	284	331	325	185
Nitrógeno, mg/l N					
total	-	41,6	43,1	34,6	43,4
amoníaco	-	28,7	27,6	20,6	35,6
nitratos	-	-	-	-	0
orgánico	-	12,9	15,5	14,0	7,8
Fósforo total, mg/l P	-	34,6	35,9	28,3	-
pH	-	-	-	-	7,7
Cationes, mg/l					
Ca	78,8	66,0	74,4	63,6	-
Mg	25,6	21,2	19,3	14,4	-
Na	357	230	198	113	-
K	19	19	20	13	-
Aniones, mg/l					
SO <sub>4</sub>	270	257	175	111	-
Cl	397	186	205	123	-
Conductividad, $\mu$ S/cm	2185	-	-	-	2520
Materia disuelta total, mg/l	1404	1125	930	573	-
Sodio soluble, %	70,3	64,5	59,6	51,1	-
Cociente de adsorción de sodio	8,85	6,33	5,26	3,34	-
Boro, mg/l	1,68	0,76	0,95	0,59	-
Alcalinidad total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	322	374	320	268	-
Dureza total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	265	256	270	219	-

- a) County Sanitation District No. 2 of Los Angeles County (1979).  
 b) Smith and Schroeder (1982).

Un agua residual municipal puede contener microorganismos patógenos de origen fecal, tales como bacterias, virus, protozoos y gusanos parásitos. En zonas en las que el vertido de las heces humanas se realiza de forma sanitariamente inadecuada, es frecuente que se registren enfermedades causadas por estos microorganismos, tales como la fiebre tifoidea, la disentería bacilar, la hepatitis y la poliomiéltis. En razón del número relativamente escaso de microorganismos patógenos presentes tanto en el agua como en el agua residual, y de la dificultad práctica para determinarlos, se utilizan las bacterias del grupo coliforme, mucho más numerosas y fáciles de determinar, como indicadores de la presencia de enteropatógenos en el efluente tratado y en el agua regenerada. Las bacterias coliformes se excretan en gran número con las heces humanas y las de otros animales de sangre caliente, alcanzando aproximadamente 50 millones de coliformes por gramo de heces. Un agua residual doméstica sin tratar contiene millones de coliformes por 100 ml, tal como se indica en la Tabla 2.2. Por ello, la presencia de coliformes en un agua se considera como indicación de la posible presencia de microorganismos patógenos, mientras que la ausencia de coliformes se considera como una indicación de que el agua está libre de microorganismos patógenos.

Tabla 2.4 Incremento característico de la concentración de diversas sustancias inorgánicas producido por la utilización del agua para usos domésticos (Metcalf and Eddy, 1979).

Componente	Intervalo de incremento (a) mg/l
<b>Aniones</b>	
Bicarbonatos, $\text{HCO}_3$	50 - 100
Carbonatos, $\text{CO}_3$	0 - 10
Cloruros, Cl	20 - 50 (b)
Fosfatos, $\text{PO}_4$	5 - 15
Sulfatos, $\text{SO}_4$	15 - 30
<b>Cationes</b>	
Amoníaco, $\text{NH}_4$	15 - 40
Calcio, $\text{CaCO}_3$	15 - 40
Magnesio, $\text{CaCO}_3$	15 - 40
Potasio, K	7 - 15
Sodio, Na	40 - 70
<b>Otros componentes</b>	
Aluminio, Al	0,1 - 0,2
Boro, B	0,1 - 0,4
Hierro, Fe	0,2 - 0,4
Manganeso, Mn	0,2 - 0,4
Sílice, $\text{SiO}_2$	2 - 10
Alcalinidad total, mg/l $\text{CaCO}_3$	100 - 150
Materia disuelta total, mg/l	150 - 400

- a) Valores generalmente adoptados a nivel nacional, en los que no se incluyen las aportaciones de vertidos comerciales o industriales.  
 b) No incluyen las aportaciones producidas por ablandadores de agua.

## TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL Y CARACTERÍSTICAS DEL EFLUENTE

El tratamiento de un agua residual municipal consiste en una combinación de procesos y de operaciones de tipo físico, químico y biológico destinados a eliminar el residuo sólido, la materia orgánica, los microorganismos patógenos y, a veces, los elementos nutritivos contenidos en el agua residual. Los términos generales utilizados para designar los diferentes grados de tratamiento son: tratamiento preliminar, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento avanzado, siempre en orden creciente del nivel de tratamiento. Una vez finalizada la última etapa del tratamiento, el efluente suele someterse a una desinfección para eliminar los microorganismos patógenos.

Los procesos y las operaciones concretos normalmente utilizados en las diversas fases del tratamiento de un agua residual se describen en esta sección. La Figura 2.1 muestra un diagrama de flujo general del proceso de tratamiento de agua residual. La calidad del efluente obtenido en cada fase del tratamiento se ilustra utilizando las características de los efluentes obtenidos en una selección de plantas de tratamiento de California. Estos valores y, especialmente, los relativos a materia disuelta, tienen únicamente un valor ilustrativo y no deben

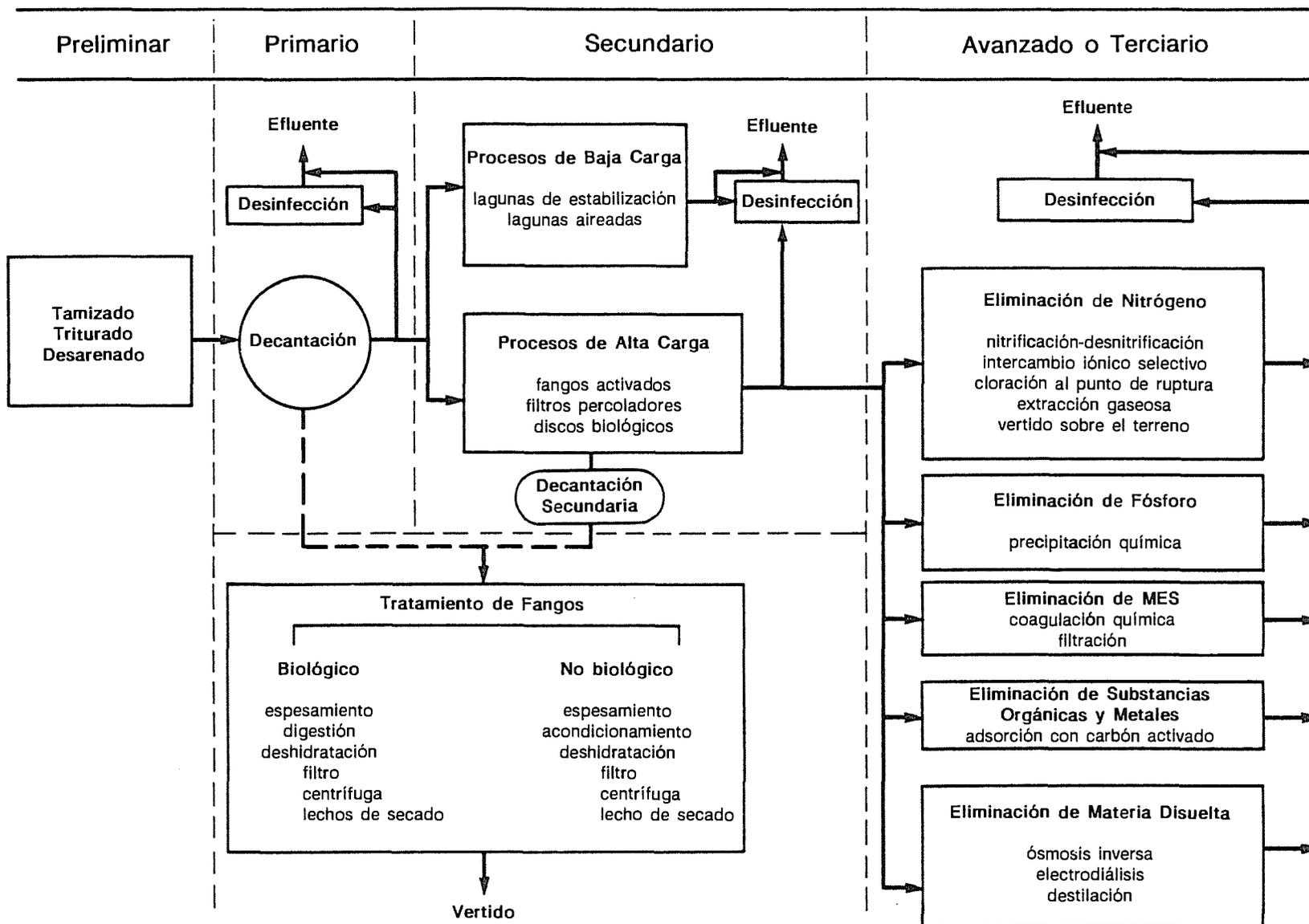


Figura 2.1 Diagrama general del proceso de tratamiento de agua residual.

por tanto considerarse como valores típicos durante la planificación y el diseño de las instalaciones, en sustitución de los datos específicos correspondientes al agua residual de que se trate en cada caso. Como se ha sugerido anteriormente, cuando no se disponga de información suficiente para evaluar la idoneidad de una agua regenerada para regar es necesario llevar a cabo un programa de muestreo y análisis de la calidad del agua residual que se proyecta utilizar.

### Tratamiento Preliminar

Las operaciones de tratamiento preliminar comprenden: 1) las rejas de desbaste y la dilaceración, como medios de eliminar objetos de gran tamaño y 2) el desarenado mediante sedimentación. La velocidad del agua a través del desarenador se mantiene lo suficientemente elevada como para evitar la decantación de la materia orgánica. En gran número de pequeñas plantas de tratamiento de agua residual, el desarenado no se considera como una fase del proceso de tratamiento preliminar.

### Tratamiento Primario

Los objetivos del tratamiento primario son: 1) eliminar la materia decantable orgánica e inorgánica, mediante decantación y 2) eliminar la materia flotante y las espumas, mediante barrido superficial. La decantación primaria permite eliminar aproximadamente entre un 25 y un 50% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) del afluente, entre un 50 y un 70% de su materia en suspensión (MES) y un 65% del aceite y grasa que aquel contiene. Aunque la decantación primaria permite eliminar así mismo una parte del nitrógeno orgánico, del fósforo orgánico y de los metales pesados contenidos en el afluente, este nivel de tratamiento no afecta ni a la materia coloidal ni a la materia disuelta. Al efluente de una instalación de tratamiento primario se le designa como efluente primario. La Tabla 2.5 muestra la calidad del efluente primario de un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de California.

En California, el nivel mínimo de tratamiento previo exigido para el riego con agua residual es el tratamiento primario. Se considera que un tratamiento primario es suficiente cuando se trata de utilizar el agua residual para regar cultivos que no han de estar destinados al consumo humano, tales como los indicados en la Tabla 10.3. Este grado de tratamiento puede ser así mismo suficiente cuando se trata de regar árboles frutales, viñedos y algunos cultivos destinados a la producción de alimentos elaborados.

No obstante, para evitar las posibles molestias que puedan ocasionar las lagunas de almacenamiento o de regulación de caudales, los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación del Agua (CRWQCB) de California exigen normalmente algún tipo de tratamiento secundario, incluso cuando se trata de cultivos no destinados al consumo directo. Otra posibilidad es utilizar al menos una parte del efluente primario para regar, si se dispone de un sistema de regulación de caudales en paralelo (*off-line storage*). El concepto de regulación de caudales en paralelo se analiza en el Capítulo 8.

Tabla 2.5 Calidad del efluente primario obtenido en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de agua residual de California.

Parámetro de calidad	Joint Plant (a)	Arroyo Grande (b)	Santa Bárbara (b)	Ventura Seaside (b)	EBMUD (no.1) (b)	Ciudad de Davis (c)
DBO <sub>5</sub> , mg/l	204	123	110	162	216	72,5
Carbono orgánico total, mg/l	-	-	-	-	-	40,6
MES, mg/l	219	-	-	-	102	71,6
Nitrógeno, mg/l N						
total	-	51	21	35	41,7	34,7
amoníaco	39,5	41	16	25	11,6	26,2
nitratos	-	0	0	0	1,4	0
orgánico	14,9	-	-	-	-	8,5
Fósforo total, mg/l P	11,2	12	14	10	7,5	-
pH	-	-	7,7	7,6	6,8	7,5
Cationes, mg/l						
Ca	-	11,9	134	102	31	-
Mg	-	3,4	42	46	14	-
Na	359	330	460	320	209	-
K	19	13	24	18	33	-
Aniones, mg/l						
SO <sub>4</sub>	276	70	222	289	133	-
Cl	396	582	657	395	264	-
Conductividad, $\mu$ S/cm	-	2300	2850	-	-	2340
Materia disuelta total, mg/l	1406	1344	1898	1440	935	-
Tasa de adsorción de sodio	6,8	8,9	6,6	7,8	7,9	-
Boro, mg/l B	1,5	0,6	0,95	1,0	-	-
Alcalinidad total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	332	1040	735	-	131	-

- a) County Sanitation District No. 2 of Los Angeles County (1979).  
b) Pound and Crites (1973).  
c) Smith and Schroeder (1982).

Los tanques de sedimentación o decantadores primarios pueden ser circulares o rectangulares, siendo su profundidad normal de 3,0 y 4,5 m. El tiempo de permanencia hidráulica oscila entre 2 y 3 horas. La materia sólida decantada, denominada fango primario, se extrae del fondo del decantador mediante un sistema de rasquetas de fondo que empujan el fango hacia una tolva central, desde donde es impulsado hacia las instalaciones de tratamiento de fango. La espuma se elimina mediante un barrido superficial del tanque y se evacúa mediante chorros de agua o medios mecánicos a través de un extractor o tolva de espumas. Las espumas así obtenidas se envían también hacia las instalaciones de tratamiento de fangos.

El proceso biológico generalmente utilizado para tratar los fangos primario es la digestión anaerobia. Durante este proceso de digestión, las bacterias metabolizan la materia orgánica del fango, con la consiguiente reducción del volumen de materia residual que será necesario transportar a vertedero, a la vez que la hacen más estable, o imputrescible, y mejoran las características de deshidratación del fango digerido residual. La digestión se realiza en tanques cubiertos, denominados digestores anaerobios, cuya profundidad oscila normalmente entre 7,5 y 14 m. El tiempo de permanencia del fango en el digestor puede variar entre un mínimo de 10 días, para un reactor de alta carga provisto

de un buen sistema de agitación y calefacción, hasta un máximo aproximado igual o superior a 60 días, en el caso de digestores de carga convencional. El gas producido durante la digestión contiene entre un 60 y un 65% de metano, por lo que puede recuperarse como fuente de energía.

## **Tratamiento Secundario**

El tratamiento secundario es el nivel de tratamiento previo exigido cuando existe un riesgo moderado de que el público pueda entrar en contacto con el agua residual, tal como se indica en la Tabla 10.5. En general, el tratamiento secundario se efectúa a continuación del tratamiento primario y consiste en la eliminación de la materia orgánica biodegradable, tanto disuelta como coloidal, mediante un proceso biológico aerobio. Este tratamiento biológico aerobio lo llevan a cabo diversos microorganismos aerobios, principalmente bacterias que, en presencia de oxígeno, metabolizan la materia orgánica contenida en el agua residual, dando lugar a un mayor número de microorganismos y a una serie de subproductos inorgánicos, principalmente dióxido de carbono, amoníaco y agua.

Son varios los procesos biológicos aerobios que se utilizan como tratamiento secundario. Los procesos difieren entre sí principalmente en el modo de suministrar el oxígeno que necesitan los microorganismos y en la velocidad a la que los microorganismos metabolizan la materia orgánica. En el análisis que se realiza a continuación, se han dividido los procesos de tratamiento biológico de agua residual en dos grandes grupos: procesos de alta carga y procesos de baja carga.

### **Procesos biológicos de alta carga**

Los procesos biológicos de alta carga se caracterizan por el volumen relativamente reducido de sus tanques y por la concentración tan elevada de microorganismos presentes en éstos, en comparación con los procesos de baja carga. Estas características, junto con el adecuado control de las condiciones ambientales, hacen que la velocidad de crecimiento de los microorganismos en los sistemas de alta carga sea mucho mayor que en los sistemas de baja carga.

Para completar el tratamiento, los microorganismos han de separarse del agua residual tratada, con objeto de obtener un efluente secundario desprovisto de materia en suspensión. Los tanques de sedimentación utilizados en los procesos de tratamiento secundario, denominados generalmente decantadores secundarios, funcionan básicamente de modo similar a los decantadores primarios analizados en párrafos anteriores. La materia biológica obtenida durante la decantación secundaria, denominada fangos biológicos o fangos secundarios, se mezclan generalmente con los fangos primarios antes de introducirlos en las instalaciones de tratamiento de fangos.

Entre los procesos de alta carga más comunes hay que indicar los procesos de fangos activados, los filtros percoladores o biofiltros y los soportes biológicos rotativos. La combinación en serie de dos de estos procesos, tal como un filtro percolador seguido de un fango activado, se utiliza a veces para tratar

un agua residual municipal con una elevada concentración de materia orgánica procedente de vertidos industriales.

El reactor del **proceso de fangos activados** consiste en un tanque o balsa de aireación, en el que los microorganismos se encuentran en suspensión en el agua residual. El contenido del tanque de aireación se mezcla enérgicamente mediante diversos dispositivos de aireación, que a la vez suministran el oxígeno requerido por el cultivo biológico en suspensión. Los dispositivos de aireación generalmente utilizados son: 1) los difusores sumergidos, mediante los que se introduce aire comprimido y 2) los aireadores mecánicos de superficie, que introducen aire por agitación de la superficie del líquido.

El tiempo de permanencia hidráulica en el tanque de aireación oscila entre 3 y 8 horas. Una vez terminada la fase de aireación, los microorganismos son separados del agua mediante decantación. El líquido así obtenido se denomina efluente secundario. Una porción del fango biológico se recicla al tanque de aireación. El resto debe evacuarse del proceso y enviarse a las instalaciones de tratamiento de fangos, con objeto de mantener una concentración de microorganismos relativamente constante en el sistema. El proceso de fangos activados comprende diversas alternativas técnicas utilizadas en la práctica, tales como la aireación prolongada, aunque el principio de funcionamiento de todas ellas es similar.

Un **filtro percolador o biofiltro** consiste en un tanque o una torre llena de un material de soporte tales como piedras, piezas de plástico o tablas de madera. El agua residual se vierte sobre estos materiales de forma intermitente, o incluso de forma continua. Los microorganismos quedan adheridos al material de relleno, dando lugar a una película biológica. La materia orgánica del agua residual penetra por difusión en esta película, donde es metabolizada. El oxígeno requerido por esta película biológica se suministra normalmente mediante el flujo natural de aire que se establece a través del material de relleno, bien en sentido ascendente o descendente, dependiendo de la temperatura relativa del agua residual y del aire circundante. El suministro de aire puede hacerse también mediante circulación forzada con soplantes.

A medida que los microorganismos se desarrollan, el espesor de la película biológica aumenta. Periódicamente, porciones de esta película biológica se separan del material de soporte y son arrastrados por el efluente del filtro. Estos trozos de película biológica se separan del efluente líquido mediante un decantador secundario, desde donde se les impulsa a las instalaciones de tratamiento de fangos. El efluente obtenido del decantador secundario, una vez desprovisto de la materia en suspensión, se denomina efluente secundario. Normalmente, una porción de este efluente se recircula al biofiltro para mejorar la distribución hidráulica del agua residual sobre el filtro.

Los **soportes biológicos rotativos (SBR)** son similares a los biofiltros, en cuanto que los microorganismos permanecen adheridos al material de soporte. En el caso de un SBR, el medio de soporte suele ser unos discos rotativos que permanecen parcialmente sumergidos en el flujo de agua residual. El oxígeno

necesario para la respiración de la película biológica lo suministra el aire circundante durante el período en que la película está fuera del agua. La agitación producida por la rotación de los discos aporta también una parte del oxígeno requerido por la película biológica. Los trozos de película que se desprenden de los discos se eliminan de forma similar a la indicada en el caso de los biofiltros.

Los procesos biológicos de alta carga, combinados con una decantación primaria, eliminan normalmente entre un 85 y un 95% de la DBO y de la MES contenidas inicialmente en el agua residual, así como la mayor parte de los metales pesados. En general, la calidad del efluente obtenido mediante unos fangos activados es ligeramente superior a la producida por un biofiltro o unos soportes biológicos rotativos, expresada en términos de esos mismos parámetros de calidad.

Cuando a continuación de estos procesos se realiza la desinfección del efluente, es posible obtener una reducción substancial aunque incompleta de las bacterias y los virus contenidos en el mismo. No obstante, los procesos biológicos de alta carga no son capaces de eliminar más que pequeñas proporciones del fósforo, nitrógeno, materia orgánica no biodegradable y sustancias minerales disueltos en el agua residual. La Tabla 2.6 muestra la calidad del efluente secundario obtenida en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de California.

### **Procesos biológicos de baja carga**

Los procesos biológicos de baja carga consisten esencialmente en grandes embalses de agua, generalmente lagunas con diques de tierra, en las que los microorganismos realizan el tratamiento del agua residual. Tanto la concentración de microorganismos en los embalses como su velocidad de crecimiento son inferiores a las registradas en los sistemas biológicos de alta carga; por otra parte, los procesos de baja carga no suelen disponer de dispositivos para separar los microorganismos, de una parte, y el agua, de otra. Entre los procesos biológicos de baja carga normalmente utilizados cabe destacar las lagunas aireadas y las lagunas de estabilización.

**Las lagunas aireadas** se caracterizan por tener un tiempo de permanencia hidráulica que oscila entre 7 y 20 días, y una profundidad del agua igual o superior a 2,4 m. En general, el oxígeno necesario para efectuar el tratamiento lo suministran aireadores mecánicos superficiales que agitan el agua; no obstante, el aporte de oxígeno se ha realizado en algunos casos mediante dispositivos sumergidos que suministran aire por difusión. Normalmente, la única parte del líquido que se mezcla es la situada en la capa superficial de la laguna, lo que permite el desarrollo de una zona anaerobia en su fondo. La materia orgánica decantada en el fondo de la laguna es mineralizada por las bacterias anaerobias.

**Las lagunas de estabilización**, también denominadas lagunas de oxidación, utilizan las algas como fuente de oxígeno para el proceso de tratamiento. El contenido de la laguna se mezcla únicamente por efecto de la acción del viento y de las corrientes térmicas. El tiempo de permanencia

hidráulica de estas lagunas oscila entre 20 y 30 días, pudiendo llegar a valores muy superiores a éstos; la profundidad normal oscila entre 1,8 y 2,4 m. Solamente la capa superior, de 0,9 a 1,2 m, permanece aerobia.

Tabla 2.6 Calidad del efluente secundario obtenido en procesos biológicos de alta carga en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de agua residual de California.

Parámetro de calidad	F. percolador		Fangos activados	
	Chino Basin MWD (no. 1) (a)	Chino Basin MWD (no. 2) (a)	Santa Rosa Laguna (b)	Montecito Sanitary Dist. (c)
DBO <sub>5</sub> , mg/l	21	8	-	11
DQO, mg/l	-	-	27	-
MES, mg/l	18	26	-	13
Nitrógeno, mg/l N				
amoníaco	25	11	10	1,4
nitrato	0,7	19	8	5
orgánico	-	-	1,7	-
Fósforo, mg/l P				
total	-	-	12,5	6
ortofosfato	-	-	3,4	-
pH	-	-	-	7,6
Cationes, mg/l				
Ca	43	55	41	82
Mg	12	18	18	33
Na	83	102	94	-
K	17	20	11	-
Aniones, mg/l				
HCO <sub>3</sub>	293	192	165	-
SO <sub>4</sub>	85	143	66	192
Cl	81	90	121	245
Conductividad, $\mu$ S/cm	-	-	-	1390
Materia disuelta total, mg/l	476	591	484	940
Tasa de adsorción de sodio	2,9	3,1	3,9	3,7
Boro, mg/l B	0,7	0,6	0,6	0,7
Alcalinidad total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	-	-	-	226
Dureza total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	156	200	175	365

- a) Metcalf and Eddy (1981).  
 b) Koretsky King y cols., (1980).  
 c) CH2M-Hill (1980).

Los procesos biológicos de baja carga son más económicos y requieren menor grado de control que los procesos de alta carga; sin embargo, como en la mayor parte de los casos no se efectúa la separación de la materia en suspensión del agua tratada, la calidad del efluente obtenido con estos procesos es considerablemente inferior a la obtenida con los procesos de alta carga, especialmente con respecto a las algas en suspensión arrastradas por el efluente. Por lo tanto, los procesos de baja carga no se utilizan generalmente como tratamiento previo cuando es necesario efectuar un tratamiento avanzado en conjunción con un tratamiento secundario, o cuando se necesita alcanzar el mayor grado de desinfección posible tras un tratamiento secundario.

Sin embargo, los procesos biológicos de baja carga proporcionan un grado de tratamiento previo suficiente para todos los demás tipos de riego en que se necesita un tratamiento secundario y permiten eliminar las molestias ocasionadas por los embalses de almacenamiento. La Tabla 10.3 permite determinar el nivel de tratamiento exigido en California para diversos tipos concretos de riego. Las lagunas de estabilización proporcionan así mismo una considerable reducción de nitrógeno, dependiendo de la temperatura y del tiempo de permanencia hidráulica. La Tabla 2.7 muestra la calidad del efluente obtenido en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento biológico de baja carga en California.

Tabla 2.7 Calidad del efluente secundario obtenido mediante procesos biológicos de baja carga en un grupo seleccionado de lagunas aireadas y lagunas de estabilización de California.

Parámetro de calidad	Santa Rosa West College (a)	Napa Sanitation District (b)	American Canyon County Sanitation District (b)	Ciudad de Davis (c)
DBO <sub>5</sub> , mg/l	-	39	45	12,2
DQO, mg/l	74	-	-	-
Carbono orgánico total, mg/l	-	-	-	19,8
MES, mg/l	-	160	120	62(d)/121(e)
Nitrógeno, mg/l N				
total	-	14,4	18,3	13
amoníaco	11	1,5	6,1	8
nitrato	0,7	2,2	1,2	1,2
orgánico	2,8	10,7	11	5,0
Fósforo, mg/l P				
total	17	5,5	8,6	-
ortofosfato	4,3	-	-	-
pH	-	7,7	7,5	-
Aceite y grasa, mg/l	-	9,0	7,0	-
Cationes, mg/l				
Ca	49	37	32	-
Mg	16	46	37	-
Na	90	410	100	-
K	10	27	20	-
Aniones, mg/l				
HCO <sub>3</sub>	233	295	327	-
SO <sub>4</sub>	54	66	33	-
Cl	100	526	80	-
Conductividad, $\mu$ S/cm	-	2390	922	-
Materia disuelta total, mg/l	467	1295	510	-
Sodio soluble, %	3,4	74	46	-
Tasa de adsorción de sodio	14	-	-	-
Boro, mg/l	0,5	1,2	1,3	-
Alcalinidad total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	-	242	268	-
Dureza total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	184	281	32	-

- a) Koretsky King y cols. (1980).
- b) Brown and Caldwell (1979).
- c) Smith and Schroeder (1982).
- d) Invierno.
- e) Verano.

## **Tratamiento Avanzado**

El tratamiento avanzado se utiliza cuando se desea eliminar alguno de los componentes del agua residual que no es posible eliminar mediante el tratamiento secundario. Como indica la Figura 2.1, cuando se desea obtener un agua residual desprovista de componentes como el nitrógeno, el fósforo, la materia en suspensión no eliminada por decantación, la materia orgánica no biodegradable, los metales pesados o la materia disuelta, es necesario utilizar procesos de tratamiento específicos.

Como el tratamiento avanzado suele realizarse a continuación de un tratamiento secundario de alta carga, es frecuente designarlo también con el nombre de tratamiento terciario. No obstante, los tratamientos avanzados suelen combinarse con un tratamiento primario o secundario, como ocurre cuando se añaden reactivos químicos en los decantadores primarios o en el tanque de aireación para eliminar fósforo, o utilizarse en lugar de un tratamiento secundario, como ocurre durante el tratamiento en el terreno de un efluente primario.

En cuanto a tratamientos previos del agua de riego se refiere, el Departamento de Servicios Sanitarios de California (1978) exige un tratamiento avanzado para el riego por aspersión de cultivos comestibles y el riego de jardinería en parques, campos de deporte escolares y patios de recreo, tal como se indica en la Tabla 10.3. En casos como éstos, en los que existe una gran probabilidad de que el público pueda entrar en contacto con el agua regenerada o con restos de alguno de sus componentes, el objetivo de los criterios de selección del proceso de tratamiento es reducir al mínimo la probabilidad de que las personas entren en contacto con virus entéricos.

En general, se considera que la materia coloidal y en suspensión presente en un agua inhibe la desinfección efectiva de los virus. Por lo tanto, esta materia debe eliminarse mediante un tratamiento avanzado, antes de proceder a la desinfección del efluente. La secuencia de procesos de tratamiento especificada en estos criterios es la siguiente: un tratamiento secundario seguido de coagulación química, sedimentación, filtración y desinfección hasta alcanzar una concentración en NMP de 2,2 coliformes por 100 ml. Se considera que este nivel de tratamiento permite obtener un efluente desprovisto de virus. La Tabla 2.8 muestra la calidad del efluente obtenido en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento avanzado de agua residual en California.

## **Desinfección**

El proceso de desinfección consiste normalmente en la inyección de una disolución de cloro al inicio del canal de cloración. La dosis de cloro depende entre otros factores del contenido microbiano del agua residual, aunque su valor oscila normalmente entre 5 y 10 mg/l. El ozono puede utilizarse también como desinfectante, aunque su uso no está muy extendido en los Estados Unidos.

El tanque de cloración tiene normalmente la forma de un canal rectangular provisto de deflectores que impiden los cortocircuitos del agua y está diseñado

en todos los casos de modo que el tiempo de contacto del agua con el cloro sea al menos de 15 minutos. No obstante, además de la exigencia de efectuar un tratamiento avanzado del agua residual, es posible encontrar canales de cloración con un tiempo de contacto de 2 horas para determinados proyectos de riego con agua regenerada (Departamento de Servicios Sanitarios, 1978). Los efectos característicos del cloro y de otros desinfectantes son función del pH, del tiempo de contacto y de la temperatura del agua.

Tabla 2.8 Calidad del efluente obtenido en un grupo seleccionado de plantas de tratamiento avanzado de agua residual de California (a).

Parámetro de calidad	Long Beach (b)	Los Coyotes (b)	Pomona (b)	Dublín San Ramón (c)	Livermore (b)	Simi Valley (d)
DBO <sub>5</sub> , mg/l	5	9	4	2	3	4
MES, mg/l	-	5	-	1	-	-
Nitrógeno, mg/l N total	-	-	-	-	-	19
amoníaco	3,3	13,6	11,4	0,1	1,0	16,6
nitrato	15,4	1,1	3,0	19,0	21,3	0,4
orgánico	2,2	2,5	1,3	0,2	2,6	2,3
Fósforo, mg/l P ortofosfato	30,8	23,9	21,7	28,5	16,5	-
pH	-	-	-	6,8	7,1	-
Aceites y grasas, mg/l	-	-	-	-	-	3,1
Coliformes totales, NMP/100 ml	-	-	-	2	4	-
Cationes, mg/l						
Ca	54	65	58	-	-	-
Mg	17	18	14	-	-	-
Na	186	177	109	168	178	-
K	16	18	12	-	-	-
Aniones, mg/l						
SO <sub>4</sub>	212	181	123	-	-	202
Cl	155	184	105	147	178	110
Conductividad, $\mu$ S/cm	1352	1438	1018	1270	1250	-
Materia disuelta total, mg/l	867	827	570	-	-	585
Sodio soluble, %	63,2	59,2	51,7	-	-	-
Tasa de adsorción de sodio	5,53	4,94	3,37	4,6	5,7	-
Boro, mg/l	0,95	0,95	0,66	-	1,33	0,6
Alcalinidad total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	-	256	197	150	-	-
Dureza total, mg/l CaCO <sub>3</sub>	212	242	206	254	184	-

- a) En estas plantas, el tratamiento avanzado se sitúa a continuación de un tratamiento secundario de alta carga, e incluye la adición de las correspondientes dosis de coagulantes químicos, alúmina y polímeros, seguida de una filtración con arena o carbón activado.
- b) County Sanitation District No. 2 of Los Angeles County (1979).
- c) CH2M-Hill (1981).
- d) Engineering-Science (1980).

Como se ha mencionado anteriormente, la eficacia de la desinfección se mide en términos de la concentración de organismos indicadores, tanto de

coliformes totales como de coliformes fecales, presente en el efluente a la salida del tanque de cloración. Esta concentración se expresa en términos del número más probable (NMP) de organismos presentes en una muestra de 100 ml de agua, es decir NMP/100 ml. La Tabla 10.5 muestra el grado de desinfección exigido para el tratamiento previo correspondiente a los diferentes tipos de riego.

### **Almacenamiento del Efluente**

Aunque el almacenamiento del efluente no está considerado como un componente del proceso de tratamiento, una instalación de almacenamiento constituye en la mayoría de los casos un eslabón esencial entre la planta de tratamiento y el sistema de riego. Las razones que justifican la existencia de un depósito de almacenamiento son las siguientes (State of California, 1981):

1. Regular las variaciones diarias del caudal efluente de la planta de tratamiento y almacenar los caudales excedentes obtenidos cuando el caudal medio de agua residual sobrepasa la demanda para riego; esta previsión incluye así mismo el almacenamiento invernal.
2. Satisfacer los excesos de caudal que representan las puntas de demanda para riego respecto al caudal medio de agua residual.
3. Minimizar las interrupciones en la explotación tanto de la planta de tratamiento como del sistema de riego. El almacenamiento permite evitar la posibilidad de que un agua regenerada de calidad insatisfactoria pueda entrar en el sistema de riego, a la vez que proporciona el tiempo adicional necesario para resolver los problemas temporales que la calidad del agua pueda experimentar.
4. Proporcionar un tratamiento adicional del agua residual. El almacenamiento contribuye a reducir la demanda de oxígeno, la materia en suspensión, el nitrógeno y los microorganismos presentes en el efluente de la planta de tratamiento.

### **FIABILIDAD DEL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL**

Los Criterios de Regeneración de Agua Residual establecidos por el Departamento de Servicios Sanitarios de California (1978) contienen las exigencias necesarias, tanto relativas al proyecto como a la explotación, para asegurar la fiabilidad del tratamiento. Entre los aspectos especificados en relación con la fiabilidad cabe destacar los sistemas de alarma, las fuentes de energía de emergencia, la duplicidad de los procesos de tratamiento, la capacidad de almacenamiento de emergencia o la posibilidad de vertido de agua residual con inadecuado tratamiento, los dispositivos de vigilancia de la calidad y los dispositivos automáticos de control de los procesos.

Desde el punto de vista sanitario, las disposiciones destinadas a asegurar una desinfección adecuada y fiable constituyen los aspectos más esenciales del proceso de tratamiento del agua residual. En los casos en que se exige una desinfección, es necesario incorporar diversos dispositivos de seguridad, de modo que pueda asegurarse una dosificación ininterrumpida de cloro; los Criterios de Regeneración de Agua Residual (Departamento de Servicios Sanitarios de California, 1978) especifican detalladamente estos dispositivos de seguridad. Diversos informes han puesto claramente de manifiesto que una explotación y un mantenimiento correctos y continuados de las instalaciones de tratamiento de agua residual deben constituir la primera prioridad en cualquier proyecto de regeneración y reutilización de agua residual.

## REFERENCIAS

- Berg, G. y T. G. Metcalf (1978). Indicators of viruses in waters. pág. 268. En G. Berg (Ed.) *Indicators of Viruses in Water and Food*. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.
- Brown and Caldwell (1979). *Napa-American Canyon Wastewater Reuse Program*. Facilities Planning, Napa-American Canyon Wastewater Treatment Agency.
- Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California (1978). *Wastewater Reclamation Criteria*. California Administrative Code, Title 22, Division 4. California Department of Health Services, Berkeley, California.
- CH2M-Hill (1980). *Facilities Plan for Santa Barbara Regional Water Reclamation Study*. Santa Barbara Water Reclamation Agency, Santa Barbara, California.
- CH2M-Hill (1981). *Final Facilities Plan for Livermore-Pleasanton Water Reclamation Study*. Livermore-Pleasanton Water Reclamation Agency, California.
- County Sanitation District No. 2 of Los Angeles County (1979). *Orange and Los Angeles Counties Water Reuse Study*. Subtask 2.6, Supply Characteristics. Los Angeles, California.
- Culp-Wesner-Culp (1979). *Water Reuse and Recycling. Vol. 2: Evaluation of Treatment Technology*. U.S. Department of the Interior, Office of Water Research and Technology, Washington, D.C.
- Engineering-Science (1980). *Facilities Plan for Wastewater Reclamation in Simi Valley*. Simi Valley County Sanitation District.
- Geldreich, E.E. (1978). Bacterial populations and indicators concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. En G. Berg (Ed.) *Indicators of Viruses in Water and Food*, pág. 66. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.
- Koretsky King-Lee, Strangio & Associates (1980). *Sonoma County Wastewater Reclamation Project*. Volume II. Sonoma County Board of Supervisors. Sonoma, California.
- Metcalf & Eddy (1979). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Book Co., New York, N.Y.
- Metcalf & Eddy - L.D. King (1981). *Chino Basin Water Reclamation Study*, final project report. Chino Basin Water Conservation District, California.
- Pound, C.E. y R.W. Crites (1973). Characteristics of municipal effluents. En *Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land*; proceedings of a

conference, pág. 449-61. National Association of State Universities and Land-Grant Colleges, Washinton, D.C.

Smith, R.G. y E.D. Schroeder (1982). *Demonstration of the Overland Flow Process for the Treatment of Municipal Wastewater -- Phase II Field Studies*. Report to California State Water Resources Control Board, Sacramento, California.

State of California (1981). *Evaluation of Agricultural Irrigation Projects Using Reclaimed Water*. Preparado por Boyle Engineering Corporation, Office of Water Recycling, State Water Resources Control Board, Sacramento, California.



# CAPÍTULO 3

---

## CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA DE RIEGO

Dennis W. Westcot y Robert S. Ayers

### INTRODUCCIÓN

La calidad del agua residual municipal tratada depende en gran parte de la calidad del agua de abastecimiento público, del tipo de residuos que a ésta se le añaden durante su uso y del grado de tratamiento que recibe el agua residual. En general, si el agua de abastecimiento utilizada por un municipio es de calidad aceptable para el riego, el agua residual municipal tratada también lo será, aunque su calidad se habrá deteriorado ligeramente. En California, son pocos los casos en que la calidad del agua municipal tratada es tan deficiente como para imposibilitar su uso para riego agrícola o de jardinería. Los casos más problemáticos se presentan en zonas en que las redes de alcantarillado tienen infiltraciones de aguas subterráneas salobres, o en aquellas en que a la red de alcantarillado urbano se vierten aguas residuales que contienen contaminantes inaceptables.

Las impurezas presentes en un agua residual hacen que la calidad del agua debe examinarse cuidadosamente, a fin de evaluar los efectos que puedan producirse a largo plazo, tanto sobre el suelo como sobre las plantas, debido a las sales, los elementos nutritivos y los microelementos presentes de forma natural o añadidos al agua durante su uso y su tratamiento. Estos efectos son generalmente controlables si se conocen adecuadamente los problemas asociados con dichas impurezas y se adoptan las medidas preventivas necesarias.

Este capítulo describe la metodología utilizada para evaluar la calidad del agua residual tratada con vistas a su utilización en el riego de plantas. Por esta razón, no se considera la evaluación de la calidad del agua desde el punto de vista de la protección de la salud pública, las aguas subterráneas o el medio ambiente. Otros capítulos de este Manual analizan las formas de gestión de la calidad del agua desde esos puntos de vista. A este respecto, el Capítulo 7

analiza las técnicas de lucha contra la salinidad y la sodicidad, y el Capítulo 13 examina la importancia de los microelementos presentes en el agua residual.

En todo el presente capítulo se supone que el agua residual recibe como mínimo un tratamiento primario y, normalmente, un tratamiento biológico secundario antes de ser reutilizada, así como una desinfección mediante cloro u otro proceso similar, tal como se ha analizado en el Capítulo 2. Por otra parte, las medidas preventivas de carácter sanitario y los aspectos reglamentarios se analizan en los Capítulos 10 y 14, respectivamente.

## **MUESTREO DEL AGUA RESIDUAL**

Hay que resaltar que la fiabilidad de los resultados analíticos no podrá ser nunca superior a la de la muestra enviada al laboratorio para su análisis. La muestra de agua debe ser por lo tanto representativa de las condiciones en que ésta se utiliza para regar. Aunque no existen normas estrictas para determinar ni los puntos de muestreo, ni el horario de muestreo ni el manejo de las muestras, un breve examen de los métodos de muestreo puede ayudar al usuario en su propósito de obtener una muestra representativa.

### **Botellas de Muestreo**

Las botellas utilizadas para el muestreo deben estar limpias. Antes de proceder a la recogida de la muestra, las botellas deben enjuagarse al menos tres veces con el agua que se desea muestrear. Para un análisis químico general es posible utilizar botellas de vidrio o de plástico, aunque es preferible utilizar plástico, ya que ciertos tipos de botellas de vidrio pueden aportar boro a la muestra recogida. Cuando se trata de obtener una muestra para el análisis de microelementos es necesario consultar al laboratorio con respecto a los requisitos que el recipiente de muestreo debe satisfacer.

En general, los análisis de microelementos se realizan en muestras recogidas en recipientes de plástico; una vez recogida la muestra, se añade entre 1 y 2 ml de ácido nítrico concentrado ( $\text{HNO}_3$ ) con objeto de acidificarla y asegurar que los microelementos permanecen en disolución. Cuando se desea determinar el contenido de nitrógeno del agua, es necesario obtener una segunda muestra a la que no debe añadirse ácido nítrico.

### **Observaciones de Campo**

Todas las muestras deben etiquetarse en el punto de muestreo, habiendo de efectuarse la correspondiente inscripción en el libro de anotaciones de campo. También deben anotarse las observaciones realizadas respecto a las condiciones del punto de muestreo, tales como su situación geográfica, la hora, la fecha, el estado del tiempo, el caudal y la temperatura del agua y otros datos de interés.

Antes de efectuar el muestreo, es necesario establecer los métodos analíticos que han de utilizarse y el volumen de muestra necesario, ya que determinados análisis requieren una preparación especial de la muestra o la subdivisión de la muestra en varias submuestras. Determinados análisis pueden necesitar un gran volumen de muestra o una manipulación especial. Así, por ejemplo, las muestras destinadas al análisis de microelementos, tales como el cobre (Cu), requieren la adición de ácido inmediatamente después del muestreo y, por lo tanto, necesitan la obtención de una segunda muestra para la determinación de los bicarbonatos, los carbonatos, el nitrógeno y el pH, a la que no debe añadirse ácido alguno.

### **Seguridad y Manipulación**

La mayor preocupación que la manipulación de agua residual suscita es probablemente la de contraer alguna enfermedad. El muestreo y la manipulación de las muestras de agua residual pueden realizarse con seguridad siempre que se adopten las precauciones adecuadas. El muestreo debe realizarse utilizando guantes de plástico o protección similar. Sin embargo, lo más importante es la adopción de medidas higiénicas preventivas: evitar las salpicaduras de agua residual en las manos, la cara o el cuerpo y lavarse las manos y la cara con jabón una vez terminado el muestreo. Las botellas deben cerrarse concienzudamente y limpiarse exteriormente. Los recipientes deben etiquetarse, indicando siempre y de forma bien visible AGUA RESIDUAL, de modo que el personal de laboratorio pueda fácilmente darse cuenta del tipo de agua que está manejando.

### **Punto de Muestreo**

La muestra debe ser lo más representativa posible del agua regenerada disponible en el punto de reutilización, punto que generalmente coincide con el de vertido. No tiene interés realizar un muestreo para determinar la variación de la calidad del agua a lo largo del día o entre diferentes procesos de la planta de tratamiento de agua residual, debido a que estas fluctuaciones son normalmente pequeñas desde el punto de vista agronómico. Las variaciones mensuales o estacionales pueden tener importancia a la hora de establecer el punto de muestreo o la frecuencia de muestreo. Cuando se utilizan lagunas de pulido o de almacenamiento, las muestras de agua deben obtenerse a la salida de la laguna o, incluso mejor, en el punto de reutilización, ya que el agua experimenta cambios importantes durante su almacenamiento y conducción al punto de uso.

### **Frecuencia del Muestreo**

En California, no existen normativas concretas respecto a la frecuencia de muestreo del agua residual utilizada para regar. Para planificar un sistema de riego, deben obtenerse muestras durante las cuatro estaciones del año. Los muestreos posteriores deben realizarse de modo que sean representativos de: 1) la máxima salinidad, 2) la mínima salinidad, 3) el máximo contenido de nitrógeno y 4) el mínimo contenido de nitrógeno.

Una vez realizado el muestreo inicial, los servicios de la administración exigen normalmente que se realice un muestreo trimestral de los principales cationes y aniones, y al menos un muestreo anual de los microelementos. Cuando la toma de decisiones ha de basarse en una única muestra anual, ésta debe obtenerse de los caudales utilizados para el riego previo a la siembra o del agua de riego utilizada durante la germinación o el período de crecimiento inicial de la planta. Las fases más sensibles del desarrollo de las plantas son precisamente la germinación y el crecimiento inicial.

## **ANÁLISIS DEL AGUA**

La evaluación de la calidad del agua de riego no requiere el grado de precisión analítica propia de un estudio de investigación. El objetivo principal de un análisis de agua para usos agrícolas es obtener una indicación de los posibles problemas a tener en cuenta durante el proceso de toma de decisiones. No obstante, deben utilizarse los métodos más adecuados con respecto al instrumental, presupuesto y número de muestras disponibles, de modo que los resultados sean coherentes y reproducibles dentro de un intervalo de  $\pm 10\%$ .

Existen diversos métodos acreditados para el análisis de un agua en el laboratorio, entre los que cabe señalar: US Salinity Laboratory Memo Report (Rhoades y Clark, 1978), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA-WPCF, 1980), California Soil Testing Procedures (Quick, 1978), and Methods of Analysis of Soils, Plants and Waters (Chapman y Pratt, 1981). Numerosos laboratorios comerciales determinan de forma sistemática los parámetros necesarios para evaluar la calidad de un agua de riego.

La Tabla 3.1 contiene una lista de las determinaciones analíticas necesarias para evaluar la calidad de un agua de riego, así como los símbolos y las unidades utilizadas y el intervalo de concentraciones normalmente observado en dichas aguas. Estos datos son suficientes para evaluar la idoneidad de un agua de riego, así como para estimar la posibilidad de que el agua pueda causar algún problema general tanto al suelo como a las plantas.

El término salinidad que aparece en la Tabla 3.1 representa la cantidad y el tipo de sales disueltas en el agua de riego. Su valor se determina normalmente mediante la conductividad eléctrica del agua ( $CE_a$ ); cuanto más salada es un agua, mayor es su conductividad. Los instrumentos de campo y de laboratorio disponibles son de fácil manejo, lo que hace de este parámetro uno de los más frecuentemente utilizados.

La tasa de adsorción de sodio (TAS) es un parámetro obtenido mediante una fórmula que refleja la posible influencia del ión sodio sobre las propiedades del suelo. El proceso de cálculo aparece descrito en la Tabla 3.1. La Tabla 3.2 presenta un método para ajustar el valor de la TAS, de modo que pueda tenerse en cuenta una estimación más correcta del calcio contenido en el agua retenida en el suelo después de regar. La determinación de la TAS, o de su valor ajustado  $TAS_{aj}$ , es importante cuando se utilizan aguas residuales regeneradas, ya que

éstas suelen tener un valor de la TAS notablemente superior al de las aguas de riego convencionales.

Tabla 3.1 Determinaciones analíticas necesarias para evaluar los problemas más frecuentes que puede producir el agua de riego.

Parámetro de calidad	Símbolo	Unidad	Intervalo usual en agua de riego
<b>1. Salinidad</b>			
Contenido de sales			
Conductividad eléctrica	CEa	$\mu\text{S/cm}$	0 - 3000
	CEa	dS/m	0 - 3
Materia disuelta total	MDT	mg/l	0 - 2000
Cationes y aniones			
Calcio	$\text{Ca}^{2+}$	mg/l	0 - 400
Magnesio	$\text{Mg}^{2+}$	mg/l	0 - 60
Sodio	$\text{Na}^+$	mg/l	0 - 900
Carbonatos	$\text{CO}_3^{2-}$	mg/l	0 - 3
Bicarbonatos	$\text{HCO}_3^-$	mg/l	0 - 600
Cloruros	$\text{Cl}^-$	mg/l	0 - 1100
Sulfatos	$\text{SO}_4^{2-}$	mg/l	0 - 1000
<b>2. Diversos</b>			
Boro	B	mg/l	0 - 2
pH	pH	--	6,5 - 8,5
Tasa de adsorción de sodio	TAS (a,b)	--	0 - 15

a) La tasa de adsorción de sodio se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{TAS} = \frac{\text{Na}}{[(\text{Ca} + \text{Mg})/2]^{1/2}}$$

donde Na, Ca y Mg vienen expresados en meq/l

$$\text{Na (meq/l)} = \frac{\text{Na (mg/l)}}{23} \quad ; \quad \text{Mg (meq/l)} = \frac{\text{Mg (mg/l)}}{12,2}$$

$$\text{Ca (meq/l)} = \frac{\text{Ca (mg/l)}}{20} \quad ; \quad \text{HCO}_3 \text{ (meq/l)} = \frac{\text{HCO}_3 \text{ (mg/l)}}{61}$$

b) En el caso de aguas residuales, puede ser necesario ajustar la TAS a fin de tener en cuenta una estimación más correcta de la concentración de calcio presente en el agua retenida en el suelo después de regar. El valor ajustado de la tasa de adsorción de sodio puede obtenerse mediante el método descrito en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Método de cálculo de la tasa ajustada de adsorción de sodio, TASaj. (a, b, c)

La tasa ajustada de adsorción de sodio correspondiente a la superficie del suelo puede obtenerse mediante la siguiente expresión:

$$TASaj = \frac{Na}{[(Cax + Mg)/2]^{1/2}}$$

donde las concentraciones de Na y Mg, expresadas en meq/l, se obtienen del análisis del agua, y la concentración de Cax, en meq/l, se deduce de la tabla que aparece a continuación. Para utilizar esta tabla es necesario conocer la conductividad eléctrica (CEa) del agua, en dS/m, y el cociente de las concentraciones de bicarbonato y calcio, expresadas en meq/l, datos todos ellos obtenidos del correspondiente análisis del agua.

La siguiente tabla permite estimar la concentración de calcio en la interfase suelo-agua, Cax, en función de la salinidad del agua y del cociente  $HCO_3/Ca$ , suponiendo que: 1) se han alcanzado las condiciones de equilibrio, 2) no se produce precipitación de Mg y 3) la presión parcial de  $CO_2$  es de 0,0007 atmósferas.

$HCO_3/Ca$	Salinidad del agua de riego, dS/m											
	0,1	0,2	0,3	0,5	0,7	1,0	1,5	2,0	3,0	4,0	6,0	8,0
0,05	13,20	13,61	13,92	14,40	14,79	15,26	15,91	16,43	17,28	17,97	19,07	19,94
0,10	8,31	8,57	8,77	9,07	9,31	9,62	10,02	10,35	10,89	11,32	12,01	12,56
0,15	6,34	6,54	6,69	6,92	7,11	7,34	7,65	7,90	8,31	8,64	9,17	9,58
0,20	5,24	5,40	5,52	5,71	5,87	6,06	6,31	6,52	6,86	7,13	7,57	7,91
0,25	4,51	4,56	4,76	4,92	5,06	5,22	5,44	5,62	5,91	6,15	6,52	6,82
0,30	4,00	4,12	4,21	4,36	4,48	4,62	4,82	4,98	5,24	5,44	5,77	6,04
0,35	3,61	3,72	3,80	3,94	4,04	4,17	4,35	4,49	4,72	4,91	5,21	5,45
0,40	3,30	3,40	3,48	3,60	3,70	3,82	3,98	4,11	4,32	4,49	4,77	4,98
0,45	3,05	3,14	3,22	3,33	3,42	3,53	3,68	3,80	4,00	4,15	4,41	4,61
0,50	2,84	2,93	3,00	3,10	3,19	3,29	3,43	3,54	3,72	3,87	4,11	4,30
0,75	2,17	2,24	2,29	2,37	2,34	2,51	2,62	2,70	2,84	2,95	3,14	3,28
1,00	1,79	1,85	1,89	1,96	2,01	2,09	2,16	2,23	2,35	2,44	2,59	2,71
1,25	1,54	1,59	1,63	1,68	1,73	1,78	1,86	1,92	2,02	2,10	2,23	2,33
1,50	1,37	1,41	1,44	1,49	1,53	1,58	1,65	1,70	1,79	1,86	1,97	2,07
1,75	1,23	1,27	1,30	1,35	1,38	1,43	1,49	1,54	1,62	1,68	1,78	1,86
2,00	1,13	1,16	1,19	1,23	1,26	1,31	1,36	1,40	1,48	1,54	1,63	1,70
2,25	1,04	1,08	1,10	1,14	1,17	1,21	1,26	1,30	1,37	1,42	1,51	1,58
2,50	0,97	1,00	1,02	1,06	1,09	1,12	1,17	1,21	1,27	1,32	1,40	1,47
3,00	0,85	0,89	0,91	0,94	0,96	1,00	1,04	1,07	1,13	1,17	1,24	1,30
3,50	0,78	0,80	0,82	0,85	0,87	0,90	0,94	0,97	1,02	1,06	1,12	1,17
4,00	0,71	0,73	0,75	0,78	0,80	0,82	0,86	0,88	0,93	0,97	1,02	1,07
4,50	0,66	0,68	0,69	0,72	0,74	0,76	0,79	0,82	0,86	0,90	0,95	0,99
5,00	0,61	0,63	0,65	0,67	0,69	0,71	0,74	0,76	0,80	0,83	0,88	0,93
7,00	0,49	0,50	0,52	0,53	0,55	0,57	0,59	0,61	0,64	0,67	0,71	0,74
10,00	0,39	0,40	0,41	0,42	0,43	0,45	0,47	0,48	0,51	0,53	0,56	0,58
20,00	0,24	0,25	0,26	0,26	0,27	0,28	0,29	0,30	0,32	0,33	0,35	0,37

a) Adaptado de Suárez (1981).

b) La tasa ajustada de adsorción de sodio es una modificación de la tasa de adsorción de sodio. Se sabe desde hace tiempo que la concentración de sodio en la interfase suelo-agua no es constante. La concentración de calcio en equilibrio depende tanto de la concentración en el agua de riego como en la disolución del calcio del suelo y la precipitación del calcio del agua. La concentración de calcio en equilibrio está influida por la salinidad de la interfase suelo-agua así como de la concentración de calcio, bicarbonato y dióxido de carbono disueltos. Los efectos de todos estos factores vienen reflejados en el valor de Cax.

c) La tasa ajustada de adsorción de sodio tiene en cuenta los efectos de los factores indicados en el párrafo anterior y permite predecir más correctamente los peligros asociados con el sodio y los problemas potenciales sobre la capacidad de infiltración del terreno debido a la calidad del agua de riego. La tasa ajustada de adsorción de sodio (TASaj) puede ser utilizada en lugar de la tasa de adsorción de sodio (TAS) cuando se trata de evaluar los problemas potenciales de infiltración.

La Tabla 3.3 indica las determinaciones adicionales que normalmente se necesitan para evaluar la idoneidad de un agua residual municipal regenerada para regar. Es recomendable que las concentraciones de elementos nutritivos se determinen una vez al año en todas las aguas residuales. De los elementos nutritivos que aparecen en la Tabla 3.3, el nitrógeno es el más variable. No existe una regla fiable y rápida para determinar la especie química en que se encuentra el nitrógeno y, por consiguiente, los análisis iniciales deben incluir las concentraciones de todas las especies nitrogenadas; a partir de esos valores, es posible calcular la concentración total de nitrógeno. Los análisis posteriores pueden modificarse con objeto de determinar la concentración de las especies nitrogenadas más importantes o de nitrógeno total.

Hasta muy recientemente, la dificultad y el coste de los análisis de laboratorio impedían el análisis sistemático de los microelementos. La mejora en los métodos de detección y la reducción de los costes de los análisis han hecho que, en la actualidad, los análisis de microelementos se realicen de forma sistemática en los laboratorios. Se recomienda analizar todos los microelementos incluidos en el grupo I de la Tabla 3.3 en una muestra compuesta de agua, al menos una vez antes del inicio de las operaciones de riego y, posteriormente, realizar un seguimiento periódico de aquellos elementos presentes en cantidades importantes y significativas.

Los resultados de laboratorio contenidos en las Tablas 3.1 y 3.3 permiten evaluar los posibles problemas derivados de la calidad del agua de riego. Los resultados de laboratorio ayudan tanto al agricultor como al técnico agrónomo, al edafólogo y al ingeniero a una mejor comprensión, interpretación y, previsiblemente, mejora de la producción por hectárea de los cultivos. No obstante, el usuario del agua residual regenerada debe evitar en todo momento sacar conclusiones injustificadas basadas única y exclusivamente en los resultados de laboratorio.

## **EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA**

Todas las aguas contienen cantidades apreciables de sales disueltas. En California, las aguas de abastecimiento superficiales contienen generalmente menores concentraciones de sales que las aguas subterráneas. No obstante, la mayor parte de las ciudades se abastecen de aguas subterráneas, cuya calidad varía considerablemente entre los distintos pozos de la ciudad; como resultado de ello, la calidad del agua residual es también muy variable. Como se ha analizado en la sección precedente, el principal factor a tener en cuenta en la evaluación de la calidad del agua de riego es la cantidad y el tipo de sales presentes en las aguas de abastecimiento.

A medida que aumenta la salinidad del agua residual regenerada utilizada para regar, también lo hace la probabilidad de que surjan problemas en el suelo, en el agua o en el cultivo agrícola. Estos problemas guardan relación con el contenido total de sales, con el contenido de uno o varios tipos de sales, o con las concentraciones excesivas de uno o varios microelementos.

Tabla 3.3 Análisis adicionales necesarios para evaluar la idoneidad de un agua residual municipal regenerada para regar.

1.Elementos nutritivos (a)		
Nitratos, NO <sub>3</sub> -N		Nitrógeno total, N-total (b)
Amoníaco, NH <sub>3</sub> -N		Fósforo ortofosfato, PO <sub>4</sub> -P
Nitrógeno orgánico, N-org		Fósforo total, P-total
Potasio, K		
2.Cloro residual, mg/l Cl <sub>2</sub>		
3.Microelementos (c)		
Niveles típicos de detección, mg/l (d)		
Grupo I	Espectrofotómetro AA	Espectrofotómetro ICAP
Aluminio (Al)	0,03	0,02
Arsénico (As)	0,14	0,05
Bario (Ba)	0,008	0,0005
Cadmio (Cd)	0,0005	0,004
Cromo (Cr)	0,002	0,005
Cobre (Cu)	0,001	0,003
Fluoruros (F)	--	--
Hierro (Fe)	0,003	0,003
Plomo (Pb)	0,01	--
Litio (Li)	0,0005	--
Manganeso (Mn)	0,001	0,001
Mercurio (Hg)	0,17	--
Níquel (Ni)	0,004	0,01
Selenio (Se)	0,07	0,05
Plata (Ag)	0,0009	--
Vanadio (V)	0,04	0,005
Zinc (Zn)	0,0008	0,002
Grupo II		
Antimonio (Sb)	0,03	--
Berilio (Be)	--	--
Cobalto (Co)	0,006	0,006
Molibdeno (Mo)	0,03	0,008
Talio (Tl)	0,009	--
Estaño (Sn)	0,11	0,03
Titanio (Ti)	0,05	0,002
Tungsteno (W)	1,2	0,04

- a) En todos los análisis de elementos nutritivos, el laboratorio debe expresar las concentraciones en términos de nitrógeno, fósforo y potasio equivalentes químicamente. Esto permite al usuario comparar unos análisis con otros. Todas las concentraciones de N, P y K deben expresarse en mg/l, con una precisión de  $\pm 0,5$  mg/l.
- b) El nitrógeno total se obtiene mediante la expresión: (NO<sub>3</sub>-N) + (NH<sub>3</sub>-N) + (N-Orgánico). El nitrógeno orgánico de la muestra se determina mediante el método de Kjeldahl.
- c) Los análisis periódicos de microelementos no incluyen normalmente los elementos incluidos en el grupo II, a menos que se sospeche su presencia.
- d) La mayor parte de los laboratorios utilizan tanto el espectrofotómetro de absorción atómica como el espectrofotómetro de emisión (Inductively Coupled Argon Plasma Emission). Cuando se desee unos resultados más exactos de arsénico, plomo, mercurio, molibdeno y estaño, puede utilizarse el método de cromatografía con horno de grafito o el método Hydride Systems. Es conveniente consultar al laboratorio sobre la disponibilidad y el coste de estos tipos de análisis.

No obstante, estos problemas no son diferentes de los causados por la salinidad o los microelementos presentes en los abastecimientos de agua convencionales, llegando a ser preocupantes únicamente cuando su presencia restringe el uso del agua o requiere una gestión especial para poder mantener una productividad aceptable. Por lo tanto, cuando se trata de regar con agua residual regenerada, la idoneidad de un agua se establece en función del nivel de gestión necesario para resolver satisfactoriamente los problemas que cabe esperar que se producirán durante su uso.

No es posible abarcar todas las posibles circunstancias locales cuando se trata de elaborar directrices sobre la calidad del agua. El enfoque adoptado aquí ha sido presentar directrices en las que el énfasis recae especialmente sobre los aspectos de gestión necesarios para poder utilizar satisfactoriamente un agua de determinada calidad. Es evidente que, a medida que la calidad del agua disminuye, las opciones disponibles se reducen y la gestión llega a ser cada vez más determinante. En cualquier caso, la elección concreta de las técnicas a seguir debe hacerse en la propia explotación agraria o por el usuario del agua. Las directrices propuestas para evaluar la calidad del agua de riego aparecen en la Tabla 3.4.

Las "Posibles Restricciones de Uso" indicadas en la Tabla 3.4 se han dividido en tres categorías, en función de la capacidad de gestión necesaria. Las divisiones son en cierto modo arbitrarias, ya que los cambios se producen gradualmente y no existen puntos claros de separación entre ellas. Variaciones del 10 al 20% por encima o por debajo de los valores indicados pueden tener escasa significación si se consideran dentro de una perspectiva adecuada, junto con otros factores determinantes de la productividad. Estas directrices han sido elaboradas a partir de numerosos estudios de campo, ensayos de investigación y observaciones prácticas; no obstante, las dotes de gestión del usuario del agua pueden alterar considerablemente esos resultados. Los valores indicados son aplicables en las condiciones de campo que predominan en las zonas de regadío de California cuando no se adoptan medidas especiales de gestión.

Cuando las directrices no indican ninguna restricción sobre el uso del agua, se supone que todos los cultivos alcanzan su máxima capacidad productiva. Por otra parte, cuando el agua que se utiliza alcanza o excede los valores indicados bajo el epígrafe de "restricciones severas", es muy posible que el usuario del agua experimente problemas con el suelo y los cultivos, o consiga una menor producción por hectárea debido a la deficiente calidad del agua. La existencia de restricciones severas implica la necesidad de adoptar técnicas especiales de gestión que permitan alcanzar una producción satisfactoria con un agua de la calidad indicada. Cuando la calidad del agua se sitúa a un nivel intermedio, las restricciones sobre la selección del cultivo aumentan gradualmente; por otra parte, las alternativas de gestión disminuyen a medida que la calidad del agua se deteriora.

Las unidades que aparecen en la Tabla 3.4 se han descrito en la sección anterior, dedicada a la vigilancia y evaluación analítica. En algunos casos, estas unidades son diferentes de las utilizadas en la terminología de la ingeniería sanitaria. Así mismo, se han tenido en cuenta determinadas hipótesis sobre la

Tabla 3.4 Directrices para evaluar la calidad del agua de riego. (a)

Posible problema de riego	Unidades	Grado de restricciones en el uso		
		ninguno	débil a moderado	elevado
Salinidad: afecta la disponibilidad de agua para el cultivo.				
CEa (b)	dS/m	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Materia disuelta total	mg/l	< 450	450 - 2000	> 2000
Permeabilidad: afecta la velocidad de infiltración del agua en el suelo. Valorada por medio de la CEa y el TAS conjuntamente (c) (d).				
TAS = 0 - 3	y CEa	≥ 0,7	0,7 - 0,2	< 0,2
3 - 6		≥ 1,2	1,2 - 0,3	< 0,3
6 - 12		≥ 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
12 - 20		≥ 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
20 - 40		≥ 5,0	5,0 - 2,9	< 2,9
Toxicidad de iones específicos: afecta a cultivos sensibles.				
Sodio (Na) (e) (f)				
riego superficial	TAS	< 3	3 - 9	> 9
riego por aspersión	mg/l	< 70	> 70	
Cloruros (Cl) (e) (f)				
riego superficial	mg/l	< 140	140 - 350	> 350
riego por aspersión	mg/l	< 100	> 100	
Boro (B)	mg/l	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
Microelementos (véase Tabla 3.5)				
Efectos diversos: afectan a cultivos susceptibles.				
Nitrógeno total (N-total) (g)	mg/l	< 5	5 - 30	> 30
Bicarbonatos (HCO <sub>3</sub> ) (sólo para aspersión elevada)	mg/l	< 90	90 - 500	> 500
pH			El intervalo normal es 6,5 - 8,4	
Cloro residual (sólo para aspersión elevada)	mg/l	< 1,0	1,0 - 5,0	> 5,0

- a) Adaptado del informe del University of California Committee of Consultants (1974) y de Ayers y Westcot (1984). Las hipótesis básicas utilizadas para desarrollar estas directrices aparecen en la segunda parte de esta tabla.
- b) CEa representa la conductividad eléctrica del agua de riego, expresada en dS/m.
- c) TAS significa tasa de adsorción de sodio. La Tabla 3.1 indica el método para calcular la TAS. Para un valor dado de la TAS, la velocidad de infiltración aumenta a medida que lo hace la salinidad. Los problemas potenciales de permeabilidad deben evaluarse mediante la TAS y la CEa conjuntamente. Tomado de Rhoades (1977) y de Oster and Schroer (1979). Véase también la Figura 7.5.
- d) Se recomienda que, para aguas residuales, se ajuste el valor de la TAS, con objeto de tener en cuenta una estimación más correcta del calcio presente en el agua intersticial después de regar. La Tabla 3.2 muestra un método para ajustar el valor de la TAS. El valor de la tasa ajustada de adsorción de sodio, TAS<sub>a</sub>, así obtenido es el que debe utilizarse en la presente tabla, en lugar del valor de la TAS que en ésta aparece.
- e) La mayor parte de los árboles y arbustos ornamentales son sensibles al sodio y a los cloruros; deben utilizarse los valores indicados. La mayor parte de los cultivos anuales no son sensibles; deben utilizarse las Tablas 3.6 y 3.7 para determinar la tolerancia a la salinidad. Debe consultarse la Tabla 3.9 para determinar la tolerancia a los cloruros por parte de cultivos frutales específicos.
- f) Con riego por aspersión elevado y humedad baja (< 30%), unas concentraciones de sodio y cloruros superiores a 70 y 100 mg/l, respectivamente, han dado lugar a una excesiva adsorción por las hojas y han dañado cultivos sensibles. Véase a este respecto la Tabla 3.10.
- g) El nitrógeno total debe incluir el amoníaco, el nitrato y el nitrógeno orgánico. A pesar de que las diferentes especies de nitrógeno de un agua residual varían con el tiempo, la respuesta de las plantas viene determinada por el aporte total de nitrógeno.

Tabla 3.4 (Continuación) Directrices para evaluar la calidad del agua de riego. (a)

### Hipótesis consideradas en la elaboración de las Directrices

Las directrices de calidad del agua contenidas en la Tabla 3.4 tratan de cubrir la amplia gama de condiciones existentes en la agricultura de regadío en California. Se han utilizado varias hipótesis básicas para definir el ámbito de aplicación de estas directrices. Si las condiciones de utilización del agua son muy diferentes de las que aquí se han tenido en cuenta, estas directrices habrán de ser modificadas, tal como se analiza en el Capítulo 7.

Una discrepancia importante con las hipótesis de partida puede dar lugar a juicios erróneos sobre la idoneidad de una determinada fuente de abastecimiento, especialmente si sus características se sitúan en los valores límites de una de las categorías. Cuando se dispone de suficiente experiencia, de ensayos de campo, de investigaciones o de observaciones, las directrices pueden modificarse a fin de ajustarlas mejor a las condiciones locales.

Las hipótesis básicas tenidas en cuenta son las siguientes:

**Productividad potencial.** Se ha supuesto que los cultivos pueden alcanzar su total capacidad productiva, sin necesidad de prácticas especiales, siempre que las directrices no indiquen ninguna restricción sobre el uso del agua. Una restricción sobre el uso del agua indica que puede haber limitaciones en la elección del cultivo o que será necesario adoptar técnicas de gestión especiales a fin de mantener la total capacidad productiva del cultivo. No obstante, la existencia de una restricción sobre el uso del agua no significa que el agua sea inadecuada para regar.

**Condiciones del lugar.** La textura del suelo varía entre franco-arenosa y arcillosa con buen drenaje interior. La lluvia es escasa y no tiene una importancia significativa para satisfacer las necesidades de agua del cultivo o para el lavado del suelo. En las zonas de las Sierras Nevadas y de la Costa Norte de California, en donde la precipitación es intensa durante una gran parte del año, las restricciones contenidas en las directrices son excesivamente severas. Se supone la existencia de un buen drenaje y la ausencia de un nivel freático próximo a la superficie.

**Métodos y Horarios de Riego.** Se consideran tanto métodos de riego superficial como de riego por aspersión. El agua se añade periódicamente, a medida que es necesaria, y el cultivo utiliza una considerable porción del agua intersticial del suelo, igual o superior al 50%, antes de proceder al siguiente riego. Al menos un 15% del agua añadida percola por debajo de la zona de radicular, es decir, la fracción de lavado es igual o superior al 15%. Las directrices son excesivamente restrictivas para métodos especializados de riego, tales como el riego localizado, en los que el riego tiene lugar casi diariamente o a intervalos muy frecuentes. Estas directrices no son aplicables a riegos bajo la superficie del suelo.

**Consumo de agua por los cultivos.** Cada cultivo tiene un ritmo de utilización de agua, pero todos absorben agua de la zona próxima a las raíces en que ésta sea más fácilmente accesible. Cada riego lava la parte superior de la zona radicular y la mantiene a un nivel relativamente bajo de salinidad. La salinidad aumenta con la profundidad y alcanza su máximo valor en la parte inferior de la zona radicular. La salinidad media del agua intersticial es aproximadamente tres veces superior a la del agua de riego.

Las sales arrastradas desde la parte superior de la zona radicular se acumula en cierta manera en la parte baja de las mismas, aunque en último término es arrastrada por los sucesivos lavados por debajo de la zona radicular. Los cultivos responden a la salinidad media de la zona radicular. El elevado grado de salinidad en la parte inferior de la zona radicular no tiene gran importancia si la parte alta de dicha zona, que es la parte más activa, se mantiene en condiciones adecuadas de humedad.

forma en que se utiliza el agua, aunque en general estas hipótesis reflejan prácticas de riego comunes y, en particular, las utilizadas en proyectos de regeneración y de reutilización de agua residual municipal. Estas hipótesis se describen en la segunda parte de la Tabla 3.4; cuando las condiciones concretas difieran notablemente de las indicadas, se recomienda consultar referencias adicionales.

Además de los efectos que la salinidad total produce en el crecimiento de las plantas y en los suelos, cada uno de los iones concretos puede producir una determinada disminución del crecimiento de las plantas. El agua de riego puede contener iones tanto de los elementos principales como de los microelementos. Se consideran microelementos todos aquellos elementos químicos presentes normalmente en el agua de riego o en el agua del suelo en concentraciones inferiores a unos pocos mg/l y, normalmente, en concentraciones inferiores a 100  $\mu\text{g/l}$ . Algunos de estos elementos pueden ser esenciales para el crecimiento de las plantas cuando están presentes en muy bajas concentraciones, pero pueden convertirse rápidamente en elementos tóxicos a medida que su concentración aumenta. Por otra parte, algunos microelementos no son imprescindibles para el desarrollo de las plantas.

Las concentraciones máximas de microelementos sugeridas para las aguas de riego aparecen en la Tabla 3.5. Obsérvese, no obstante, que la toxicidad causada por estos microelementos no guarda relación con determinadas técnicas de gestión agrícola. En la mayoría de los casos, estos elementos se acumulan en las plantas y en el suelo, lo que suscita una cierta preocupación debido a su posible acumulación a largo plazo en el suelo, con el consiguiente peligro sanitario para las personas y los animales, o a su posible toxicidad para las plantas. Esta acumulación tiene lugar independientemente del tipo de gestión del riego adoptada. Los valores indicados en la Tabla 3.5 constituyen los límites a los que cabría normalmente esperar efectos desfavorables en las plantas o en el suelo, cuando una zona determinada se riega con agua de esa calidad (NAS-NAE, 1973; Pratt, 1972).

Las directrices contenidas en las Tablas 3.4 y 3.5 son prácticas y utilizables para el riego agrícola y de jardinería en California. Han sido elaboradas sobre la hipótesis de mantener rentables a largo plazo las condiciones del suelo y de los cultivos: los beneficios a corto plazo que se obtendrían mediante el vertido de caudales adicionales de agua residual no justifican el deterioro que se causaría en el suelo y en los recursos hidráulicos mediante esa mayor intensidad de riego.

## Salinidad

La salinidad, medida en términos de la conductividad eléctrica, es el parámetro individual más importante para determinar la idoneidad de un agua de riego. La salinidad guarda una relación directa con los posibles problemas causados por la concentración total de sales disueltas en el agua. Los daños causados en las plantas, tanto por la salinidad como por los iones específicos, guardan normalmente una relación directa con el aumento de la salinidad.

El agua de riego aporta continuamente sales al suelo. Los problemas surgen cuando la cantidad de sales acumulada alcanza un nivel perjudicial para las plantas, tanto de cultivo como de jardinería. La velocidad de acumulación depende de la cantidad de sales aportada por el agua de riego y de la cantidad de sales eliminada por el lavado del suelo. A largo plazo, el aporte de sales ha

Tabla 3.5 Concentraciones máximas de microelementos recomendadas en aguas de riego. (a)

Micro-elemento	Concentración máxima recomendada mg/l (b)	Observaciones
Al (aluminio)	5,0	Puede provocar una falta de productividad en suelos ácidos, pH < 5,5, aunque suelos más alcalinos precipitarán el ión y eliminarán cualquier toxicidad.
As (arsénico)	0,10	Su fitotoxicidad varía ampliamente, entre 12 mg/l para la hierba del Sudán hasta menos de 0,5 mg/l para el arroz.
Be (berilio)	0,10	Su fitotoxicidad varía ampliamente, entre 5 mg/l para la col rizada hasta 0,5 mg/l para las judías verdes.
Cd (cadmio)	0,01	Es tóxico para las judías, la remolacha y los nabos a concentraciones tan bajas como 0,1 mg/l en disolución. Los límites recomendados son conservadores debido a su capacidad para acumularse en el suelo y en las plantas hasta concentraciones que pueden ser perjudiciales para las personas.
Co (cobalto)	0,05	Es tóxico para la planta del tomates a una concentración de 0,1 mg/l en disolución. Suele ser inactivado por suelos neutros o alcalinos.
Cr (cromo)	0,1	No está considerado como un elemento esencial para el crecimiento. Los límites recomendados son conservadores debido a los escasos conocimientos sobre su fitotoxicidad.
Cu (cobre)	0,2	Es tóxico para diversas plantas a concentraciones entre 0,1 y 1,0 mg/l en disolución.
F (fluoruros)	1,0	Es inactivado por suelos neutros o alcalinos.
Fe (hierro)	5,0	No es tóxico para las plantas en suelos aireados, pero puede contribuir a la acidificación del suelo y a la disminución del fósforo y molibdeno, elementos esenciales para las plantas. El riego por aspersión elevado puede dar lugar a depósitos desagradables en las plantas, los equipos y los edificios.
Li (litio)	2,5	Es tolerado por la mayoría de los cultivos hasta 5 mg/l; es un elemento móvil en el suelo. Es tóxico para los cítricos a concentraciones superiores a 0,075 mg/l. Actúa de forma similar al boro.
Mn (manganeso)	0,2	Es tóxico para diversas plantas a concentraciones entre unas décimas y unos miligramos por litro, aunque principalmente en suelos ácidos.
Mo (molibdeno)	0,01	No es tóxico para las plantas a las concentraciones normalmente presentes en el suelo y en el agua. Puede ser tóxico para el ganado cuando el forraje se cultiva en suelos con elevadas concentraciones de molibdeno disponible.
Ni (níquel)	0,2	Es tóxico para diversas plantas a concentraciones entre 0,5 y 1,0 mg/l; su toxicidad disminuye a pH neutro o alcalino.
Pb (plomo)	5,0	Puede inhibir el crecimiento de las células vegetales a concentraciones muy elevadas.

(Continúa en la página siguiente)

Tabla 3.5 (Continuación) Concentraciones máximas de microelementos recomendadas en aguas de riego. (a)

Micro-elemento	Concentración máxima recomendada mg/l (b)	Observaciones
Se (selenio)	0,02	Es tóxico para las plantas a concentraciones tan pequeñas como 0,025 mg/l, y para el ganado cuando el forraje se cultiva en suelos con niveles relativamente altos de selenio añadido. Es un elemento esencial para el crecimiento de los animales, pero en concentraciones muy pequeñas.
Sn (estaño)	---	Las plantas lo rechazan de forma eficaz; su tolerancia específica es desconocida.
Ti (titanio)	---	Comportamiento similar al estaño.
W (tungsteno)	---	Comportamiento similar al estaño.
V (vanadio)	0,1	Es tóxico para muchas plantas a concentraciones relativamente bajas.
Zn (zinc)	2,0	Es tóxico para muchas plantas a concentraciones muy variables; su toxicidad disminuye a pH > 6,0 y en suelos con textura fina o de carácter orgánico.

a) Adaptado de Water Quality Criteria (NAS-NAE, 1972) y Pratt (1972).

b) La concentración máxima se ha basado en un tasa de riego acorde con unas buenas prácticas agronómicas, es decir 12000 m<sup>3</sup>/ha.año. Si la tasa de riego excede este valor, la concentración máxima debe disminuirse de forma proporcional. No debe efectuarse ningún ajuste cuando las tasas de riego sean inferiores a la indicada. Los valores recomendados corresponden a la fuente de abastecimiento de agua utilizada para regar de forma continuada en un mismo lugar.

de igualar a la cantidad de sales eliminadas. Afortunadamente, la mayoría de las sales son solubles, siendo fácilmente arrastradas por el agua de riego.

La utilización de una cantidad de agua de riego superior a la que puede ser utilizada por el cultivo asegura el arrastre de las sales mediante el lavado del suelo. El establecimiento de un flujo neto descendente, tanto de agua como de sales, a través de la zona radicular es la única forma práctica de resolver el problema de la salinidad. En estas condiciones, un buen drenaje es una condición esencial para permitir un movimiento continuo del agua y de las sales por debajo de la zona radicular.

En la elaboración de la Tabla 3.4 se ha supuesto que, en condiciones de riego normales, una determinada porción del agua utilizada se desplaza por debajo de la zona radicular para arrastrar las sales. A esta porción se le denomina fracción de lavado. Los datos contenidos en la Tabla 3.4 se han obtenido suponiendo una fracción de lavado de 0,15. En estas condiciones, no cabe esperar ningún problema debido a la salinidad cuando se riega con aguas cuya CE<sub>a</sub> sea inferior a 0,7 dS/m, no siendo por tanto necesaria ninguna técnica de gestión especial. Por otra parte, aguas con una CE<sub>a</sub> entre 0,7 y 3,0 dS/m, es

decir, con una salinidad entre débil y moderada, pueden requerir técnicas de gestión especiales si se desea conseguir una producción por hectárea máxima.

La necesidad de adoptar técnicas de gestión especiales se acrecienta a medida que la salinidad del agua de riego aumenta. Aguas con  $CE_a$  superiores a 3,0 dS/m requieren una gestión muy intensa y cuidada de lucha contra la salinidad, entre las que cabe mencionar decisiones tan drásticas como el cambio de cultivo por otro de mayor tolerancia a la salinidad o como el aumento considerable de la fracción de lavado, tal como se indica en el Capítulo 7. Los cultivos sensibles a la sal muestran reducciones drásticas de su productividad cuando la  $CE_a$  supera el límite de 3,0 dS/m, incluso cuando se utiliza la mejor técnica de gestión posible (Maas, 1984).

La Tabla 3.6 muestra resultados recientes de la tolerancia relativa de numerosos cultivos agrícolas frente a la salinidad. A pesar de que esta lista sólo contiene una clasificación cualitativa, permite comparar fácilmente el rendimiento de unos cultivos con otros. Los niveles cualitativos utilizados en la Tabla 3.6 aparecen reflejados en la Figura 3.1. La Tabla 3.7 contiene una clasificación similar para plantas de jardinería, aunque en este caso el criterio de clasificación no es la rentabilidad económica, sino el daño que las sales pueden causar a las plantas, reduciendo así su atractivo como elemento de jardinería. Si se desea disponer de una clasificación más exacta de la tolerancia a las sales deberá consultarse el estudio realizado por Maas (1984).

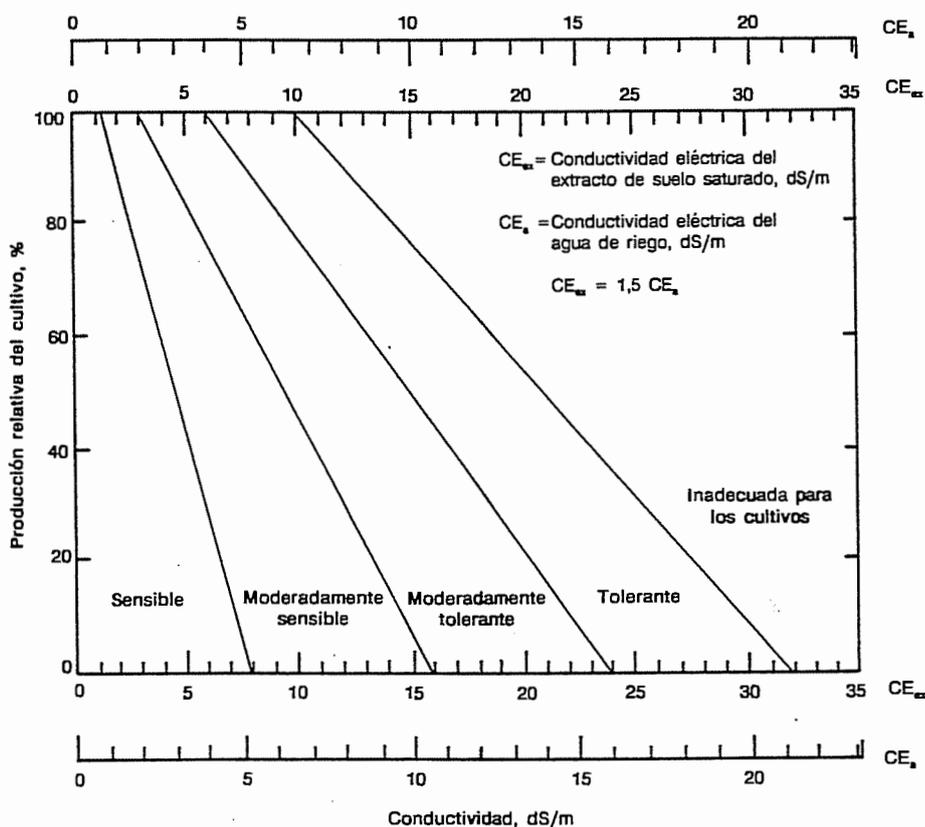


Figura 3.1 Clasificación de los cultivos agrícolas atendiendo a su tolerancia relativa a la salinidad.

Tabla 3.6 Tolerancia relativa de los cultivos agrícolas a la salinidad. (a) (b)

**Tolerantes (c)**

Cultivos productores de fibras, semillas y azúcar

Cebada (*Hordeum vulgare*)  
Algodón (*Gossypium hirsutum*)  
Jojoba (*Simmondsia chinensis*)  
Remolacha azucarera (*Beta vulgaris*)

Pastos y forrajes

Zigadenus, *Distichlis*, *Puccinellia*  
*Puccinellia airoides*  
*Sporobolus airoides*  
Grama (*Cynodon dactylon*)  
*Diplachne fusca*  
*Distichlis stricta*  
Agropiro (*Agropyron cristatum*)  
Agropiro (*Agropyron elongatum*)  
Elimo (*Elymus angustus*)  
Elimo (*Elymus junceus*)

Productos hortícolas

Espárragos (*Asparagus officinalis*)

Frutales

Palmera datilera (*Phoenix dactylifera*)

**Moderadamente tolerantes (c)**

Cultivos productores de fibras, semillas y azúcar

Caupí (*Vigna unguiculata*)  
Avena (*Avena sativa*)  
Cártamo (*Carthamus tinctorius*)  
Sorgo (*Sorghum bicolor*)  
Soja (*Glycine max*)  
X *Triticosecale*  
Trigo tierno (*Triticum aestivum*)  
Trigo redondillo (*Triticum turgium*)

Pastos y Forrajes

Cebada desnuda (*Hordeum vulgare*)  
Bromo (*Bromus marginatum*)  
Hierba cinta (*Phalaris arundinacea*)  
Trébol (*Melilotus alba*)  
Trébol dulce (*Melilotus*)  
Cañuela de prados (*Festuca pratensis*)  
Cañuela común (*Festuca elatior*)  
Triguera cabañuela (*Phalaris tuberosa*)  
Mijo (*Panicum antidotale*)  
Colza (*Brassica napus*)  
Bromo (*Bromus unioloides*)  
Grama Rhodes (*Chloris gayana*)  
Raygras italiano (*Lolium multiflorum*)  
Raygras inglés (*Lolium perenne*)  
Sorgo (*Sorghum sudanense*)  
Trébol de cuerno (*Lotus corniculatus tenuifolium*)  
Trébol de cuerno (*Lotus corniculatus arvensis*)  
Trigo tierno (*Triticum aestivum*)

(Continúa en la página siguiente)

Agropiro (*Agropyron sibiricum*)  
Agropiro (*Agropyron intermedium*)  
Agropiro (*Agropyron trachycaulum*)  
Agropiro (*Agropyron smithii*)  
Elimo (*Elymus triticoides*)  
Elimo canadiense (*Elymus canadensis*)

Productos hortícolas

Alcachofa (*Helianthus tuberosus*)  
Remolacha (*Beta vulgaris*)  
Calabacín (*Cucurbita pepo melopepo*)

Frutales

Higos (*Ficus carica*)  
Azufaifo (*Zizifus jujuba*)  
Aceitunas (*Olea europaea*)  
Papaya (*Carica papaya*)  
Piña (*Ananas comosus*)  
Granada (*Punica granatum*)

**Moderadamente Sensibles (c)**

Cultivos productores de fibras, semillas y azúcar

Haba (*Vicia faba*)  
Ricino (*Ricinus communis*)  
Maíz (*Zea mays*)  
Lino (*Linum usitatissimum*)  
Mijo (*Setaria italica*)  
Cacahuete (*Arachis hypogaea*)  
Arroz (*Oryza sativa*)  
Caña de azúcar (*Saccharum officinarum*)  
Girasol (*Helianthus annuus*)

Pastos y Forrajes

Alfalfa (*Medicago sativa*)  
Heno gris (*Agrostis stolonifera palustris*)  
*Dicanthium asistatum*  
Bromo (*Bromus inermis*)  
*Cenchrus ciliaris*  
Pimpinela (*Poterium sanguisorba*)  
Trébol (*Trifolium hybridum*)  
Trébol alejandrino (*Trifolium alexandrinus*)  
Trébol blanco (*Trifolium repens*)  
Trébol común (*Trifolium pratense*)  
Frenero (*Trifolium fragiferum*)  
Trébol blanco holandés (*Trifolium repens*)  
Maíz, forraje (*Zea mays*)  
Caupí, forraje (*Vigna unguiculata*)  
Hierba dallis (*Paspalum dilatatum*)  
Cola de zorra (*Alopecurus pratensis*)  
Grama azul (*Bouteloua gracilis*)  
Eragrostis (*Eragrostis spp.*)  
*Astragalus cicer*  
Avena (*Arrhenatherum danthonia*)  
Avena común, forraje (*Avena sativa*)  
Dactilo (*Dactylis glomerata*)  
Centeno, forraje (*Secale cereale*)  
*Sesbania exaltata*

Tabla 3.6 (Continuación) Tolerancia relativa de los cultivos agrícolas a la salinidad. (a, b)

Moderadamente sensibles (c) (Continuación)	Sensibles (c)
<p><i>Macroptilium atropurpureum</i>  <i>Sphaerophysa salsula</i>                      Piñuelas (<i>Phleum pratense</i>)                      Trébol (<i>Lotus uliginosus</i>)                      Alberja (<i>Vicia angustifolia</i>)</p>	<p>Cultivos productores de fibras, semillas y azúcar</p> <p>Alubias (<i>Phaseolus vulgaris</i>)                      Guayule (<i>Parthenium argentatum</i>)                      Sésamo (<i>Sesamum indicum</i>)</p>
<p>Productos hortícolas</p> <p>Brécol (<i>Brassica oleracea botrytis</i>)                      Col de Bruselas (<i>Brassica oleracea gemmifera</i>)                      Cól (<i>Brassica oleracea capitata</i>)                      Coliflor (<i>Brassica oleracea botrytis</i>)                      Apio (<i>Apium graveolens</i>)                      Maíz tierno (<i>Zea mays</i>)                      Pepino (<i>Cucumis sativus</i>)                      Berenjena (<i>Solanum melongena esculentum</i>)                      Berza verdal (<i>Brassica oleracea acephala</i>)                      Col-rábano (<i>Brassica oleracea gongylode</i>)                      Lechuga (<i>Lactuca sativa</i>)                      Melón (<i>Cucumis melo</i>)                      Pimiento (<i>Capsicum annuum</i>)                      Patata (<i>Solanum tuberosum</i>)                      Calabaza (<i>Curcubita pepo pepo</i>)                      Rábano (<i>Raphanus sativus</i>)                      Espinaca (<i>Spinacea oleracea</i>)                      Calabacín, cabeza de turco (<i>Curcubita pepo melopepo</i>)                      Boniato (<i>Ipomoea batatas</i>)                      Tomate (<i>Lycopersicon lycopersicum</i>)                      Nabo (<i>Brassica rapa</i>)                      Sandía (<i>Citrullus lanatus</i>)</p>	<p>Productos hortícolas</p> <p>Alubias (<i>Phaseolus vulgaris</i>)                      Zanahoria (<i>Daucus carota</i>)                      Abel mosco (<i>Abel moscus esculentus</i>)                      Cebolla (<i>Allium cepa</i>)                      Chirivía (<i>Pastinaca sativa</i>)                      Guisante (<i>Pisum sativum</i>)</p>
<p>Frutales</p> <p>Uva (<i>Vitis spp.</i>)</p>	<p>Frutales</p> <p>Almendra (<i>Prunus dulcis</i>)                      Manzana (<i>Malus sylvestris</i>)                      Albaricoque (<i>Prunus armeniaca</i>)                      Aguacate (<i>Persea americana</i>)                      Zarza (<i>Rubus spp.</i>)                      Zarza de logan (<i>Rubus ursinus</i>)                      Chirimoya (<i>Annona cherimola</i>)                      Cereza (<i>Prunus avium</i>)                      Cereza (<i>Prunus besseyi</i>)                      Grosella (<i>Ribes spp.</i>)                      Uva espina (<i>Ribes spp.</i>)                      Pomelo (<i>Citrus paradisi</i>)                      Limón (<i>Citrus limon</i>)                      Lima (<i>Citrus aurantiifolia</i>)                      Níspero (<i>Eryobotria japonica</i>)                      Mango (<i>Mangifera indica</i>)                      Naranja (<i>Citrus sinensis</i>)                      Fruto de la pasión (<i>Passiflora edulis</i>)                      Melocotón (<i>Prunus persica</i>)                      Pera (<i>Pyrus communis</i>)                      Palo santo (<i>Diospyrus virginiana</i>)                      Ciruela (<i>Prunus domestica</i>)                      Foronjero (<i>Citrus maxima</i>)                      Frambuesa (<i>Rubus idaeus</i>)  <i>Syzygium jambos</i>  <i>Casimiroa edulis</i>                      Fresa (<i>Fragaria spp.</i>)                      Mandarina (<i>Citrus reticulata</i>)</p>

- a) Datos tomados de Maas (1984).
- b) Estos datos sólo sirven como directrices sobre la tolerancia relativa entre los diversos cultivos. Las tolerancias absolutas varían con el clima, las condiciones del suelo y las técnicas agronómicas utilizadas.
- c) Las clasificaciones de tolerancia relativa vienen definidas por los contornos que aparecen en la Figura 3.1. Las tolerancias detalladas pueden examinarse en el Handbook of Plant Science in Agriculture (Maas, 1984).

El análisis realizado en los párrafos precedentes supone que el lavado del suelo impide la acumulación de las sales en él y que el drenaje del terreno es adecuado. En zonas sin un drenaje adecuado, el nivel freático puede encontrarse próximo a la superficie del suelo, entre 1 y 2 m, convirtiéndose así en una fuente adicional e importante de sales. El uso prolongado de agua residual regenerada.

para regar no es posible si no se dispone de un drenaje adecuado. En las condiciones características de la mayoría de los suelos, la utilización de una cantidad de agua residual superior a la necesaria tanto para el crecimiento normal de la planta como para el lavado del suelo dará lugar al desarrollo de una capa freática próxima a la superficie. En los Capítulos 4, 6, 7 y 8 se analizan detalladamente los aspectos relativos a la utilización de dosis excesivas de agua, a la lucha contra la salinidad, al lavado del suelo, a la selección de los cultivos y al drenaje del suelo.

Tabla 3.7 Tolerancia relativa a la salinidad de las plantas de jardinería. (a, b)

<p><b>Muy sensibles (c)</b> CEa máx. = 0,7 - 1,4 dS/m</p> <p>Jazmín (<i>Trachelospermum jasminoides</i>) Cotoneaster (<i>Cotoneaster congestus</i>) Mahonia aquifolium Photinia x fraseri</p>	<p>Enebro (<i>Juniperus chinensis</i>) Xylosma congestum Pino negro (<i>Pinus thumbergiana</i>) Espino (<i>Raphiolepis indica</i>) Arbusto ardiente (<i>Pyracantha Fortuneana</i>) Arañón (<i>Prunus cerasifera</i>)</p>
<p><b>Sensibles (c)</b> CEa máx. = 1,4 - 2,7 dS/m</p> <p>Guayaba-piña (<i>Feijoa sellowiana</i>) Acebo (<i>Ilex cornuta</i>) Rosa, cv Grenoble (<i>Rosa spp.</i>) Abelia x grandiflora Tejo (<i>Podocarpus macrophyllus</i>) Tulipanero (<i>Liriodendron tulipifera</i>) Hiedra (<i>Hedera canariensis</i>) Pitosporo del Japón (<i>Pittosporum tobira</i>) Bambú (<i>Nandina domestica</i>) Hibisco (<i>Hibiscus rosasinensis</i>) Barbadilla, cv Robustum (<i>Viburnum tinus</i>) Aborio, cv. Compact (<i>Arbutus unedo</i>) Mirto del cabo (<i>Lagerstroemia indica</i>)</p>	<p><b>Moderadamente tolerantes (c)</b> CEa máx. = 4,0 - 5,5 dS/m</p> <p>Calistemo (<i>Callistemon viminalis</i>) Adelfa (<i>Nerium oleander</i>) Palmito (<i>Chamaerops humilis</i>) Dracena (<i>Cordyline indivisa</i>) Bonetero del Japón, cv. Grandiflora (<i>Euonymus japonica</i>) Romero (<i>Rosmarinus officinalis</i>) Pino de Alepo (<i>Pinus alepensis</i>) Árbol del ámbar (<i>Liquidambar styraciflua</i>)</p>
<p><b>Moderadamente sensible (c)</b> CEa máx. = 2,7 - 4,0 dS/m</p> <p>Ligustro (<i>Ligustrum lucidum</i>) Lantana (<i>Lantana camara</i>) Bahuinia purpurea Magnolia (<i>Magnolia grandiflora</i>) Boj japonés (<i>Buxus microphylla</i> var. japonica) Dodonaea viscosa Platyclusus orientalis Árbol del paraíso (<i>Elaeagnus pungens</i>)</p>	<p><b>Tolerantes (c)</b> CEa máx. &gt; 5,5 dS/m</p> <p>Jambolero (<i>Syzygium paniculatum</i>) Leucophyllum frutescens Ciruelo de Natal (<i>Carissa grandiflora</i>) Pyrus kawakamii Bougainvillea (<i>Bougainvillea spectabilis</i>) Pino piñonero (<i>Pinus pinae</i>)</p>
	<p><b>Muy tolerantes (c)</b> CEa máx. &gt; 6,8 dS/m</p> <p>Delosperma alba Drosanthemum hispidum Lampranthus productus Hymenocyclus croceus</p>

- a) Datos adaptados de los publicados por Maas (1984).  
b) Las especies aparecen ordenadas en orden creciente de su tolerancia a la salinidad, medida en términos de su aspecto exterior y de la reducción de su crecimiento.  
c) CEa = conductividad eléctrica del agua de riego. Salinidades superiores a la máxima permitida (CEa máx.) pueden causar quemaduras en las hojas, caída de las hojas y/o atrofia excesiva. Los valores máximos indicados han sido obtenidos dividiendo los valores máximos permisibles en los extractos de suelo, CEex, por un factor de 1,5, de modo que CEex = 1,5 CEa. Esta relación debería ser válida siempre que se utilicen técnicas de riego normales.

## **Fitotoxicidad de Iones Específicos**

La toxicidad debida a un determinado ión se presenta cuando ese ión es asimilado por la planta y se acumula en sus tejidos hasta alcanzar un nivel capaz de ocasionar daños a la propias planta o reducir su productividad. Los problemas asociados a la toxicidad suelen ir asociados con frecuencia a los producidos por la salinidad, aunque puede darse el caso de que exista un problema de toxicidad aun cuando la salinidad sea escasa. Los iones presentes en un agua residual que mayor preocupación suscitan son el sodio, el cloruro y el boro.

La toxicidad que mayor incidencia tiene cuando se utiliza agua residual regenerada es la debida al boro. Las fuentes de boro más comunes son los detergentes domésticos y los vertidos de instalaciones industriales. El contenido de cloruros y de sodio también aumenta durante el uso doméstico del agua, especialmente cuando se utilizan ablandadores de agua, tal como se indica en el Capítulo 2. No todos los cultivos tienen la misma sensibilidad frente a los iones tóxicos. Las Tablas 3.8 y 3.9 indican la sensibilidad de los cultivos frente al boro y al sodio, respectivamente.

En el caso de cultivos sensibles, la toxicidad es difícil de corregir, a menos que se llegue al límite de cambiar el tipo de cultivo o la fuente de suministro de agua. El problema se acentúa en condiciones climáticas de elevadas temperaturas. Si las concentraciones de iones tóxicos son suficientemente elevadas, los síntomas aparecen en casi la totalidad de los cultivos. Cuando el riego se realiza mediante aspersores, el sodio y el cloruro se acumulan por adsorción directa a través de las hojas humedecidas. La Tabla 3.10 indica la susceptibilidad relativa de diversos cultivos para experimentar daños en sus hojas cuando se utiliza riego por aspersion.

Un análisis comparativo de las Tablas 3.9 y 3.10 pone de manifiesto que la fitotoxicidad de los iones sodio y cloruro, cuando se utiliza riego por aspersion, se manifiesta a concentraciones mucho menores que cuando se utiliza riego superficial. El riego por aspersion durante períodos de viento o de temperaturas elevadas y escasa humedad hacen que aumente las posibilidades de fitotoxicidad debida a los iones sodio o cloruro. El riego nocturno, en cuanto permite beneficiarse de unas menores temperaturas y una mayor humedad, reduce considerablemente la toxicidad ocasionada por riego mediante aspersores elevados, pudiendo llegar incluso a eliminarla por completo. El Capítulo 7 analiza éstas y otras técnicas alternativas de gestión.

## **Permeabilidad del Suelo (Infiltración)**

Además de los efectos producidos en la planta, las sales de sodio presentes en el agua de riego pueden afectar la estructura del suelo, reduciendo la velocidad de infiltración del agua en el terreno, y disminuir la capacidad de aireación de éste.

Tabla 3.8 Tolerancia relativa al boro de diversos cultivos agrícolas y plantas de jardinería. (a, b)

Cultivos agrícolas	Plantas ornamentales
<b>Muy sensibles (&lt;0,5 mg/l)</b>	<b>Muy sensibles (&lt;0,5 mg/l)</b>
Limón ( <i>Citrus limon</i> ) Mora ( <i>Rubus spp.</i> )	Berberio ( <i>Mahonia aquifolium</i> ) Fotinia ( <i>Photinia x fraseri</i> ) <i>Xylosma congestum</i> Olivo ( <i>Elaeagnus pungens</i> ) Durillo ( <i>Viburnum tinus</i> )
<b>Sensibles (0,5-1,0 mg/l)</b>	Aligustre del Japón ( <i>Ligustrum japonicum</i> ) Guayaba-piña ( <i>Feijoa sellowiana</i> ) Bonetero del Japón ( <i>Euonymus japonica</i> ) Pitosporo japonés ( <i>Pittosporum tobira</i> ) Acebo ( <i>Ilex cornuta</i> ) Enebro ( <i>Juniperus chinensis</i> ) Bandera española ( <i>Lantana camara</i> ) Olmo americano ( <i>Ulmus americana</i> )
Aguacate ( <i>Persea americana</i> ) Pomelo ( <i>Citrus x paradisi</i> ) Naranja ( <i>Citrus sinensis</i> ) Albaricoque ( <i>Prunus armeniaca</i> ) Melocotón ( <i>Prunus persica</i> ) Cerezo ( <i>Prunus avium</i> ) Ciruela ( <i>Prunus domestica</i> ) Kaki ( <i>Diospyros kaki</i> ) Higo ( <i>Ficus carica</i> ) Uva ( <i>Vitis vinifera</i> ) Nuez ( <i>Juglans regia</i> ) Pacana ( <i>Carya illinoensis</i> ) Caracolillo ( <i>Vigna unguiculata</i> ) Cebolla ( <i>Allium cepa</i> ) Ajo ( <i>Allium sativum</i> ) Boniato ( <i>Ipomea batatas</i> ) Trigo ( <i>Triticum aestivum</i> ) Cebada ( <i>Hordeum vulgare</i> ) Girasol ( <i>Helianthus annuus</i> ) <i>Vigna radiata</i> Sésamo ( <i>Sesamum indicum</i> ) Altramuz ( <i>Lupinus Hartwegii</i> ) Fresa ( <i>Fragaria spp.</i> ) Alcachofa ( <i>Helianthus tuberosus</i> ) Judía pinta ( <i>Phaseolus vulgaris</i> ) Judiones ( <i>Phaseolus lunatus</i> ) Cacahuete ( <i>Arachis hypogaea</i> )	<b>Sensibles (0,5-1,0 mg/l)</b>
<b>Moderadamente sensibles (1,0-2,0 mg/l)</b>	Zinnia ( <i>Zinnia elegans</i> ) Pensamiento ( <i>Viola tricolor</i> ) Violeta ( <i>Viola odorata</i> ) Conejitos ( <i>Delphinium spp.</i> ) <i>Abelia x grandiflora</i> Romero ( <i>Rosemarinus officinalis</i> ) Tuya ( <i>Platyclusus orientalis</i> ) Geranio ( <i>Pelargonium x hortorum</i> )
Pimiento rojo ( <i>Capsicum annum</i> ) Guisante ( <i>Pisum sativa</i> ) Zanahoria ( <i>Daucus carota</i> ) Rábano ( <i>Raphanus sativus</i> ) Patata ( <i>Solanum tuberosum</i> ) Pepino ( <i>Cucumis sativus</i> )	<b>Moderadamente sensibles (1,0-2,0 mg/l)</b>
<b>Moderadamente tolerantes (2,0-4,0 mg/l)</b>	Gladiolo ( <i>Gladiolus spp.</i> ) Maravilla ( <i>Calendula officinalis</i> ) Flor de pascua ( <i>Euphorbia pulcherrima</i> ) Reina margarita ( <i>Callistephus chinensis</i> ) Gardenia ( <i>Gardenia spp.</i> ) Tejo ( <i>Podocarpus macrophyllus</i> ) Jambolero ( <i>Syzygium paniculatum</i> ) Dracena ( <i>Crodyline indivisa</i> ) <i>Leucophyllum frutescens</i>
Lechuga ( <i>Lactuca sativa</i> ) Col ( <i>Brassica oleracea capitata</i> ) Apio ( <i>Apium graveolens</i> ) Nabo ( <i>Brassica rapa</i> ) Gramma de prado ( <i>Poa pratensis</i> ) Avena ( <i>Avena sativa</i> ) Maíz ( <i>Zea mays</i> ) Alcachofa ( <i>Cynara scolymus</i> ) Tabaco ( <i>Nicotiana tabacum</i> ) Mostaza ( <i>Brassica juncea</i> ) Trébol ( <i>Melilotus indica</i> ) Calabacín ( <i>Cucurbita pepo</i> ) Melón ( <i>Cucumis melo</i> )	<b>Moderadamente tolerantes (2,0-4,0 mg/l)</b>
(Continúa en la página siguiente)	Calistemo ( <i>Callistemon citrinus</i> ) Amapola de California ( <i>Eschscholzia californica</i> ) Boj japonés ( <i>Buxus mycrophylla</i> ) Adelfa ( <i>Nerium oleander</i> ) Hibisco chino ( <i>Hibiscus rosasinensis</i> ) Guisante de olor ( <i>Lathyrus odoratus</i> ) Clavel ( <i>Dianthus Caryophyllus</i> )
	<b>Tolerantes (6,0-8,0 mg/l)</b>
	<i>Raphiolepis indica</i> Ciruelo de Natal ( <i>Carissa grandiflora</i> ) Oxalis ( <i>Oxalis bowiei</i> )

Tabla 3.8 (Continuación) Tolerancia relativa al boro de diversos cultivos agrícolas y plantas de jardinería. (a, b)

Cultivos agrícolas	Plantas ornamentales
<b>Tolerantes (4,0-6,0 mg/l)</b>	
Sorgo ( <i>Sorghum bicolor</i> )	
Tomate ( <i>Lycopersicon lycopersicum</i> )	
Alfalfa ( <i>Medicago sativa</i> )	
Veza ( <i>Vicia benghalensis</i> )	
Perejil ( <i>Petroselinum crispum</i> )	
Remolacha roja ( <i>Beta vulgaris</i> )	
Remolacha azucarera ( <i>Beta vulgaris</i> )	
<b>Muy tolerantes (6,0-15,0 mg/l)</b>	
Algodón ( <i>Gossypium hirsutum</i> )	
Espárragos ( <i>Asparagus officinalis</i> )	

a) Datos tomados de Maas (1984).

b) Concentraciones máximas toleradas en el agua del suelo que no producen disminuciones de producción por hectárea o del crecimiento vegetativo. Las tolerancias al boro varían dependiendo del clima, de las condiciones del suelo y de las variedades vegetales. Las concentraciones máximas toleradas en el agua utilizada para regar son aproximadamente iguales a las indicadas para el agua del suelo, o ligeramente inferiores a éstas.

Si la velocidad de infiltración llega a reducirse considerablemente, puede llegar a ser imposible suministrar al cultivo o a las plantas de jardinería el agua necesaria para su adecuado crecimiento. Lo normal en estos casos es que aparezcan simultáneamente otros problemas secundarios, como la formación de costras, el crecimiento excesivo de hierbas o la deficiencia de oxígeno, propiciados por la débil estructura del suelo y el encharcamiento en su superficie. En general, los sistemas de riego con agua residual regenerada suelen estar instalados en los suelos de menor calidad o en aquellos en que ya existen problemas de permeabilidad o de gestión, lo que aumenta todavía más la probabilidad de que se registren problemas.

Los problemas de permeabilidad se presentan normalmente en los primeros centímetros de la superficie del suelo y son debidos principalmente a un contenido relativamente alto de iones sodio o a uno relativamente bajo de iones calcio, tanto en esta zona del suelo como en el agua de riego. En las condiciones típicas de California, para conservar una buena estructura del suelo es necesario mantener unos niveles adecuados de calcio, bien sea en el suelo o bien en el agua de riego. El contenido de calcio de un suelo puede llegar a reducirse excesivamente tanto por la utilización de un agua de riego de muy baja salinidad, que disuelve y arrastra el calcio, como por un agua de riego de alto contenido en sodio, que desequilibra la proporción relativa de sodio y calcio.

Las directrices relativas a la permeabilidad del suelo contenidas en la Tabla 3.4 tienen en cuenta el efecto potencial producido tanto por la salinidad como por el ión sodio. Un agua de salinidad elevada aumenta la permeabilidad y contrarresta, al menos parcialmente, los posibles problemas de permeabilidad que

cabría esperar de acuerdo con los valores de la TAS. Para un valor dado de la TAS, la velocidad de infiltración aumenta o disminuye del mismo modo que lo hace la salinidad. Por lo tanto, la TAS y la  $CE_a$  deben utilizarse conjuntamente cuando se trata de evaluar los posibles problemas de permeabilidad.

Tabla 3.9 Tolerancia a los cloruros de diversas variedades e injertos frutales. (a)

Cultivo	Injerto o variedad	Concentración máxima de Cl <sup>-</sup> en el agua que no produce daños en las hojas, mg/l (b) (c)
--- Injertos ---		
Avocado ( <i>Persea americana</i> )	West Indian	180
	Guatemala	145
	México	110
Cítricos ( <i>Citrus spp.</i> )	Mandarina Sunki, pomelo, mandarina Cleopatra, lima Rangpur	600
	Tangelo Sampson, limón áspero, naranja amarga, mandarina Ponkan	355
	Citrumelo 4475, naranja trifolate, shaddock cubano, Calamondin, naranja dulce, Savage citrange, Rusk citrange, Troyer citrange	250
Uva ( <i>Vitis spp.</i> )	Salt Creek, 1613-3	960
	Dog ridge	710
Frutos con hueso ( <i>Prunus spp.</i> )	Marianna	600
	Lovell, Shalil	250
	Yunnan	180
--- Variedades ---		
Bayas ( <i>Rubus spp.</i> )	Boysenberry	250
	Zarzamora Olallie	250
	Frambuesa Indian Summer	110
Uva ( <i>Vitis spp.</i> )	Thompson sin grano, Perlette	460
	Cardinal, rosa negra	250
Fresas ( <i>Fragaria spp.</i> )	Lassen	180
	Shasta	110

- a) Datos tomados de Maas (1984).
- b) En algunos cultivos, las concentraciones indicadas pueden exceder la tolerancia salina general, pudiendo causar una reducción de la producción por hectárea antes de que se detecten los daños foliares debidos al Cl. Los valores indicados se refieren a las concentraciones máximas en el agua de riego. Estos valores han sido obtenidos a partir de los datos del extracto de saturación (CE<sub>ex</sub>), mediante la siguiente expresión: concentración en el extracto saturado = 1,5 veces la concentración en el agua.
- c) Los valores máximos permisibles sólo son aplicables a los cultivos regados por superficie. El riego mediante aspersión puede causar quemaduras excesivas en las hojas a concentraciones mucho menores a éstas, tal como se indica en la Tabla 3.10.

Tabla 3.10 Tolerancia relativa de un grupo seleccionado de cultivos frente al deterioro foliar producido por el riego por aspersión con aguas salobres. (a, b)

Concentraciones de Na o Cl, en meq/l (c), que causan daños en las hojas			
< 5	5 - 10	10 - 20	> 20
Almendro Albaricoque Limón Ciruela	Uva Pimiento Patata Tomate	Alfalfa Cebada Maíz Pepino Cártamo Sésamo Sorgo	Coliflor Algodón Caña de azúcar Girasol

- a) Datos tomados de Maas (1984).
- b) Susceptibilidad obtenida a partir de la adsorción de las sales a través de las hojas.
- c) La concentración de Na o Cl en meq/l puede obtenerse a partir de los correspondientes valores expresados en mg/l, dividiendo estos últimos por el peso equivalente del Na, 23 gramos, o del Cl, 35,5 gramos.
- d) El daño en las hojas viene influido por las condiciones ambientales y de cultivo. Estos resultados sólo tienen valor de directrices generales para el riego diurno por aspersión.

Normalmente, las aguas residuales regeneradas tienen unas concentraciones de sales y de calcio lo suficientemente elevadas como para no suscitar una gran preocupación ante la posibilidad de que el agua disuelva o arrastre demasiado calcio de la superficie del suelo. No obstante, las aguas residuales regeneradas tienen concentraciones relativamente altas de sodio, lo que contribuye a incrementar el valor de la TAS, convirtiéndolo así en una de las mayores preocupaciones que se presentan en la planificación de los proyectos de reutilización de agua residual.

Como se analiza en el Capítulo 7, se dispone actualmente de técnicas de gestión de suelos capaces de mitigar los problemas de permeabilidad que puedan presentarse, permitiendo así un uso satisfactorio de aguas de riego con una TAS elevada. No obstante, ocurre con frecuencia que estas técnicas deben utilizarse de forma continuada para evitar el deterioro de la estructura del suelo. Una vez adoptadas, estas técnicas promueven una mejor penetración del agua y ayudan a evitar los problemas causados por vectores, como los mosquitos, que se desarrollan con frecuencia en aguas estancadas sobre la superficie del suelo durante prolongados períodos de tiempo.

Los posibles problemas de permeabilidad estimados de acuerdo con las directrices de la Tabla 3.4, a partir de los valores de la  $CE_a$  y de la TAS, pueden llegar a ser más o menos graves que los estimados inicialmente. Entre las posibles causas de esta discrepancia cabe citar los cambios en el contenido de calcio del agua de riego después de introducirse en el terreno, ya que en ese momento el "agua de riego" se convierte en "agua intersticial". Estos cambios en

el contenido de calcio se producen por la precipitación del calcio disuelto en el agua, o por la disolución del calcio presente en el suelo, de acuerdo con las características del agua intersticial, es decir, su salinidad, su contenido relativo de bicarbonato y calcio y su concentración de dióxido de carbono.

La tasa ajustada de adsorción de sodio,  $TAS_{aj}$ , obtenida según el método indicado en la Tabla 3.2, permite evaluar estos efectos y predecir de forma más correcta el valor real de la TAS de determinadas aguas, tales como las aguas residuales municipales y las aguas residuales de otros tipos. El valor de la  $TAS_{aj}$  puede utilizarse en lugar de la TAS para estimar más correctamente los posibles problemas de permeabilidad, según las directrices indicadas en la Tabla 3.4.

### **Microelementos**

Los valores que aparecen en la Tabla 3.5 representan las concentraciones máximas de microelementos recomendadas para que un agua pueda ser utilizada para regar durante un período de tiempo prolongado. Ninguno de los elementos que aparecen en la Tabla 3.5 son fitotóxicos cuando su concentración es inferior al valor indicado y, por lo tanto, un agua de esas características puede considerarse satisfactoria para el riego continuado de cualquier tipo de cultivo en cualquier tipo de suelo. Eso no significa que, si se excede el límite recomendado, llegue necesariamente a producirse fitotoxicidad. La mayor parte de los elementos indicados son adsorbidos o retenidos fácilmente por el suelo, donde se acumulan con el tiempo. La utilización repetida de un agua cuyas características excedan los valores recomendados dará lugar, en último término, a un aumento progresivo de esos elementos en el suelo, hasta alcanzar un nivel capaz de provocar fitotoxicidad.

Los límites recomendados en la Tabla 3.5 tienen como objetivo asegurar que el terreno en que se utiliza agua regenerada para regar puede ser empleado para desarrollar cualquier tipo de cultivo en el futuro. Por todo ello, esos límites deben considerarse como los valores máximos de las concentraciones medias a largo plazo, obtenidos a partir de unas condiciones de riego normales. Sin embargo, a corto plazo, puede ocurrir que se tenga que sobrepasar bien sea la concentración máxima de algún elemento, o bien los caudales normales de riego; en estos casos, la futura concentración de esos elementos, o los correspondientes caudales de riego, deberán ajustarse consecuentemente. El Capítulo 13 analiza detalladamente las cargas hidráulicas que pueden adoptarse a largo plazo para regar un suelo. El agua y el suelo deben analizarse periódicamente a fin de estimar la velocidad de acumulación de elementos en el suelo y contribuir así a la planificación de los futuros usos de la zona regada.

La Tabla 3.11 muestra las concentraciones típicas de microelementos presentes en los efluentes de diversas plantas de tratamiento de agua residual, con capacidades pequeñas e intermedias, de California. Las concentraciones observadas muestran la escasa incidencia potencial que la acumulación de microelementos puede tener en cualquier tipo de suelo. Poblaciones de tamaño pequeño e intermedio como las consideradas son precisamente las que tienen un mayor potencial para la regeneración y reutilización de agua residual, ya que los

terrenos de cultivo están generalmente situados en sus inmediaciones, lo que reduce el coste de transporte del agua residual regenerada.

Además, este tipo de poblaciones no suelen tener un alto nivel de industrialización y, en la mayor parte de los casos, las concentraciones de microelementos en el agua residual regenerada son inferiores a las especificadas en las normas de California para las aguas de consumo público y mucho menores que los valores máximos de las concentraciones medias recomendadas en la Tabla 3.5 para riego a largo plazo.

La Tabla 3.12 muestra el peso total acumulado de cada uno de los microelementos disueltos en el agua de riego, a lo largo de un período simulado de 20 años, en la localidad de Hollister, California. Este tipo de estimación debe llevarse a cabo en todo proyecto de riego con agua residual regenerada.

### Elementos Nutritivos

Los elementos nutritivos presentes en las aguas residuales municipales regeneradas proporcionan un aporte de fertilizantes a los cultivos o a las plantas de jardinería. No obstante, este aporte adicional puede sobrepasar las necesidades de las plantas en determinados casos, pudiendo llegar a causar problemas relacionados con un crecimiento vegetativo excesivo, una maduración tardía o desigual de los frutos, o una calidad inferior de éstos.

Tabla 3.11 Concentraciones de microelementos presentes en efluentes de plantas de tratamiento de agua residual municipal en diversas ciudades de California. (a)

Micro-elemento mg/l	Norma de calidad de agua de riego (b) bebida (b)		Ciudad de Santa Rosa (c)	Condado de Orange SD (d)	Ciudad de Hollister (e)	Ciudad de Modesto (f)	Ciudad de Fresno (f)
Ag, plata	--	0,05	--	0,004	<0,002	--	<0,001
As, arsénico	5,0	0,05	0,003	0,002	<0,01	<0,01	0,002
B, boro	0,7	--	0,53	0,62	--	<0,05	--
Ba, bario	--	1,0	--	0,082	0,13	--	0,005
Be, berilio	0,1	--	--	--	--	<0,01	<0,001
Cd, cadmio	0,01	0,01	0,006	0,009	<0,004	<0,001	<0,001
Co, cobalto	0,05	--	<0,001	--	<0,008	<0,01	--
Cr, cromo	0,1	0,05	0,003	<u>0,204(i)</u>	<0,014	<u>0,066(i)</u>	<0,001
Cu, cobre	0,2	0,1	0,004	<u>0,291(i)</u>	0,034	0,05	0,013
Fe, hierro	5,0	0,3	0,21	0,19	<u>0,39(i)</u>	0,25	--
Hg, mercurio	--	0,002	--	<0,001	<0,001	--	0,0003
Mn, manganeso	0,2	0,05	<u>0,068(i)</u>	0,038	<u>0,070(i)</u>	0,05	--
Ni, níquel	0,2	--	0,04	--	0,051	0,05	0,030
Pb, plomo	5,0	0,05	0,017	0,035	<u>0,054(i)</u>	<0,005	0,05
Se, selenio	0,02	0,01	0,001	0,007	<0,001	<0,005	0,003
Zn, zinc	2,0	5,0	0,06	0,308	0,048	<0,01	0,041

(Continúa en la página siguiente)

Tabla 3.11 (Continuación) Concentraciones de microelementos presentes en efluentes de plantas de tratamiento de agua residual municipal en diversas ciudades de California. (a)

Micro-elemento mg/l	Selma Kingsburg Fowler SD	Sacramento Regional Plant (f)	East Bay MUD (g)	East Bay MUD (h)	Ciudad de San Bernardino (h)	Chino Basin MUD (h)	Ciudad de San Francisco (h)	Ciudad de Woodland (f)
Ag, plata	<0,05	0,004	0,0008	<0,01	<0,005	0,005	--	--
As, arsénico	<0,01	0,0026	0,008	<0,01	<0,001	--	--	--
B, boro	0,5	--	--	--	--	--	--	--
Ba, bario	--	--	--	<0,05	<0,001	--	--	--
Be, berilio	<0,02	<0,01	--	--	--	--	--	<0,005
Cd, cadmio	<0,005	<0,01	0,0008	<0,005	0,006	0,005	<0,03	<0,03
Co, cobalto	<0,1	--	--	<0,025	<0,001	--	--	--
Cr, cromo	0,002	0,015	0,02	<0,01	<0,01	0,020	<0,01	<0,01
Cu, cobre	<0,01	0,026	<0,02	0,08	0,015	0,083	<0,05	<0,05
Fe, hierro	--	--	--	0,17	<0,05	--	0,30	0,30
Hg, mercurio	<0,0004	0,0006	<0,0002	<0,001	<0,001	0,0020	<0,001	<0,001
Mn, manganeso	0,04	--	--	0,03	0,01	--	--	--
Ni, níquel	<0,025	0,08	0,032	--	--	0,083	<0,04	<0,04
Pb, plomo	<0,001	0,04	0,006	<0,01	0,02	<u>0,07(i)</u>	<0,04	<0,04
Se, selenio	--	0,0002	--	<0,001	<0,001	--	<0,005	<0,005
Zn, zinc	<0,04	0,06	0,08	<0,075	0,022	0,22	0,34	0,34

- a) Los valores en los que aparece el signo < significan que el elemento en cuestión puede o no estar presente en concentraciones inferiores al nivel de detección. El nivel de detección viene representado por la concentración indicada precedida del signo "<".
- b) Concentraciones máximas recomendadas para el agua de bebida, tal como aparece definidas por el Código Administrativo de California (DSSEC, 1978), y para el agua de riego, tal como se indica en la Tabla 3.4.
- c) Bain y Esmailii (1976).
- d) Argo (1976).
- e) Pound y cols. (1978).
- f) Datos recogidos por la Ciudad o el Distrito durante el desarrollo de su Programa de Pretratamiento Industrial.
- g) Sacramento Area Consultants (1979).
- h) Archivos del Informe de Vigilancia Sistemática del Consejo Regional de Lucha contra la Contaminación del Agua, 1982-83.
- i) Los valores subrayados sobrepasan las Normas de Calidad del Agua de Bebida de California, aunque sólo los valores del cobre (Cu) y del cromo (Cr) correspondientes al Orange County Sanitary District sobrepasan los límites considerados normalmente como seguros para el riego a largo plazo, tal como se indica en la Tabla 3.4.

El aporte de elementos nutritivos debe verificarse periódicamente mediante análisis sistemáticos de la calidad del agua. Estos aportes deben tenerse en cuenta al establecer el programa de fertilización. Entre los elementos nutritivos de importancia para la gestión agrícola y de jardinería en California cabe destacar: el nitrógeno, el fósforo y ocasionalmente el potasio, el zinc, el boro y el azufre. El nitrógeno es el elemento nutritivo más beneficioso y que con más frecuencia alcanza niveles excesivos. Las directrices de la Tabla 3.4 proporcionan criterios orientativos a este respecto. Los apartados siguientes contienen un breve análisis de los elementos nutritivos mencionados, mientras que el Capítulo 12 ofrece un tratamiento más detallado de este tema.

Tabla 3.12 Aporte de microelementos a un suelo agrícola, estimados a partir de 20 años de riego con agua residual típica de la ciudad de Hollister, California.

Elemento	Concentración media de metal mg/l (a)	Aporte en 20 años kg/ha (b)	Niveles de fondo típicos en suelos de California kg/ha (c) (d)	Aumento %
Ag (plata)	< 0,008	< 1,92	-	-
As (arsénico)	< 0,01	< 2,4	12	< 20
Ba (bario)	< 0,13	< 31,2	1000	< 3
Cd (cadmio)	< 0,004	< 0,96	1,53	< 62
Co (cobalto)	< 0,008	< 1,92	16	< 12
Cr (cromo)	< 0,014	< 3,36	69,3	< 5
Cu (cobre)	0,034	8,16	65,7	12
Fe (hierro)	0,39	93,6	75000	0,1
Hg (mercurio)	< 0,001	< 0,24	-	-
Mn (manganeso)	0,070	16,8	1530	1
Ni (níquel)	0,051	12,24	63,3	19
Pb (plomo)	0,054	12,96	74,7	17
Se (selenio)	< 0,001	< 0,24	0,4	< 60
Zn (zinc)	0,048	11,52	272	4

- a) Datos tomados de Pound y cols. (1978).  
 b) Obtenido a partir de una tasa de riego de 12000 m<sup>3</sup>/ha.año, durante 20 años.  
 c) Basado en datos relativos a 26 tipos seleccionados de suelos de California (véase el Anexo H). Los datos correspondientes al As, Ba, Co y Se han sido tomados de Page (1974).  
 d) Los niveles de fondo típicos de los suelos de California se obtuvieron mediante extracción con ácido nítrico 4N. Aunque este método no asegura la extracción total de cada uno de los metales contenidos en el suelo, es el método comúnmente utilizado para el análisis del contenido total de metales.

## Nitrógeno

El contenido total de nitrógeno de un agua residual municipal, después de un tratamiento secundario, oscila entre 20 y 60 mg/l N. Sin embargo, tanto la concentración de nitrógeno como las especies en que éste se encuentra, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N y N-orgánico, dependen del tipo y grado de tratamiento a que se ha sometido al agua residual, tal como se analiza en el Capítulo 2.

La Tabla 3.13 ilustra la variación del contenido de nitrógeno total y de las diferentes especies de nitrógeno que se registran en el efluente de varias plantas de tratamiento de agua residual de California. Así, por ejemplo, el efluente de una planta de tratamiento secundario contiene muy poco nitrato, a menos que ésta disponga de un proceso de nitrificación. El contenido de nitrógeno total puede ser 10 o más veces superior al contenido de nitrato. Obsérvese que las directrices indicadas en la Tabla 3.4 están referidas al contenido de nitrógeno total, sin tener en cuenta las especies concretas en que éste pueda encontrarse.

El nitrógeno contenido en el agua residual regenerada que llega hasta el campo de cultivo a través del agua de riego es esencialmente idéntico al

nitrógeno contenido en los fertilizantes agrícolas, aunque es más difícil de controlar. Durante cada sesión de riego, el agua aporta nitrógeno al suelo, fertilizando así el cultivo. Aunque este proceso es beneficioso en los primeros estadios vegetativos de la planta, deja progresivamente de serlo a medida que la planta inicia la maduración. En algunos casos, el aporte de nitrógeno es excesivo, lo que estimula el crecimiento vegetativo, pudiendo llegar a retrasar la maduración de la planta o reducir la calidad de la cosecha. En otros casos, puede darse un déficit de nitrógeno, lo que obliga a un aporte complementario mediante fertilizante agrícola a fin de satisfacer las necesidades propias del cultivo. El Capítulo 12 contiene un análisis de la evolución experimentada por el nitrógeno aportado a un suelo.

Tabla 3.13 Concentraciones de nitrógeno, fósforo y potasio observadas en el agua residual municipal de un grupo seleccionado de plantas de tratamiento de California. (a)

Planta de tratamiento	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	N-org	N-total	P-total	K
	mg/l					
<b>Agua residual sin tratar</b>						
Ciudad de Davis (b)	35,6	0	7,8	43,4	-	-
Ciudad de Long Beach	28,7	<1	12,9	41,6	34,6	19
Ciudad de Pomona	20,6	<1	14,0	34,6	28,3	13
<b>Tratamiento primario</b>						
Ciudad de Davis (b)	26,2	0	8,5	34,7	-	-
Ciudad de Ventura (Seaside)	25,0	0	10,0	35,0	10,0	18
CSDLAC Joint Plant (Condado de los Angeles)	39,5	0	14,9	54,4(c)	11,2	19
<b>Tratamiento secundario-fangos activados</b>						
Ciudad de Santa Rosa	13,0	0,2	5,8(c)	19,0	18,3	10
Ciudad de Palo Alto	24,0	0,4	3,3	27,7	6,2	11
<b>Tratamiento secundario-lagunaje</b>						
Ciudad de Davis (b)	1,0	5,0	13,0	-	-	-
Napa Sanitation District	1,5	2,2	10,7	14,4	5,5	27
Ciudad de Modesto	-	2,0	-	28,9	12,7	34
American Canyon CWD	6,1	1,2	11,0	18,3	8,6	20
Jamestown Sanitation District	<0,1	1,0	10,0	11,6	7,3	10
<b>Tratamiento avanzado</b>						
Duolín-San Ramón Service District	0,1	19,0	0,2	19,3	28,5	-
Ciudad de Livermore	1,0	21,3	2,6	24,9	16,5	-
Ciudad de Pomona	11,4	3,3	1,3	16,0	21,7	12
Simi Valley CSD	16,6	0,4	2,3	19,3	-	-

- a) Datos obtenidos a partir de los niveles de rendimiento de los procesos de tratamiento que se indican en el Capítulo 2 y de los datos reales de explotación de las diferentes instalaciones de tratamiento.
- b) Los resultados de la ciudad de Davis ilustran el cambio que experimenta el nitrógeno contenido en un agua residual durante el proceso de tratamiento y de almacenamiento.
- c) Valores estimados.

## **Fósforo**

El fósforo es otro elemento nutritivo requerido por todas las plantas. La concentración de fósforo en el efluente de un sistema de tratamiento secundario varía entre 6 y 15 mg/l, equivalentes a 15 - 35 mg/l  $P_2O_5$ , a menos que el proceso de tratamiento haya conseguido eliminarlo. A su llegada al campo de riego, el fósforo contenido en el agua residual puede ser inferior al indicado anteriormente y, en general, es demasiado bajo durante el período de crecimiento inicial de las plantas como para afectar su crecimiento.

Sin embargo, este aporte de fósforo se acumula gradualmente en el suelo, disminuyendo así la necesidad de aportes complementarios de este fertilizante en años sucesivos. El exceso de fósforo en el suelo no ha llegado a ser un problema y, por consiguiente, no se ha establecido ninguna directriz para evaluar su concentración. A pesar de ello, tanto el agua residual regenerada como el suelo de cultivo deben analizarse sistemáticamente con objeto de planificar el programa de fertilización. Las reacciones del fósforo con el suelo se analizan en el Capítulo 12.

## **Potasio**

La mayor parte de los suelos de California disponen de un suministro adecuado de potasio, de modo que el potasio aportado por los efluentes de agua residual municipal no mejora generalmente la producción por hectárea o la calidad de los cultivos. La concentración de potasio disuelto en un efluente secundario oscila entre 10 y 30 mg/l, equivalentes a 12 - 36 mg/l  $K_2O$ , tal como se indica en la Tabla 3.13.

## **Zinc**

Prácticamente todos efluentes de agua residual contienen suficiente zinc como para corregir las posibles deficiencias de un suelo al cabo de 1 a 3 años. El zinc es un elemento nutritivo considerado como beneficioso para los suelos deficitarios en este elemento, aunque no deben sobrepasarse los niveles máximos indicados en la Tabla 3.5.

## **Azufre**

Son muy pocos los casos, especialmente en zonas de las Sierras Nevadas o de la Costa Norte donde las precipitaciones sobrepasan los 500 mm/año, en los que la falta de azufre llega a reducir con frecuencia la producción por hectárea de los cultivos o de los pastos. El contenido de azufre de un agua residual municipal regenerada es suficiente como para corregir el posible déficit de azufre de un suelo.

## **Boro**

El agua residual regenerada contiene boro suficiente como para corregir cualquier déficit de boro que pueda existir en un suelo. Mucha mayor preocupación suscita un posible exceso de boro en el suelo, en cuanto que

puede reducir la producción por hectárea de los cultivos. Los problemas ocasionados por un exceso de boro se analizan en la sección titulada "Fitotoxicidad de Iones Específicos".

### **Problemas Diversos**

El uso de agua residual regenerada para regar puede dar lugar a problemas ocasionales debidos a valores anormales del pH, a la corrosión de las tuberías y equipos, a la obturación del sistema de riego y a la presencia de elevadas concentraciones de cloro residual.

El pH del agua no es generalmente un problema en sí mismo, aunque un pH fuera del intervalo normal, 6,5 - 8,4, es un buen indicador de una calidad anormal del agua o de la presencia de un ión tóxico. La detección de un valor anormal del pH debe considerarse como una advertencia de que es necesario realizar una evaluación detallada del agua y efectuar las correspondientes correcciones y mejoras.

Los problemas de corrosión pueden presentarse en las tuberías tanto de metal como de hormigón, debido a la presencia de un pH bajo, a una concentración elevada de dióxido de carbono o a dióxido de carbono libre, o en algunos casos al efecto secundario de un descenso del oxígeno disuelto en el agua, causado por una carga orgánica excesiva en la planta de tratamiento de agua residual. El descenso de la concentración de oxígeno disuelto provoca la formación de sulfuro de hidrógeno gaseoso. Esta situación se presenta con frecuencia cuando se transporta efluente primario mediante conductos cerrados a lo largo de grandes distancias, o cuando no es posible drenar el agua residual contenida en la tubería de conducción, una vez terminado el riego. Los problemas de corrosión causan considerables molestias cuando se utilizan compuertas o tuberías de metal. Un efluente secundario bien tratado no suele ocasionar problemas de corrosión.

Se han registrado problemas debidos a la obturación de los sistemas de riego por aspersión y de riego localizado. La formación de películas biológicas, producidas por bacterias u otros microorganismos, tanto en los cabezales de los aspersores como en los orificios de salida o en los tubos de suministro, llegan a impedir el paso del agua, del mismo modo que lo pueden hacer elevadas concentraciones de algas o de materia en suspensión. Los sistemas de riego localizado son los que registran problemas de obturación con más frecuencia. Estos sistemas están considerados frecuentemente como ideales, en cuanto que están totalmente cerrados, evitando así los riesgos para los operarios y la generación de aerosoles.

El Capítulo 8 contiene un análisis de las ventajas e inconvenientes de los diversos sistemas de riego. La presencia de concentraciones excesivas de materia en suspensión y de elementos nutritivos en el agua residual tratada puede requerir una filtración previa del agua antes de su utilización, lo que complica la gestión de un sistema de riego localizado con agua residual regenerada. Las

directrices indicadas en la Tabla 3.14 ayudan a evaluar la idoneidad de un agua para su uso mediante riego localizado.

Tabla 3.14 Posibles problemas de obstrucción provocados por el agua utilizada en sistemas de riego localizado.

Tipo de problema	Posibles restricciones de uso		
	escasas	débiles a moderadas	severas
1. Físico			
MES, mg/l	< 50	50 - 100	> 100
2. Químico			
pH	< 7,0	7,0 - 8,0	> 8,0
Materia disuelta, mg/l	< 500	500 - 2 000	> 2000
Manganeso, mg/l (a)	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Hierro, mg/l (b)	< 0,1	0,1 - 1,5	> 1,5
Sulfuro de hidrógeno, mg/l	< 0,5	0,5 - 2,0	> 2,0
3. Biológico			
Concentración bacteriana (máximo número/ml)	< 10000	10000 - 50000	> 50000

- a) A pesar de que estas concentraciones pueden ser insuficientes para causar problemas en un sistema de riego localizado, los problemas de fitotoxicidad pueden detectarse a concentraciones inferiores a éstas, tal como se indica en la Tabla 3.5.
- b) Concentraciones de hierro superiores a 5,0 mg/l pueden causar desequilibrios nutritivos en determinados cultivos, como se indica en la Tabla 3.5.

El aspecto más importante a tener en cuenta cuando se utilizan esas directrices es que sólo son indicaciones de carácter general, por lo que es necesario la consideración simultánea de otros factores tales como la temperatura, la luz solar, los tipos de goteros y los caudales de agua, ya que cualquiera de ellos puede modificar considerablemente la gravedad del problema. Una combinación de dos o más de esos factores es todavía más difícil de resolver y produce efectos más graves en la eficacia del sistema de riego que cuando sólo se registra uno de ellos. Cuanto más complejo es el problema, más difícil es desarrollar un esquema de gestión que sea rentable. Cabe esperar que, a medida que se progresa en el diseño de goteros, llegue a desarrollarse un sistema de riego localizado más adaptado al uso de agua residual regenerada.

Una concentración excesiva de cloro residual en un efluente municipal produce daños en las plantas cuando se usan aspersores, siempre que esa concentración persista en el momento en que el efluente se vierte sobre las plantas. Teniendo en cuenta que el cloro libre es muy reactivo e inestable en el agua, una concentración elevada de cloro residual puede diluirse rápidamente colocando el agua residual tratada en un estanque abierto, durante varias horas.

Una concentración de cloro residual inferior a 1 mg/l  $Cl_2$  no debe afectar a las hojas de las plantas; sin embargo, cuando la concentración sobrepasa los 5 mg/l  $Cl_2$ , los daños en las hojas pueden ser graves (Branson, comunicación personal). La intensidad o la posibilidad de que se produzcan daños a las plantas aumenta a medida que la concentración supera 1 mg/l  $Cl_2$ . Las directrices relativas al cloro residual aparecen en la Tabla 3.4 y deben considerarse como una advertencia de que pueden producirse problemas graves. Es necesario disponer de mayor experiencia antes de poder establecer valores definitivos. La mayoría de los proyectos de reutilización de agua residual regenerada no experimentarán este tipo de problemas siempre que se utilice un depósito de almacenamiento intermedio; no obstante, es necesario poner mucha atención cuando tenga que prescindirse del depósito y el riego se efectúe con agua proveniente directamente de la planta de tratamiento.

## REFERENCIAS

- American Public Health Association (1980). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 15 edición. APHA-AWWA-WPCF, Washington, D.C.
- Argo, D.G. (1976). *Orange County Water Factory 21*, proceedings of the Wastewater Treatment and Reuse Seminar, South Lake Tahoe, Nevada.
- Ayers, R.S. y D.W. Westcot (1984). *Water Quality for Agriculture, Irrigation and Drainage Paper no. 21*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Roma, Italia.
- Bain, R.C. y H. Esmaili (1976). *Santa Rosa Effluent Irrigation Study*, Final Report. Brown and Caldwell Engineers, Santa Rosa, California.
- Chapman, H.D. y P.F. Pratt (1981). *Methods of Analysis for Soils, Plants and Waters*. Publication no. 4034. University of California, Division of Agricultural Sciences, California.
- Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California (DSSEC) (1978). *Administrative Code*, Title 22, Environmental Health, Section 64401-644475. Berkeley, California.
- Maas, E.V. (1984). Salt tolerance of plants, en *The Handbook of Plant Science in Agriculture*. Editado por B.R. Christie, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.
- Nakayama, F.S. (1982). Water analysis and treatment techniques to control emitter plugging, páginas 97-112, en *Proceedings of the Irrigation Association Exposition Conference*. Portland, Oregon.
- National Academy of Sciences - National Academy of Engineering (1973). *Water Quality Criteria 1972: a report of the committee on water quality criteria*. Páginas 232-353. EPA-R3-73-033, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Oster, J.D. y F.W. Schroer (1979). Infiltration as influenced by irrigation water quality. *Journal of the American Society of Soil Science*, 43:444-447.
- Page, A.L. (1974). *Fate and Effects of Trace Elements in Sewage Sludge when Applied to Agricultural Lands*, a literature review study. EPA-670/2-74-005, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

- Pound, C.E., R.W. Crites y J.V. Olsen (1978). *Long-term Effects of Land Application of Domestic Wastewater, Hollister, California, Rapid Infiltration Site*. EPA-600/2-78-084, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Pratt, P.F. (1972). *Quality Criteria for Trace Elements in Irrigation Waters*. University of California Experimental Station, Riverside, California.
- Quick, J. (1978). *California Soil Testing Procedures*. California Fertilizer Association, Sacramento, California.
- Rhoades, J.D. (1977). Potential of using saline agricultural drainage for irrigation. *Proceedings of Water Management for Irrigation and Drainage*; ASAE, Reno, Nevada, páginas 85-116.
- Rhoades, J.D. y M. Clark (1978). *Sampling Procedures and Chemical Methods in Use at the U.S. Salinity Laboratory for Characterizing Salt-affected Soils and Waters*. Memo report, U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California.
- Richards, L.A. (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Agricultural Handbook no. 60*. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Sacramento Area Consultants (1979). *Sewage Sludge Management Program, Final Task Report of the Source Survey*. Sacramento, California.
- Suarez, D.L. (1981). Relation between pHc and Sodium Adsorption Ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. *Journal of the American Society of Soil Science*, 45:469-475.
- University of California Committee of Consultants (1974). *Guidelines for Interpretation of Water Quality for Agriculture*. Memo report, 13 páginas, California.

# CAPÍTULO 4

---

## CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA DE RIEGO

R. W. Crites

### INTRODUCCIÓN

La planificación, el diseño y la gestión de un sistema de riego con agua residual regenerada, tanto si es para fines agrícolas como de jardinería, debe adaptarse a las características de la zona que se trata de regar. En este capítulo se describen las características más importantes a tener en cuenta para evaluar la situación de la zona de riego, así como las investigaciones de campo necesarias para determinar la velocidad de infiltración y la permeabilidad del suelo. Este capítulo contiene también un análisis de los efectos producidos por la vegetación, las dotaciones hidráulicas y la forma de gestión del riego sobre las velocidades de infiltración del terreno.

### EVALUACIÓN DE LA ZONA

Entre los factores más importantes a tener en cuenta para evaluar una zona de riego hay que destacar la topografía, los tipos de suelo, la geología, las aguas subterráneas, los usos del suelo y el clima. Otras variables que afectan la planificación de un sistema de riego son: 1) las características del agua residual, analizadas en el Capítulo 2, 2) los criterios de calidad del agua, estudiados en el Capítulo 3, 3) las técnicas agrícolas de la zona, 4) el cultivo seleccionado, tal como se detalla en el Capítulo 6 y 5) la legislación sobre el agua, tal como se expone en el Capítulo 11. Por otra parte, el consumo de agua de los cultivos se analiza en el Capítulo 5. Hay que señalar por último que las técnicas agrícolas pueden afectar la selección de la zona, si en ella predomina el cultivo de productos hortícolas o de otros cultivos especializados de gran valor.

## **Topografía**

Las características topográficas más importantes para evaluar una zona de riego son la pendiente, el relieve y la susceptibilidad a las inundaciones. La pendiente y el relieve pueden determinarse a partir de mapas como los elaborados por el Servicio Geológico de los Estados Unidos, bien a escala 1:24000 o bien a escala 1:62500. Por otra parte, los diferentes tipos de pendientes pueden obtenerse de los mapas detallados de suelos publicados por el Servicio de Conservación de Suelos.

La topografía de los terrenos colindantes con la zona considerada debe ser evaluada también con respecto a su capacidad para: 1) aportar aguas de escorrentía durante las tormentas, 2) remansar las aguas de drenaje en la zona considerada, 3) provocar la infiltración de aguas subterráneas en la zona considerada y 4) proporcionar un drenaje complementario (USEPA, 1981).

### **Pendiente y relieve**

Una pendiente excesiva es una característica desaconsejable para una zona que piensa regarse con agua residual, debido a que: 1) aumenta el caudal de escorrentía y el grado de erosión que ésta producirá, 2) puede dar lugar a un suelo inestable cuando éste se encuentre saturado, 3) hace que las faenas de cultivo sean difíciles e incluso imposibles y 4) hace con frecuencia que el coste del riego sea elevado. Los criterios utilizados para establecer la máxima pendiente recomendable dependen del tipo de sistema de cultivo adoptado. Para cultivos agrícolas, la pendiente máxima recomendada normalmente es de un 15%. Las explotaciones agrícolas que no requieren tareas de cultivo, como las praderas, pueden alcanzar pendientes de un 15 a un 20%, o incluso superiores, dependiendo de las limitaciones impuestas por las aguas de escorrentía. Se han realizado estudios (Nutter y cols., 1979) sobre el riego por aspersión de zonas forestales con pendientes de un 15 a un 30%, habiéndose llegado a obtener explotaciones forestales satisfactorias en zonas con pendientes de hasta un 40% (Sepp, 1973).

El relieve se define como la diferencia de altitud entre dos puntos de la zona considerada. La principal preocupación que la existencia de relieve suscita es su efecto sobre el sistema de bombeo y de distribución del agua en toda la zona de riego. Puede resultar más caro bombear un efluente hasta una zona próxima, pero con un relieve considerable, que construir un sistema de aducción por gravedad hasta una zona mucho más alejada.

### **Susceptibilidad a las inundaciones**

La implantación de un sistema de riego con agua residual dentro de una zona llana inundable puede ser ventajoso o desfavorable, dependiendo del enfoque adoptado en su planificación y diseño. Una zona inundable puede ser desaconsejable debido a la gran variabilidad de las condiciones de drenaje que se presentan normalmente y a los daños potenciales que las inundaciones pueden producir a los componentes físicos del sistema de tratamiento.

Por otra parte, las zonas inundables, los depósitos aluviales y las formaciones deltaicas pueden ser los únicos suelos de espesor considerable disponibles en la zona. Además, un diseño y una elección cuidadosos de las técnicas de riego pueden hacer que un sistema de riego con agua residual se convierta en una parte integral del programa de gestión de una zona inundable. En cualquier caso, siempre es necesario evaluar el peligro de inundación de una posible zona de riego tanto con respecto a la severidad de las inundaciones que puedan registrarse como con respecto a la extensión de la zona inundada.

Las condiciones locales determinan el alcance de las medidas de protección contra las inundaciones que habrán de incorporarse en un sistema de riego con agua residual. En determinados casos, puede ser preferible permitir que la zona se inunde tanto como sea necesario, siempre que se establezcan las medidas de protección adecuadas mediante un depósito de almacenamiento del efluente en una zona contigua. Por otra parte, las zonas inundables no son generalmente adecuadas para la construcción de viviendas o edificios comerciales, por lo que ofrecen una posibilidad para la implantación de sistemas novedosos de riego con agua residual. Las zonas inundables pueden utilizarse como terrenos de cultivo siempre que las inundaciones sean tan esporádicas como para hacer rentable la explotación agrícola.

La descripción de las inundaciones más importantes ocurridas en los Estados Unidos, y los resúmenes de las inundaciones más destacadas de cada año, se publican en los Water Supply Papers del Servicio Geológico de los Estados Unidos. Los Atlas de Investigaciones Hidrológicas publicados por el Servicio Geológico contienen mapas de determinadas localidades, en los que se indican las zonas afectadas durante las inundaciones ocurridas hasta el momento. El Servicio Geológico ha elaborado mapas más recientes en los que se indican las zonas inundables de muchas áreas del país, como parte del "Programa Nacional para la Gestión de las Perdidas por las Inundaciones". Los mapas están basados en planos topográficos a escala 1:24000. Por medio de una superimpresión en blanco y negro, los mapas identifican las zonas cuya probabilidad de inundarse en un año determinado es de un 1%. Además, los servicios del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos y los servicios territoriales de control de las inundaciones facilitan información detallada sobre las inundaciones, por ser ellos los que tratan dichos problemas de forma directa.

## **Suelos**

La evaluación de una posible zona de riego requiere la identificación de los tipos de suelos existentes y la determinación de las características físicas, químicas e hidráulicas de cada tipo de suelo. Entre las características físicas más importantes hay que señalar la textura, la estructura y el espesor del suelo. En cuanto a las propiedades químicas del suelo hay que mencionar el pH, la conductividad, el porcentaje de sodio intercambiable, el fósforo disponible, la materia orgánica y, en algunas zonas, el contenido de boro. Por último, entre las características hidráulicas más importantes de un suelo hay que señalar la velocidad de infiltración y la permeabilidad.

### **Estudios edafológicos**

Los estudios edafológicos pueden obtenerse normalmente del Servicio de Conservación de Suelos. Un estudio edafológico contiene normalmente diversos mapas en los que se muestran los límites de las series de suelos y sus texturas hasta una profundidad de 1,5 m. La escala de estos mapas varía entre 1:20000 y 1:24000, siendo esta última la escala utilizada en los estudios más recientes. Un estudio edafológico proporciona información limitada de las propiedades químicas, las granulometrías, el drenaje, la erosión potencial, la idoneidad general para los cultivos de carácter local, así como información relativa a la interpretación y gestión de la calidad del suelo. En determinadas zonas, los estudios publicados no están disponibles o existen solamente como informes detallados, con mapas cuya escala varía entre 1:100000 y 1:250000.

Un conjunto de suelos con perfiles muy similares constituyen una serie. A excepción de las diferencias que normalmente cabe esperar en la textura tanto de la capa superficial como del estrato subyacente, todos los suelos de una serie tienen unos horizontes, o capas, principales que son similares en composición, espesor y disposición del perfil. Una serie suele denominarse normalmente con el nombre del pueblo o de la característica geográfica próxima al lugar donde se observó y cartografió un suelo de esa serie por primera vez.

Los suelos de una serie pueden diferir en la textura del horizonte o capa superficial, o en el tipo de suelo subyacente, así como en la pendiente, la erosión, el contenido rocoso, la salinidad y otras características diversas. En base a todas estas diferencias, un serie de suelos se divide en fases. El nombre de la fase o tipo del suelo designa generalmente una característica que afecta a su uso o a su gestión.

Existe un mapa de California en el que se indican las zonas de las que se dispone de estudios edafológicos detallados y las zonas en las que esos estudios se están llevando a cabo actualmente. Este mapa puede obtenerse dirigiéndose al State Conservationist, Soil Conservation Service, 2828 Chiles Road, Davis, CA 95616.

### **Características físicas del suelo**

La textura y la estructura de un suelo son propiedades físicas importantes, debido a sus efectos sobre las características hidráulicas. La clasificación de la textura de un suelo se realiza en base al porcentaje relativo de las tres clases de tamaños de partículas: arena, limo y arcilla. Las partículas de arena tienen un tamaño que oscila entre 2,0 y 0,05 mm; las partículas de limo oscilan entre 0,05 y 0,002 mm; mientras que las partículas de arcilla tienen tamaños inferiores a 0,002 mm, todo ello de acuerdo con el sistema de clasificación del Ministerio de Agricultura de los Estados Unidos. La clase de textura de un suelo puede estimarse mediante la Figura 4.1, a partir de la correspondiente granulometría, o puede ser estimada por edafólogos sobre el propio terreno.

En general, los suelos de textura fina no drenan bien y retienen gran cantidad de agua durante un largo período de tiempo, lo que hace que su

explotación agrícola sea más difícil que la de suelos con mejor drenaje, como los suelos francos. Las características de los suelos de textura media son las más adecuadas para el uso de agua regenerada y para el drenaje. Los suelos francos (textura media) son en general los más adecuados para los sistemas de riego. Los suelos de textura gruesa, como los suelos arenosos, admiten grandes cantidades de agua y, sin embargo, no la retienen durante mucho tiempo. Esta característica es importante para los cultivos que no pueden soportar períodos largos de encharcamiento, o cuyas raíces no toleran suelos saturados de agua.

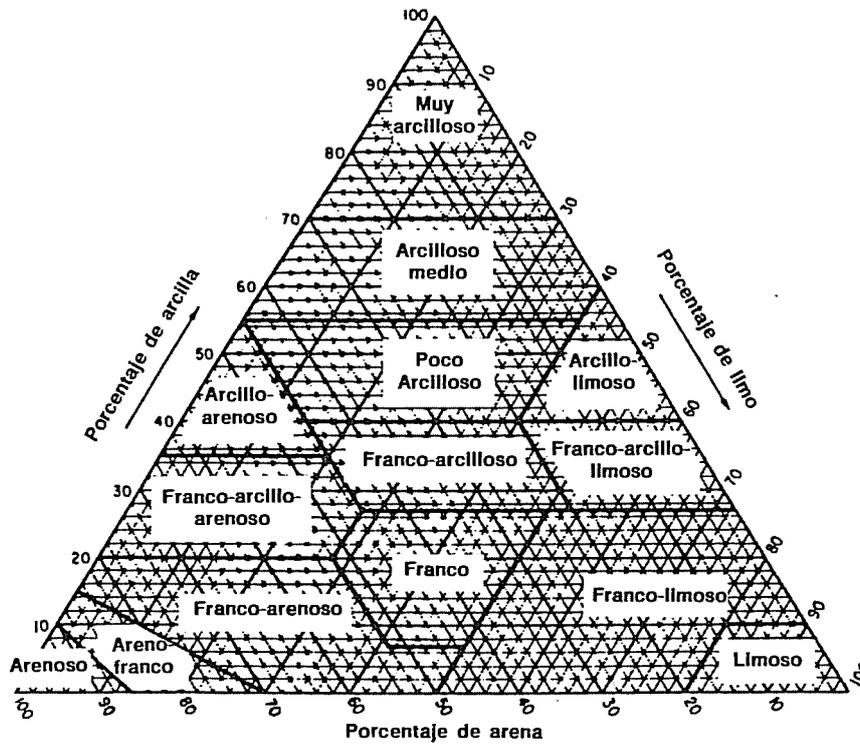
La estructura de un suelo hace referencia al estado de agregación de las partículas que lo componen. Si estos agregados de partículas no llegan a desintegrarse cuando se moja o se labra, se dice que el suelo está bien estructurado. Los grandes poros existentes en un suelo bien estructurado permiten la circulación del aire y del agua, lo que confiere a estos suelos unas excelentes propiedades de infiltración. Normalmente, la estructura de un suelo no se evalúa cuantitativamente durante las investigaciones de campo.

Una profundidad de suelo adecuada es un factor importante tanto para el desarrollo de las raíces como para la retención de los componentes del agua residual en las partículas del suelo y para el desarrollo de la actividad bacteriana. Las raíces de las plantas pueden extraer agua a profundidades de 0,3 a 2,7 m, o incluso superiores, por debajo de la superficie del terreno. La retención de los diversos componentes del agua residual, tales como el fósforo y los virus, es función del tiempo de permanencia del agua residual en el suelo y del grado de contacto entre los coloides del suelo y los componentes del agua residual. En zonas de riego con agua residual, un espesor de suelo entre 0,6 y 0,9 m es generalmente adecuado para conseguir el tratamiento del agua residual. Los cultivos con raíces profundas pueden necesitar un mayor espesor de suelo.

### **Características hidráulicas**

La velocidad de infiltración y la permeabilidad en condiciones de saturación son dos parámetros importantes para el diseño de los sistemas de riego con agua residual regenerada. La velocidad de infiltración es aquella a la que el agua penetra a través de la superficie del suelo cuando ésta se encuentra saturada. La velocidad de infiltración de un determinado suelo es inversamente proporcional al contenido de agua del perfil del suelo, y alcanza un valor mínimo estacionario a medida que el perfil se aproxima a su nivel de saturación.

La velocidad de infiltración mínima en condiciones de saturación es el principal parámetro utilizado para determinar el caudal de diseño de un sistema de riego por aspersión. El caudal de diseño de un sistema de riego por aspersión se suele establecer ligeramente inferior a la velocidad de infiltración mínima, a fin de evitar la producción de escorrentía superficial, tal como se analiza en el Capítulo 8. Las técnicas de medida de la velocidad de infiltración, descritas en secciones posteriores del presente capítulo, pueden utilizarse también para estimar la permeabilidad vertical de un suelo saturado, tanto en sus capas superficiales como en las profundas.



Tipos de textura

Textura		arena, %	limos, %	arcilla, %
Arenosa	(S)	85 a 100	0 a 15	0 a 10
Areno-franca	(LS)	70 a 90	0 a 20	0 a 15
Franco-arenosa	(SL)	43 a 85	0 a 50	0 a 20
Franca	(L)	23 a 52	28 a 50	7 a 27
Franco-limosa	(SiL)	0 a 50	50 a 100	0 a 27
Franco-arcillo-arenosa	(SCL)	45 a 80	0 a 28	20 a 35
Franco-arcilloso	(CL)	20 a 45	15 a 53	27 a 40
Franco-arcillo-limosa	(SiCL)	0 a 20	40 a 73	27 a 40
Arcillo-arenosa	(SC)	45 a 65	0 a 20	35 a 55
Limosa	(S)	0 a 20	80 a 100	0 a 12
Arcillo-limosa	(SiC)	0 a 20	40 a 60	40 a 60
Arcillosa	(C)	0 a 46	0 a 40	40 a 100

Términos para modificar los tipos básicos de textura

Arena			Grava	
Diámetro, mm	No. de tamiz U.S. estándar	Término	Contenido, %	Término
0,05 a 0,10	300 a 140	Arena muy fina (VFS)	20 a 50	Arenisco (Gr)
0,10 a 0,25	140 a 60	Arena fina (FS)	50 a 90	Muy arenisco (VGr)
0,25 a 0,50	60 a 35	Arena media (S)		
0,50 a 1,00	35 a 18	Arena gruesa (CsS)		
1,00 a 2,00	18 a 10	Arena muy gruesa (VCsS)		
Arena gruesa	:	25% o más de VCsS y menos del 50% de otro tipo de arena.		
Arena	:	25% o más de VCsS, CsS y S y menos del 50% de FS o VFS.		
Arena fina	:	50% o más de FS y menos del 25% de VFS, CsS y S y menos del 50% de VFS.		
Arena muy fina:	:	50% o más de VFS		

Figura 4.1 Diagrama de suelos y tipos básicos de texturas de suelo.

La permeabilidad vertical de una capa de suelo saturado, término utilizado en esta Manual de forma sinónima con el de conductividad hidráulica, representa la velocidad a la que el agua circula verticalmente a través de la capa de suelo, cuando éste se encuentra saturado de agua. Aunque el término conductividad hidráulica es el más correcto desde el punto de vista de la definición del fenómeno físico, el término permeabilidad se ha venido utilizando en este contexto en numerosos estudios de suelos del Servicio de Conservación de Suelos; para evitar cualquier confusión, en este Manual se utiliza también el término permeabilidad.

La permeabilidad de un suelo saturado puede estimarse a partir del intervalo de valores contenido en el estudio del Servicio de Conservación de Suelos, o puede medirse directamente en el terreno. El Servicio de Conservación de Suelos ha establecido las categorías de permeabilidad de suelos que aparecen en la Tabla 4.1. Aunque la permeabilidad del suelo varía de unas capas a otras, el valor utilizado en el diseño de un sistema de riego es el de la permeabilidad del perfil del suelo que la tiene menor. Esta permeabilidad mínima se utiliza para determinar la capacidad hidráulica de los sistemas de riego de Tipo II, tal como se analiza en el Capítulo 8.

Tabla 4.1 Tipos de permeabilidad de suelos saturados.

Permeabilidad, mm/hr	Tipo de permeabilidad
< 1,5	Muy baja
1,5 a 5	Baja
5 a 15	Moderadamente baja
15 a 50	Moderada
50 a 150	Moderadamente alta
150 a 500	Alta
> 500	Muy alta

Los estudios edafológicos del Servicio de Conservación de Suelos contienen generalmente el intervalo de permeabilidades más probable para cada una de las capas del perfil del suelo. Esta información es suficiente en la mayoría de los casos para la planificación preliminar del sistema de riego. No obstante, en algunos casos puede ser aconsejable que, antes de proceder al proyecto del sistema de riego, se evalúe la permeabilidad de la capa de suelo menos permeable o la velocidad de infiltración de la superficie del suelo. Los métodos recomendados para estos estudios de campo se describen en apartados posteriores de este capítulo.

### Características químicas

Las propiedades químicas de un suelo pueden afectar tanto su permeabilidad como la capacidad de crecimiento del cultivo. Para evaluar una zona de riego suele ser suficiente en la mayoría de los casos la determinación

del pH, de la conductividad eléctrica (CE) y del porcentaje de sodio intercambiable. En algunos casos puede ser también importante determinar la capacidad de intercambio de cationes, el fósforo disponible, la materia orgánica o el contenido de boro. En general, no es necesario evaluar las propiedades químicas del suelo durante la fase de planificación, a menos que haya posibilidad de encontrar en él elevadas concentraciones de sodio o que se contemple la posibilidad de plantar especies sensibles al boro o a otros tipos de sales.

Los estudios del Servicio de Conservación de Suelos contienen normalmente datos relativos al pH del suelo y, ocasionalmente, de su capacidad de intercambio de cationes y de su conductividad eléctrica. Si existe la posibilidad de encontrar un contenido elevado de sodio en el suelo o en el agua residual, tal como se analiza en el Capítulo 7, puede ser importante determinar los porcentajes de intercambio de sodio. Los suelos con porcentajes de intercambio de sodio iguales o superiores al 15% están considerados como sódicos. Estas concentraciones de sodio hacen que las partículas de arcilla se dispersen en el suelo, debido a las características del ión sodio. Estas partículas de arcilla así desagregadas le confieren al suelo una permeabilidad baja, una ventilación deficiente y dificultan la emergencia de los brotes de las semillas en los suelos de textura fina.

El carácter sódico de un suelo puede corregirse añadiendo calcio disuelto, a fin de desplazar algunos de los iones de sodio retenidos por intercambio iónico y poder así eliminarlos posteriormente mediante el lavado del suelo. La gestión de los suelos de carácter sódico se describe en el Capítulo 7.

## **Geología**

Las formaciones y discontinuidades geológicas pueden proporcionar vías preferenciales para la circulación del agua residual hacia las aguas subterráneas. La posibilidad de que se presente esta circunstancia debe ser identificada durante la fase de planificación del sistema de riego con agua residual. Si las rocas subyacentes están fracturadas o agrietadas, como suele ocurrir con la caliza, el agua residual puede percolar fácilmente y alcanzar el nivel freático antes de haber experimentado un tratamiento adecuado en el propio suelo. Por otra parte, si el espesor del suelo es suficiente como para retener los componentes del agua residual, las discontinuidades geológicas no constituyen una preocupación importante. El Servicio Geológico de los Estados Unidos facilita información relativa a las discontinuidades geológicas.

## **Aguas Subterráneas**

La profundidad del nivel freático y la calidad del agua subterránea son dos aspectos importantes para evaluar una zona de riego. Un nivel freático próximo a la superficie puede interferir en el crecimiento del cultivo y en la percolación a largo plazo del agua tratada. En general, es preferible que el nivel freático esté situado a una profundidad de 0,9 a 1,2 m, o incluso mayor. Profundidades inferiores a éstas requieren necesariamente un drenaje del terreno, tal como se

analiza en el Capítulo 8, a menos que esa elevación del nivel freático sólo se produzca durante el invierno y que no se cultiven especies vegetales permanentes sensibles a un drenaje insuficiente. Es posible aceptar un nivel freático elevado durante el invierno siempre que el agua residual se almacene o se vierta a un curso de agua durante esa estación del año.

La información relativa a la calidad y a los usos del agua subterránea puede obtenerse normalmente en el Departamento de Recursos Hidráulicos de California y de los planes de cuenca de los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación de las Aguas. Los planes de cuenca contienen también objetivos de calidad para los diferentes acuíferos. La calidad más probable del agua residual que pueda llegar a percolar a través del suelo ha de ser tal que no reduzca la calidad del agua subterránea por debajo de esos objetivos de calidad. Debido al coste y a la dificultad de predecir la cantidad de agua de percolación que puede llegar hasta las aguas subterráneas, el enfoque más conservador consiste en exigir al agua de percolación una calidad igual a la establecida por los objetivos de calidad del agua subterránea.

## **Usos del Suelo**

La selección de la zona de riego exige el conocimiento previo de la ordenación territorial tanto de la zona considerada como de los terrenos colindantes, así como los usos actuales y futuros del propio suelo. El sistema de riego con agua residual que se proponga deberá respetar las metas y los objetivos de los correspondientes planes de ordenación territorial.

Los sistemas de riego con agua residual pueden satisfacer los siguientes objetivos de un plan de usos del suelo:

1. Proteger el espacio libre que es utilizado para el riego con agua residual.
2. Producir cultivos agrícolas o forestales mediante el riego con agua residual regenerada.
3. Regenerar el suelo mediante la utilización del agua residual para desarrollar vegetación en terrenos rocosos o en suelos salinos o alcalinos.
4. Aumentar la superficie de parques mediante el riego de esos terrenos con agua residual regenerada.
5. Gestionar las zonas inundables mediante su utilización para riego con agua residual, evitando así el desarrollo urbanístico de tales zonas.
6. Crear zonas de protección alrededor de servicios públicos importantes, tales como los aeropuertos.

Para evaluar los usos actuales y futuros del suelo, es necesario consultar los planes de ordenación municipales y regionales. Teniendo en cuenta que, con frecuencia, dichos planes no reflejan el uso real y actual del suelo, es recomendable visitar la zona considerada para determinar el uso actual del suelo. Pueden obtenerse fotografías aéreas de la zona a través del Servicio de Conservación de Suelos, o de la oficina catastral más próxima, aunque se recomienda también su comprobación y actualización durante las visitas de campo a la zona seleccionada. El Servicio Geológico y la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos pueden disponer de información adicional de utilidad, tal como fotografías aéreas en color natural, en infrarrojo con colores falsos y en color infrarrojo de la zona considerada.

## Clima

La evaluación de factores climáticos tales como la precipitación, la evapotranspiración, la temperatura y el viento permite determinar: 1) el balance hídrico del cultivo, 2) la duración de la temporada de cultivo, 3) el número de días en que no puede hacerse funcionar el sistema de riego, 4) la capacidad de almacenamiento necesaria y 5) la cantidad de escorrentía producida por la lluvia que cabe esperar en la zona. La información relativa a la evapotranspiración y al consumo de agua por los cultivos en California se presenta en el Capítulo 5.

En general, los datos climáticos disponibles en tres publicaciones de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), el antiguo Servicio Meteorológico de los Estados Unidos, son suficientes para el análisis de la mayor parte de las zonas del país. Para obtener estas publicaciones basta dirigirse a la oficina local del NOAA, o al Centro Climático Nacional del NOAA, situado en Asheville, North Carolina 28801.

Las tres publicaciones a las que se ha hecho referencia en el párrafo anterior son:

1. El "Resumen mensual de datos climáticos", en el que se indican datos tales como la precipitación total, las temperaturas máximas y mínimas y la humedad relativa para cada día del mes en cada una de las estaciones meteorológicas de un área determinada. También se incluyen los datos relativos a la evaporación, cuando se dispone de ellos.
2. El "Resumen climático de los Estados Unidos", en el que se proporcionan resúmenes decenales de los datos obtenidos en esas mismas estaciones meteorológicas de cada una de las zonas establecidas. Este tipo de información es de gran utilidad en las mayoría de las evaluaciones que han de realizarse e incluye, entre otros datos, los siguientes:
  1. Precipitación total para cada mes del período de 10 años.
  2. Espesor de nieve total para cada mes del período.

3. Número medio de días en que la precipitación excedió 2,5 y 13 mm durante cada mes del período.
  4. Temperatura media para cada mes del período.
  5. Temperaturas medias, máximas y mínimas diarias para cada mes del período.
  6. Número medio de días al mes en que las temperaturas son iguales o superiores a 0 °C, e iguales o superiores a 32,5 °C.
3. Los "Datos climatológicos locales", en que se ofrece un resumen anual de datos comparativos, referido a un número relativamente menor de estaciones meteorológicas principales. Entre los datos más útiles contenidos en esta publicación hay que destacar los valores normales, medios y extremos de todos los datos disponibles hasta el momento para cada uno de los parámetros registrados en esas estaciones meteorológicas. Para poder utilizar esos datos, puede ser necesario cotejarlos con los de la estación meteorológica más próxima a la zona considerada.

## **ESTUDIOS DE CAMPO**

Entre los estudios de campo que pueden realizarse durante la caracterización de la zona de riego cabe mencionar: 1) la inspección de la zona, 2) las evaluaciones del perfil del suelo y 3) la verificación de la velocidad de infiltración.

### **Inspección de la Zona**

Las inspecciones de la zona son necesarias para determinar el uso actual del suelo, sus características de drenaje y su topografía. Además, las inspecciones son importantes en cuanto que permiten observar la vegetación existente y las técnicas de riego actuales o pasadas. Las especies de vegetación natural que se desarrollan en una zona de secano pueden utilizarse como indicadores de las características del suelo que afectan el crecimiento de las plantas. Aunque esta información no debe ser el único medio para evaluar la situación, la existencia de alguna circunstancia anómala hará necesaria la realización de una investigación detallada del suelo, a fin de determinar la gravedad del problema. La Tabla 4.2 contiene algunas especies vegetales y la posible interpretación que su presencia ofrece sobre las características del suelo.

Cuando la zona que se visita ha sido cultivada y regada, es muy útil entrevistar al agricultor o al regante. Es importante conocer de qué forma se ha llevado a cabo el cultivo de las tierras en el pasado, así como cuáles han sido los caudales de riego, los períodos necesarios entre dos riegos sucesivos y los fertilizantes o correctores del suelo utilizados. Debe determinarse también el

emplazamiento y los usos concretos de los pozos de agua existentes en la zona y en las parcelas colindantes. En caso de que no sea posible entrevistar al agricultor, deberá establecerse contacto con el asesor agrícola, los representantes locales del Servicio de Conservación de Suelos o con otros agricultores de las zonas próximas.

Tabla 4.2 Posibles características de un suelo obtenidas a partir de las plantas que crecen en los Estados del Oeste (Sanks y cols., 1976).

Especie vegetal	Indicación probable
Abeto alpino	Suelo con drenaje escaso, nivel freático elevado.
Abeto común	Suelo con drenaje escaso, nivel freático elevado.
Espadaña (plantas del género <i>Typha</i> )	Suelo con drenaje escaso, nivel freático elevado.
Juncos	Suelo con drenaje escaso, nivel freático elevado.
Sauce	Suelo con drenaje escaso, nivel freático elevado.
Cornejo (árboles y arbustos del género <i>Cornus</i> )	Suelo con drenaje escaso, nivel freático elevado.
Hierbas del género <i>Spita</i>	Suelo de textura poco densa.
Agropiro ( <i>agropyron smithii</i> )	Suelo de textura densa, con drenaje escaso.
Hierbas del género <i>Distichlis</i>	Suelo muy salino.
Adelfilla	Suelo muy salino.
<i>Sarcobatus vermiculatus</i>	Suelo muy salino, con problemas debidos al sodio.
Mijo (hierbas del género <i>Setaria</i> )	Suelo salino, con sodio y nivel freático alto.
Pino ponderosa	Suelo seco.
Ajenjo ( <i>Artemisia californica</i> , <i>Artemisia tridentata</i> )	Suelo profundo.

### Evaluación del Perfil del Suelo

Una vez realizada la inspección inicial de la zona, puede ser necesaria una exploración del propio suelo. Si se dispone de un estudio edafológico detallado, el trabajo de campo puede reducirse a una verificación de ese estudio mediante un tomamuestras de suelos portátil. Cuando el estudio disponible es de carácter general, o cuando determinadas características del perfil suscitan una preocupación especial, puede ser necesario realizar diversas catas en el terreno.

Es preferible realizar catas, en vez de perforaciones, debido a que: 1) facilitan un examen visual directo del perfil del suelo, 2) permiten obtener muestras adecuadas del suelo, si es necesario, 3) proporcionan una visión más amplia de cualquier circunstancia adicional, tal como la presencia de roca fracturada en las proximidades de la superficie, la existencia de una capa de suelo duro o de capas de arcilla y 4) pueden revelar la presencia de un moteado o de unas bandas de color azul grisáceo, rasgos indicativos de la presencia de un nivel freático elevado. La profundidad de la exploración puede oscilar entre 1,2 y 1,8 m.

### Verificación de la Velocidad de Infiltración

Existen numerosas técnicas para medir la velocidad de infiltración de un suelo, entre las que cabe destacar el ensayo de inundación, los infiltrómetros cilíndricos, los infiltrómetros de aspersion y los permeámetros aireados. La Tabla 4.3 contiene una comparación de estas cuatro técnicas. El ensayo del infiltrómetro cilíndrico es el método más ampliamente utilizado en el diseño de sistemas de riego, y su realización se describe en los párrafos siguientes. Los otros ensayos se describen adecuadamente en diversas publicaciones (USEPA, 1981; U.S. Department of the Interior, 1978; Bouwer).

Tabla 4.3 Estudio comparativo de los diferentes métodos de medida de la velocidad de infiltración (USEPA, 1981).

Método de medida	Agua utilizada, litros	Duración del ensayo, horas	Equipo necesario	Comentarios
Zanja de infiltración	2000 - 8000	4 - 12	Retroexcavadora o pala excavadora.	Pueden utilizarse tensiómetros.
Infiltrómetro cilíndrico	400 - 700	1 - 6	Cilindro o dique de tierra.	Deben usarse cilindros de gran tamaño.
Infiltrómetro de aspersion	1000 - 1200	1,5- 3	Bomba, depósito a presión, aspersor, latas.	Para riego por aspersion, el suelo debe haber alcanzado su capacidad de campo antes del ensayo.
Permeámetro aireado	10	0,5- 1,0	Permeámetro aireado, con conducción y depósito.	Mide la conductividad hidráulica vertical. Cuando se utiliza para medir la velocidad de infiltración de varias capas de suelo, la velocidad final es la media ponderada de las conductividades de todas las capas.

El ensayo del infiltrómetro cilíndrico consiste en introducir cuidadosamente un cilindro metálico en el suelo hasta una profundidad aproximada de 15 cm. En el caso ideal, el cilindro debe tener un diámetro igual o superior a 45 cm y

una longitud comprendida entre 30 y 45 cm. Con objeto de minimizar el flujo lateral de agua, debe crearse una zona de protección alrededor del cilindro mediante la construcción de un dique de tierra a 15 cm del cilindro, o mediante la colocación de otro cilindro de mayor diámetro. Hay que prestar una atención especial para asegurar que el nivel del agua en el cilindro interior y en el cilindro exterior es prácticamente el mismo durante la realización del ensayo.

La introducción del cilindro debe causar la mínima perturbación posible en el suelo que se desea estudiar. Esto requiere la utilización de cilindros de pared delgada, provistos de un borde biselado y la adopción de una técnica de hincado muy cuidadosa. En suelos blandos, los cilindros pueden introducirse simplemente empujando o con la ayuda de gatos. Cuando los suelos son más duros, los cilindros tienen que ser hincados. Durante el proceso de hincado, el cilindro debe mantenerse vertical, evitando especialmente la producción de vibraciones o de inclinaciones a medida que penetra en el suelo.

En terrenos de arenas gruesas y gravas, desprovistos de cohesión, es frecuente que se produzca una unión deficiente entre el suelo y el cilindro metálico, lo que puede dar lugar a la infiltración de agua alrededor del perímetro del cilindro. Por ello, se recomienda la compactación del suelo alrededor del perímetro interior del anillo circular formado entre el cilindro y el dispositivo concéntrico exterior, sea éste un dique u otro cilindro.

Si el cilindro se instala adecuadamente y el ensayo se realiza con cuidado, esta técnica permite obtener datos suficientemente aproximados de la componente vertical del flujo de agua. A medida que el frente húmedo penetra en el suelo, la velocidad de infiltración disminuye con el tiempo en la mayoría de los suelos, hasta alcanzar un valor estacionario de forma asintótica. Este proceso puede requerir entre 20-30 minutos en algunos suelos, y varias horas en otros.

Evidentemente, el ensayo no debe darse por terminado hasta que no se ha alcanzado el estado estacionario pues, de otro modo, los resultados no tendrían ningún significado. Teniendo en cuenta que la velocidad de infiltración estacionaria es una medida aproximada de la permeabilidad vertical en condiciones de saturación del estrato de suelo en el que se realiza el ensayo, la permeabilidad de los estratos subyacentes puede estimarse excavando una amplia zanja hasta alcanzar el estrato deseado, y realizando allí un ensayo de infiltración como se ha descrito en el caso anterior.

Es frecuente observar amplias variaciones entre las velocidades de infiltración obtenidas en una posible zona de riego. El número mínimo de ensayos a realizar depende del número y de la variabilidad de los tipos de suelo existentes en la zona. Mientras que 5 ensayos pueden ser suficientes en una pequeña parcela de 2 a 4 hectáreas, una superficie de 16 hectáreas puede requerir entre 10 y 12 ensayos. La elaboración de los datos de cada ensayo permite calcular la velocidad de infiltración media, así como los valores de la velocidad de infiltración que exceden de ese valor medio en dos veces el valor de la desviación típica y que, por lo tanto, deben excluirse del grupo de valores experimentales obtenido.

La velocidad de infiltración media debe calcularse de nuevo, sin tener en cuenta estos valores extremos. La experiencia práctica ha puesto de manifiesto que los infiltrómetros cilíndricos sobrevaloran la velocidad de infiltración real. Por ello, se recomienda reducir el valor medio así obtenido mediante un coeficiente de minoración de 1,4, a fin obtener un valor representativo de la velocidad de infiltración real.

## **EFEECTO DE LA VEGETACIÓN EN LA VELOCIDAD DE INFILTRACIÓN Y LA PERMEABILIDAD DEL SUELO**

En general, la presencia de plantas suele producir un aumento tanto de la velocidad de infiltración de la superficie del suelo como de la permeabilidad del suelo en la zona radicular. La importancia de este efecto varía de unas plantas a otras. Por consiguiente, el cultivo seleccionado puede influir sobre el caudal de diseño de los sistemas de distribución de riego por aspersión, ya que éste se obtiene a partir de la velocidad de infiltración mínima de la superficie del suelo.

La velocidad de infiltración mínima es equivalente a la permeabilidad de la superficie del suelo. Los caudales de diseño de un sistema de riego por aspersión pueden incrementarse en un 50% con respecto a la velocidad de infiltración mínima en la mayoría de los cultivos, y en un 100% en el caso de pastos permanentes bien explotados y con más de 4 años, tal como se indica en la Figura 4.2 y en el Capítulo 8.

Los suelos de la superficie de los bosques se caracterizan en general por unas velocidades de infiltración elevadas, debido a la presencia de grandes cantidades de materia orgánica. Las velocidades de infiltración observadas en la mayoría de los suelos superficiales de los bosques sólo son superadas por las intensidades de lluvia más extremas. Por lo tanto, la velocidad de infiltración superficial no es generalmente un factor limitante a la hora de determinar los caudales de diseño del sistema de distribución de riego por aspersión en una zona de bosque.

Además, la permeabilidad de las capas de suelo existentes bajo la superficie del bosque suele ser mejor que la observada bajo la de otras explotaciones agrícolas, debido a: 1) la ausencia de trabajos de labranza, 2) la escasa compactación producida por la circulación de vehículos, 3) la descomposición de raíces profundas y 4) el desarrollo de una buena estructura del suelo a causa de la acumulación de materia orgánica y de la actividad microbiana. La superficie del suelo del bosque sirve como capa aislante en las zonas en que se registran temperaturas bajo cero, de modo que, en los casos en que el suelo llega a helarse, el fenómeno ocurre lentamente y tiene escasa penetración. Por este motivo, el riego con agua residual en zonas forestales puede continuar generalmente de forma ininterrumpida durante el invierno.

## MANTENIMIENTO DE LAS VELOCIDADES DE INFILTRACIÓN

Las velocidades de infiltración de un suelo pueden reducirse por compactación o por colmatación de su superficie. Entre las causas de esa reducción pueden citarse: 1) la compactación de la superficie debida a la actividad de la maquinaria agrícola, 2) la compactación producida por el pastoreo de animales cuando el suelo está húmedo, 3) la creación de una costra arcillosa producida por el impacto de las gotas de agua o la circulación de agua sobre la superficie, de modo que las partículas más pequeñas se depositan alrededor de las partículas mayores dando lugar a una capa relativamente impermeable y 4) la colmatación producida por la acumulación de materias en suspensión, materia orgánica o burbujas de gases. Esta última circunstancia no suele presentarse cuando el caudal de agua residual utilizado para regar es el correspondiente a las necesidades del cultivo.

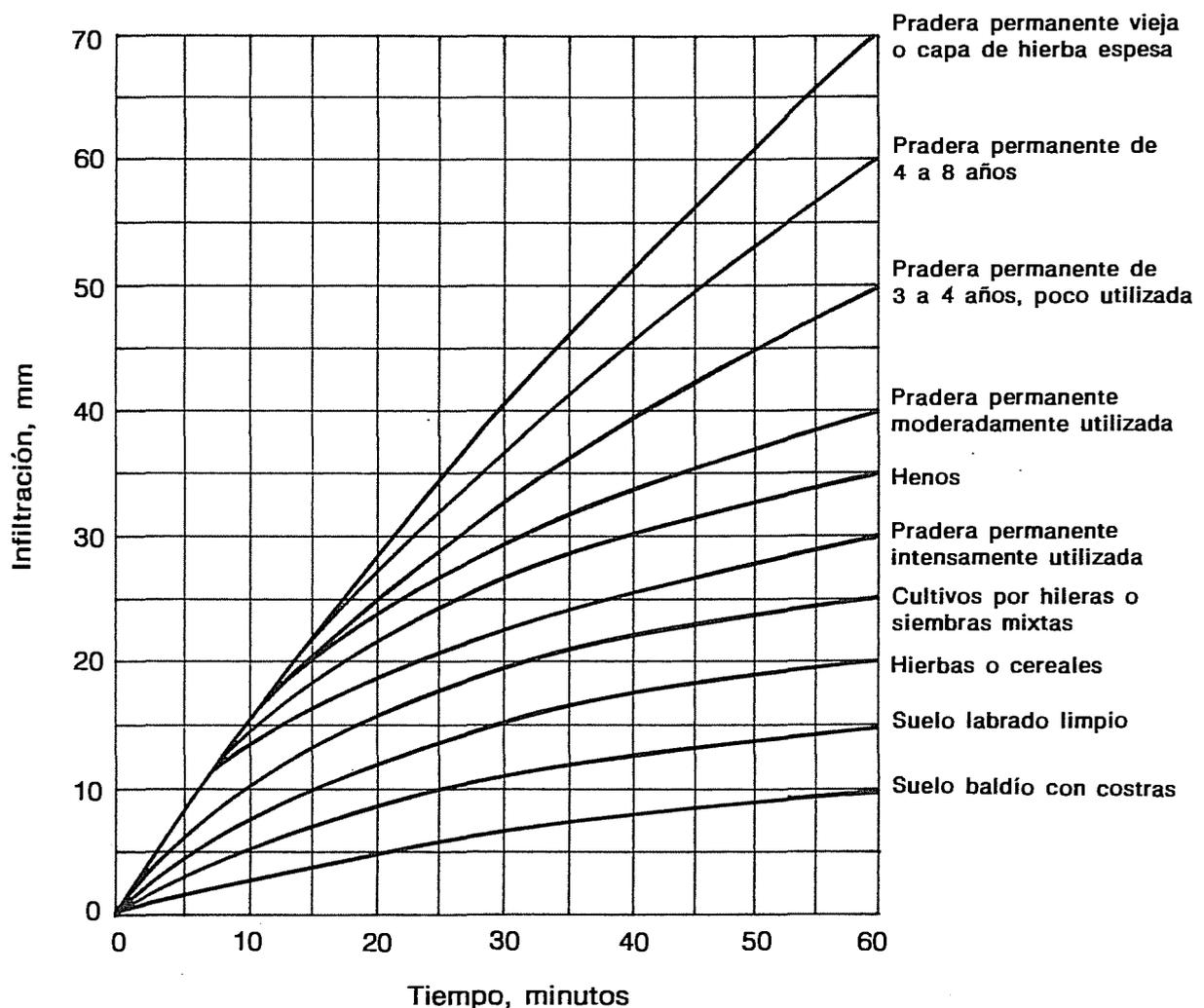


Figura 4.2 Velocidades de infiltración de diversos tipos de cultivos (Hart, 1974).

Tanto la compactación del suelo como la presencia de una costra superficial pueden eliminarse mediante arado, cultivo o cualquier otro método de laboreo, produciendo así un aumento de la velocidad de absorción de agua. Es generalmente perjudicial efectuar unas operaciones de labranza más intensas que las estrictamente necesarias para romper la capa de suelo impermeable, ya que provocan una compactación adicional del suelo.

El efecto producido por la colmatación o sellado superficial del suelo sobre la velocidad de infiltración puede reducirse considerablemente, pudiendo llegar incluso a eliminarse, mediante el cultivo de hierba o de otras especies de desarrollo denso. El mantenimiento de un nivel adecuado del contenido de materia orgánica del suelo, mediante el cultivo de plantas con alto contenido en materia residual como la cebada, y el arado de los rastrojos con rejas para enterrar la paja constituyen otras formas de mantener las velocidades de infiltración del suelo.

En el caso de prados para pasto, es importante mantener los animales fuera del terreno hasta que éste se encuentre suficientemente seco. De este modo se reducen los efectos desfavorables debidos a la compactación, especialmente cuando se trata de suelos de textura fina.

## REFERENCIAS

- Bouwer, H. (en preparación). Intake rates with cylinders infiltrometers. En el libro editado por A. Klute *Methods of Soil Analysis, Part I, Agronomy no. 9*, segunda edición. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- Hart, R.H. (1974). Crop selection and management. Páginas 178-200 en el libro *Factors Involved in Land Application of Agricultural and Municipal Wastes*. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Beltsville, Maryland.
- Nutter, W.L., R.C. Schultz y G.H. Brister (1979). Renovation of municipal wastewater by spray irrigation on steep forest slopes in the southern Appalachians. Páginas 77-86, en el libro editado por W.E. Sopper y S.N. Kerr *Utilization of Municipal Sewage Effluent and Sludge on Forest and Disturbed Land*. Proceedings of a symposium. The Pennsylvania State University Press, University Park, Pennsylvania.
- Sanks, R.L., T. Asano y A.H. Ferguson (1976). Engineering investigations for land treatment and disposal. Páginas 213-250 en el libro editado por R.L. Sanks y T. Asano *Land Treatment and Disposal of Municipal and Industrial Wastewater*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- Sepp, E. (1973). Disposal of domestic wastewater by hillside sprays. *Journal of the Environmental Engineering Division of ASCE*, 99(2): 109-121.
- U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation (1978). *Drainage Manual*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 625/1-81-013, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.



# CAPÍTULO 5

---

## CONSUMO DE AGUA POR LOS CULTIVOS

W. O. Pruitt y R. L. Snyder

### INTRODUCCIÓN

Las pérdidas de agua por evaporación y los aportes de agua de lluvia son dos de los parámetros más importantes a tener en cuenta cuando se trata de desarrollar las instalaciones de almacenamiento y distribución de agua de un sistema de riego con agua regenerada. En realidad, este capítulo podría titularse más correctamente "Pérdidas netas de agua a través de las interacciones superficie-atmósfera". Por consiguiente, el objetivo de este capítulo es describir diversos métodos para estimar las pérdidas de agua que tienen lugar mediante la transpiración (T) de las plantas y la evaporación (E) tanto de las plantas como del suelo y de las superficies de los embalses de regulación. Las pérdidas conjuntas de agua que se producen a través de una superficie cultivada se denominan generalmente como evapotranspiración (ET). Hay que indicar que la metodología desarrollada en este capítulo supone la existencia de registros meteorológicos detallados.

Los efectos del clima sobre la evapotranspiración han sido evaluados en el pasado mediante mantos vegetales verdes de baja de altura, regados abundantemente y que cubrían completamente la superficie del suelo. Fueron los primeros investigadores (Thornthwaite, 1948; Penman, 1956) quienes sugirieron el término de evapotranspiración potencial (ETP). Posteriormente, Doorenbos y Pruitt (1977) ampliaron la definición de Penman e introdujeron el término "evapotranspiración de referencia del cultivo",  $ET_0$ , para designar "la velocidad de evapotranspiración de un manto de hierba verde de gran extensión y con una altura uniforme de 8 a 15 cm, en proceso de crecimiento, que cubre por completo el suelo y que dispone de agua suficiente". Una expresión más comúnmente utilizada es la de "evapotranspiración de referencia" seguida del cultivo específico de que se trate. Esta expresión, aplicada a la hierba como

cultivo de referencia, fue seleccionada hace ya varios años por un Grupo Interdepartamental para su uso en California y ha sido utilizada por Pruitt y cols.

En este capítulo se ha considerado que los valores de  $ET_0$  proporcionan una estimación de la pérdida de agua que se produce en una pradera bien explotada. El valor de ET correspondiente a cualquier otro cultivo puede estimarse multiplicando los valores de  $ET_0$  por el valor recomendado del coeficiente,  $k_c$ , del cultivo considerado en cada caso concreto.

Para determinar el volumen del depósito de regulación necesario en un proyecto de riego con agua regenerada no sólo es necesario disponer de ET, sino también de los valores anuales y mensuales de la diferencia (ET - P). No es adecuado utilizar únicamente los valores normales o medios de estos parámetros, debido a la variación natural que ambos experimentan; por lo tanto, estas técnicas requieren disponer de registros históricos tanto de ET como de P. Además, y debido a la interdependencia de estos dos términos (<sup>1</sup>), no es posible obtener una distribución de frecuencias del factor (ET - P) mediante la evaluación de los términos ET y P por separado; esto obliga necesariamente a disponer de los valores de (ET - P) correspondientes a una serie de años o, en caso contrario, a obtenerlos a partir de ambos factores.

Teniendo en cuenta que sólo se dispone de registros experimentales de  $ET_0$  en unas pocas zonas de California, los datos históricos de ( $ET_0 - P$ ) han de generarse año por año, o incluso mes a mes, a partir de las estimaciones de  $ET_0$ . Hay que señalar que este proceso podría efectuarse a partir de datos meteorológicos y de ecuaciones predictivas adecuadas, si no fuera por que los datos meteorológicos requeridos por estas ecuaciones son escasos; por otra parte, estas ecuaciones son capaces de responder adecuadamente a las variaciones temporales de  $ET_0$ .

Afortunadamente, son numerosas las zonas de California en las que se dispone de registros históricos de tanques evaporimétricos ( $E_p$ ). A excepción de unas 30 estaciones en las que dichos tanques fueron ubicados en un césped regado, o en áreas rodeadas de zonas permanentemente secas, la selección de unos coeficientes evaporimétricos apropiados para estimar  $ET_0$  ha sido considerablemente difícil (<sup>2</sup>). No obstante, el método propuesto en este capítulo

---

<sup>1</sup> Mientras que la nubosidad necesaria para que se produzca precipitación reduce el valor de ET por debajo de su valor normal, ET alcanza su valor máximo cuando el cielo está despejado. Un análisis de regresión realizado con los datos correspondientes a los registros de 16 años del período de marzo y abril obtenidos en Davis, California, tanto de la ET medida en un cultivo de hierba como de la P registrada, permitió obtener la expresión  $ET \text{ (mm)} = -0,469 \times P \text{ (mm)} + 234$  con un coeficiente de correlación de  $r = 0,90$ . Un análisis similar realizado con los datos anuales permitió obtener la expresión  $ET \text{ (mm)} = -0,231 \times P \text{ (mm)} + 1410$ , con un coeficiente de correlación de  $r = 0,71$ .

<sup>2</sup> Diversos estudios han puesto de manifiesto el peligro de utilizar datos de evaporación obtenidos con un tanque evaporimétrico para estimar la ETP o la  $ET_0$ , sin tener en cuenta adecuadamente el medio ambiente local en que éstos estaban situados (Ramdas, 1957; Pruitt, 1966; DWR, 1975; Pruitt y Doorenbos, 1977a, b).

debería permitir el uso de la mayoría de los datos evaporimétricos disponibles en California a fin de estimar los valores históricos de  $ET_0$ .

Los valores mensuales de  $ET$ , o de  $(ET - P)$  en zonas con lluvias estivales, no tienen precisión suficiente para estimar las demandas máximas de agua que es necesario tener en cuenta a la hora de diseñar un sistema de riego que pueda aportar los caudales requeridos por los cultivos a mediados del verano. Esta limitación es especialmente aplicable a suelos de escaso espesor o de textura arenosa y a cultivos de raíces poco profundas. En definitiva, para obtener la posible demanda máxima de agua, ha de disponerse de registros diarios del valor destinado de  $ET$  durante los meses de junio o julio, a lo largo de un período de varios años. Aunque los datos evaporimétricos diarios pueden obtenerse a partir de algunos registros de tipo local, es más adecuado seguir un enfoque similar al propuesto por Jensen y Criddle (1952) y por Doorenbos y Pruitt (1977). Los criterios de diseño considerados en este capítulo están basados en información publicada sobre valores evaporimétricos máximos extremos registrados en un cierto número de estaciones meteorológicas de California y de Estados adyacentes.

## OBTENCIÓN DE LA INFORMACIÓN BÁSICA NECESARIA

El objetivo de esta sección es: 1) presentar diversos métodos utilizados para determinar el valor de  $ET_0$  correspondiente a un año medio, 2) analizar la disponibilidad y la aplicación de los coeficientes de cultivo cuando se trata de obtener el valor de  $ET$  de un cultivo concreto y 3) proporcionar una fuente de referencia para obtener los registros históricos de precipitación necesarios en California. Toda esta información es necesaria para poder deducir los registros históricos de las pérdidas netas de agua,  $(ET - P)$ , preferentemente a lo largo de un período de 20 o más años de duración, y para poder efectuar los análisis estadísticos de distribución de frecuencias posteriores.

### Evapotranspiración de Referencia, $ET_0$

Este capítulo proporciona tres enfoques alternativos para seleccionar los valores de  $ET_0$  correspondientes a un año medio y asociados a períodos anuales, estacionales o mensuales de cualquier zona de California. Estos valores de  $ET_0$  constituyen la base sobre la que llevar a cabo la estimación de las pérdidas que podrán producirse a partir tanto de las praderas y de otros tipos de cultivos como de las superficies de barbecho y de los embalses de regulación. Estos enfoques son los siguientes:

1. El Boletín 113-3, publicado por el Departamento de Recursos Hidráulicos del Estado de California (DWR, 1975), contiene los valores de la evapotranspiración potencial para diez regiones del Estado, cada una de las cuales se considera como una zona de demanda por evaporación similar. Los valores de  $ET_0$  y de  $ETP$  pueden considerarse equivalentes ya que la mayoría de los valores

de ETP contenidos en el Boletín están basados en valores reales de ET correspondientes a ballico (*Lolium perenne*) o festuca (*Festuca elatior*). La Tabla 5.1 es una reproducción de la Tabla 6 contenida en el mencionado Boletín. La Figura 5.9, tomada así mismo del citado Boletín, indica las denominadas zonas de demanda por evaporación similar. Los datos contenidos en la Tabla 5.1 permiten deducir los valores totales de  $ET_0$ , tanto mensuales como estacionales y anuales, especialmente para localidades geográficamente alejadas de los límites de separación de dichas zonas.

2. Los valores anuales de  $ET_0$  para las otras zonas, referidos únicamente a un período anual, pueden obtenerse para cualquier localidad de California multiplicando por un coeficiente evaporimétrico de 0,80 el valor de la demanda anual por evaporación  $E_0$  obtenida por interpolación de la Gráfica 1 del Boletín 113-3 del DWR (1975). El término  $E_0$  considerado aquí representa la evaporación que cabe esperar que se producirá en un tanque evaporimétrico de tipo A del Servicio Meteorológico Nacional de los Estados Unidos ubicado en una pradera de regadío, o en un medio ambiente equivalente. Véase la Figura 5.10 en la que se representa una copia reducida de esta gráfica.
3. La tercera alternativa ofrece casi con toda seguridad una mejor exactitud conjunta para la mayor parte del Estado. Los mapas de isolíneas contenidos en el Boletín de la Universidad de California (Pruitt y cols., 1984) pueden utilizarse para estimar los valores mensuales, estacionales o anuales de  $ET_0$  correspondientes a un año medio en cualquier localidad de California. Como se ilustra en secciones posteriores, esta alternativa permite deducir los valores asociados a períodos inferiores a un mes. La Figura 5.11 del presente capítulo contienen copias en tamaño reducido de los doce mapas de isolíneas, una para cada mes del año.

### Valores de ET o de E para Superficies Cultivadas y no Cultivadas

Los valores de las pérdidas de agua mensuales, estacionales o anuales correspondientes tanto a una superficie cultivada o no cultivada como a una superficie de agua pueden estimarse multiplicando los valores estimados de  $ET_0$  por los coeficientes característicos del cultivo ( $k_c$ ). El valor de  $ET_0$  puede servir como estimación de las pérdidas de ET correspondientes a una pradera bien explotada, suponiendo  $k_c = 1,0$ . Se recomienda adoptar valores de  $k_c$  superiores a 1,0 cuando se trata de cultivos que cubren completamente el suelo, así como en los casos de superficies de agua o de suelos húmedos sin ningún cultivo (<sup>3</sup>).

---

<sup>3</sup> El valor de ET de muchos cultivos supera al de  $ET_0$  para unas condiciones climatológicas determinadas. Ello es debido a la mayor altura de muchos cultivos en comparación con uno de hierba, a la forma aerodinámica mucho más rugosa de la parte superior de las plantas, a la reflectancia ligeramente inferior frente a la radiación solar y al carácter ligeramente más frío de la parte superior del cultivo debido a unas menores pérdidas por radiaciones de onda larga.

En terrenos de barbecho, la superficie del suelo no está con frecuencia húmeda y el valor de ET es normalmente bastante reducido durante los primeros estadios del crecimiento de las plantas. Por ello, es común adoptar valores de  $k_c$  considerablemente inferiores a 1,0, a menos que se trate de una zona con lluvias o riegos frecuentes.

Tabla 5.1 Resumen de valores estimados de la evapotranspiración potencial ETo en California (a), (b). Tomado del Boletín 113-3 del Departamento de Recursos Hidráulicos (DWR, 1975).

Región	Mes del año												M-O (e)	E-D (f)
	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.		
Valles de las montañas de noreste	15	25	53	94	127	147	201	178	124	71	23	13	995	1071
Costa Norte - valles y llanuras costeros	13	25	51	64	84	91	89	86	71	43	28	18	579	663
Costa Norte-valles interiores	20	30	61	86	127	150	180	157	117	69	30	18	947	1045
Valle del Sacramento	28	46	76	112	147	185	201	170	132	86	41	25	1109	1249
Valle del San Joaquín	23	43	81	114	165	191	198	168	122	84	38	18	1123	1247
Costa Central-valles y llanuras costeros	46	53	79	99	119	124	135	122	97	81	56	38	856	1049
Costa Central-valles interiores	41	53	84	109	145	157	170	152	122	97	58	38	1036	1226
Costa Sur-valles y llanuras costeros (c)	46	61	79	97	114	130	140	140	114	86	66	56	900	1129
Costa Sur-valles interiores costeros (c)	43	61	84	107	130	152	175	170	132	97	58	46	1047	1255
Desierto del Sur de California (d)	69	91	150	193	257	290	295	24	216	160	89	51	1805	2105

- a) Evapotranspiración potencial ETP = ET de hierba = evapotranspiración de referencia, ETo.  
b) Calculada a partir de los valores medios registrados en esa zona en un tanque evaporimétrico (Eo) y de los valores medios mensuales de  $k_p$  recomendados a nivel del Estado (DWR, 1975), a menos que se indique lo contrario.  
c) No se dispone de datos de evaporación correspondientes a una pradera de regadío. Los valores de ETP han sido deducidos a partir de la evaporación estimada.  
d) Valor estimado para la ET de la hierba en el Valle Imperial. Valor calculado por Pruitt a partir de los valores de ET de la alfalfa (excluyendo las dos semanas siguientes a la siega) de acuerdo con la señalado por Robert D. LeMert, USDA-ARS, Brawley. Se ha supuesto un valor para la ET de la hierba un 10-15% inferior al de la alfalfa.  
e) Marzo a octubre, principal estación de cultivo.  
f) Enero a diciembre.

A continuación se describen las fuentes de información disponibles para obtener los valores de  $k_c$  correspondientes a diversas formas de cultivo, para períodos anuales, mensuales o de menor duración:

1. Estimaciones de  $k_c$  anuales: la Tabla 5.2 muestra los valores recomendados de  $k_c$  correspondientes a un período anual; éstos son los valores por los que deben multiplicarse las estimaciones de  $ET_0$  anuales. Estos datos pueden ser de interés cuando se trata de efectuar un estudio de viabilidad preliminar.
2. Las fuentes alternativas para obtener estimaciones de los valores de  $k_c$  correspondientes a períodos inferiores a un año son:
  - a) La Tabla 5.12 proporciona estimaciones de los valores mensuales de  $k_c$  para un determinado número de cultivos. Esta tabla es una adaptación de los coeficientes  $k_p$  publicados en la Tabla 5 del Boletín 113-3 (DWR, 1975).
  - b) La Tabla 5.13 proporciona una muestra de los valores de  $k_c$  recomendados para períodos de 10 a 11 días para un número determinado de cultivos realizados en diversas zonas del Estado. Estos datos han sido adaptados del informe final realizado por Fereres y cols. (1980) sobre programación de riegos, y de otros estudios citados en la anotaciones de la Tabla 5.13. Es posible obtener una copia de este informe en el Departamento de Recursos Terrestres, Aéreos e Hidráulicos, de la Universidad de California en Davis.
  - c) La Guía de Programación de Riegos elaborada por Fereres y cols. (1981) y el Manual elaborado por Doorenbos y Pruitt (1977) contienen datos más extensos relativos a los coeficientes de cultivo.

## Precipitación

Se dispone de registros históricos de precipitación en centenares de lugares en California. Un registros actualizado y extenso ha sido publicado en el Boletín del Departamento de Recursos Hidráulicos (DWR, 1981) titulado "Resumen de Lluvias en California, Precipitación Mensual Total, 1949-1980". No obstante, otras fuentes pueden ser más adecuadas, ya que los registros de la referencia citada están en forma de microfichas.

Tabla 5.2 Valores recomendados del coeficiente de cultivo, kc, por los que han de multiplicarse los valores de ETo para obtener las pérdidas por ET y E correspondientes a una gama de condiciones atmosféricas que van de húmeda a seca, y de seca a seca y ventosa. Se han incluido varios cultivos y arbustos verdes de carácter perenne, junto con varios tipos de árboles de hoja perenne, de modo que todos ellos proporcionen una cubierta casi total de la superficie del suelo con la sombra de sus hojas. (a)

Descripción	kc (b)		
	Húmedo	Seco	Seco-ventoso
Superficies de agua (lagunas poco profundas, embalses de regulación, etc) (c)	1,05	1,10	1,15
Suelo oscuro desprovisto de vegetación (húmedo constantemente en su superficie)	1,05	1,10	1,15
Suelos más claro desprovisto de vegetación (húmedo constantemente en su superficie)	1,00	1,05	1,10
Pradera de hierba (bien mantenido con pases rotativos del ganado para pastar) (c)	0,80	0,90	1,00
Pradera de trébol (o alfalfa) con más de un 60% de cubierta del suelo tras el paso del ganado para pastar (b)	1,00	1,05	1,10
Alfalfa (cultivada para heno con cortes cada 30-35 días) (c)	0,85	0,95	1,05
Arbustos (varias especies de hoja perenne - escaso control estomático) (d)	1,05	1,15	1,20
Árboles de hoja perenne (varias especies - alto contenido de humedad del suelo - escaso control estomático) (e)	1,10	1,20	1,30

- a) En regiones montañosas y en la zona norte de California, los forrajes y la alfalfa puede permanecer inactivos durante el invierno, dando lugar a unos valores de kc inferiores a los indicados.
- b) Algunas regiones del Estado experimentan una gama de condiciones atmosféricas durante el año, lo que hace difícil la selección de un valor único de kc para su utilización en el análisis del valor total de ET. Teniendo en cuenta que una gran parte de la ET anual total se produce durante el período de abril a septiembre, la selección de la columna representativa de las condiciones climatológicas deberá basarse en las condiciones predominantes durante ese mismo período.
- c) Basado en valores de kc sugeridos por Doorenbos y Pruitt (1977).
- d) Basado en las hipótesis de que algunas especies de arbustos de hoja perenne tienen un control muy escaso de sus estomas cuando se les cultiva en suelos permanentemente húmedos, y de que su reflexión y su rugosidad características darían lugar a unos valores de kc similares a los de un cierto número de cultivos agrícolas cuando llegan a cubrir completamente la superficie del suelo con su sombra, tales como el tomate, la remolacha azucarera y el maíz (Doorenbos y Pruitt, 1977; Pruitt y cols., 1972).
- e) Suponiendo que algunas especies de árboles de hoja perenne necesitan valores de kc similares a los sugeridos para plantaciones maduras de manzanos, cerezos y nogales cuando el suelo está cubierto de hierba (Middleton y cols., 1967; Doorenbos y Pruitt, 1977). Numerosos estudios sobre el cedro salado (*Tamarix chinensis* Lour) han llevado a los autores a considerar que, en todo caso, estos coeficientes son conservadores. Véase por ejemplo Davenport y cols., 1978, 1982; Gay y Sammis, 1977; y van Hylickama, 1980).

## UTILIZACIÓN NETA DE AGUA POR LOS CULTIVOS CON CUBIERTA COMPLETA ANUAL

Los métodos y los ejemplos contenidos en esta sección cubren los siguientes aspectos: 1) la estimación de los valores totales de las pérdidas netas

de agua en los casos correspondientes a  $ET_0$ ,  $ET$ (árboles),  $E$ (embalse), conjuntamente con un análisis estadístico de distribución de frecuencias, 2) una estimación similar, pero aplicada a períodos específicos de temporada húmeda, temporada seca y meses de transición, 3) una comparación entre valores anuales totales a partir de los resultados obtenidos en los apartados 1 y 2 precedentes y 4) la deducción de las pérdidas netas mensuales de agua correspondientes a un determinado nivel de probabilidad, debidamente ajustado mediante los valores totales anuales obtenidos en el apartado 1 anterior.

### Valores Anuales Totales Basados en Datos Anuales

La evaluación preliminar del volumen de regulación necesario para un sistema de riego de baja dotación que utilice agua regenerada puede basarse en una estimación de los valores totales anuales de la evapotranspiración ( $ET$ ) y/o la evaporación ( $E$ ) libre de agua a través de la superficie de un embalse, junto con los valores registrados de la precipitación.

El Manual de Diseño de Procesos de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA, 1981) proporciona un mapa en su página 2-11 en la que aparecen las isolíneas de evapotranspiración potencial anual menos la precipitación ( $ETP - P$ ) para todo el territorio de los Estados Unidos. Aunque este mapa, reproducido de Flach (1973), representa una contribución valiosa, no debe utilizarse en California por dos razones: 1) los datos obtenidos en el propio Estado son probablemente más fiables y 2) es necesario disponer de datos estimados o medidos de la diferencia ( $ET - P$ ) a lo largo de un período de varios años a fin de obtener la información de diseño necesaria correspondiente a una determinada frecuencia de ( $ET - P$ ).

El proceso de diseño más sencillo se presenta en los sistemas de riego dedicados a cultivar una determinada especie vegetal perenne que mantiene a lo largo de todo el año una cubierta completa de hojas verdes, tal como ocurre con las praderas y los arbustos y árboles de hoja perenne. Como se ha indicado anteriormente, en este capítulo se considera la evapotranspiración de referencia  $ET_0$  como punto de partida para calcular las pérdidas de agua de diversas zonas cultivadas o de superficies de agua;  $ET_0$  representa por lo tanto una primera estimación en el caso de que se trate de una pradera bien explotada.

Para llevar a cabo el proceso de diseño basado en datos anuales se recomienda seguir los siguientes pasos:

1. Estimar el valor de  $ET_0$  anual total correspondiente a un año medio para la zona geográfica de interés, tal como se describe en la sección anterior.
2. A partir del Boletín 73-79 (DWR, 1979), extraer y tabular los datos evaporimétricos anuales ( $E_p$ ) para el punto más próximo a la zona de interés, utilizando un registro de al menos 15 años. No deben combinarse los registros correspondientes a dos o más tipos de tanques evaporimétricos para un lugar determinado, ya que la

evaporación guarda una gran dependencia del tipo de tanque utilizado. Deberá evitarse en lo posible la utilización de registros en los que se haya producido un cambio en la localización de la estación meteorológica. Véase el Boletín del Departamento de Comercio (USDC, 1958).

3. Tras calcular el valor medio de la  $E_p$  anual, dividir este valor por el valor estimado de la  $ET_0$  anual correspondiente a un año medio obtenido en la fase 1 anterior, a fin de obtener un valor medio del coeficiente evapométrico,  $k_p$ .
4. Multiplicar el valor medio de  $k_p$  por cada uno de los valores de  $E_p$  tabulados durante la fase 2 anterior, a fin de estimar el valor de  $ET_0$  de cada uno de los años para los que se dispone de información. Si se trata de cultivos o de superficies diferentes a la de una pradera, el valor de  $ET_0$  debe multiplicarse por el valor apropiado de  $k_c$  que aparece en la Tabla 5.2, bien sea para estimar la evaporación de un embalse de almacenamiento,  $E(\text{embalse})$ , o la evapotranspiración de una plantación de árboles,  $E(\text{árboles})$ .
5. Extraer de las microfichas contenidas en el Boletín "Resumen de Lluvias de California" (DWR, 1981) las precipitaciones totales de cada uno de los años para los que se dispone de información tabulada de  $E_p$ , recogidos en la fase 2 anterior.
6. Restar de los valores tabulados de  $ET$  o de  $E$  obtenidos en la fase 4 anterior los valores correspondientes de la precipitación que acaban de obtenerse.
7. Realizar un análisis estadístico de distribución de frecuencias de la diferencia entre las pérdidas de agua y la precipitación ( $ET - P$ ).

El Ejemplo 5.1 utiliza los datos disponibles para un período de 19 años en Davis, California, a fin de ilustrar los diferentes pasos señalados anteriormente; los resultados de los pasos 2 a 6 aparecen resumidos en la Tabla 5.3a. La Tabla 5.3b de este mismo ejemplo ilustra la obtención de los datos necesarios para efectuar el análisis estadístico de distribución de frecuencias. La Figura 5.1 ha sido obtenida en el supuesto de que los datos se distribuyen de acuerdo con una distribución normal, y muestra una representación gráfica de los resultados obtenidos en el análisis efectuado en el Ejemplo 5.1. La Figura 5.1 muestra así mismo el resultado de un análisis estadístico de ( $ET - P$ ) realizado por separado, a partir de los datos de  $ET$  obtenidos en un cultivo de hierba durante un período de 16 años mediante un lisímetro, y considerado como punto de comparación con respecto a los valores de ( $ET_0 - P$ ). Los resultados de esta campaña de medidas parece confirmar la validez del método de cálculo descrito en los pasos 1 a 4 anteriores, y muestra una buena aproximación con los valores estimados de ( $ET_0 - P$ ), a excepción de los dos años en que se registraron mayores pérdidas de agua.

La Figura 5.1 ilustra la forma de obtener el percentil del 90%, sin que éste constituya un valor especialmente recomendado. El valor así obtenido indica que existe un 90% de probabilidad de que las pérdidas netas correspondientes a  $ET_0$ ,  $E$  (embalse) o  $E$  (árboles) sean iguales o superiores a 508, 635 o 737 mm, respectivamente, en Davis, California, durante un año determinado. Hay que resaltar que un sistema de riego con agua residual regenerada en el que las pérdidas por percolación profunda sean escasas o nulas, la superficie de terreno necesaria para el cultivo de una plantación de árboles de hoja perenne será solamente un 70% de la requerida por una pradera.

Las Tablas 5.14a, 5.14b y 5.14c que aparecen al final del presente capítulo pueden utilizarse para determinar el riesgo, o probabilidad, de que un suceso caracterizado por una determinada probabilidad de ocurrir en un año determinado se presente durante uno o más años, dos o más años, y tres o más años, respectivamente, dentro del período de diseño seleccionado. Así, por ejemplo, la Figura 5.1 indica que  $(ET - P)$  tiene una probabilidad del 10% de ser inferior a 508 mm en un año determinado. Mediante las Tablas 5.14a, 5.14b y 5.14c es posible calcular que la probabilidad de que el valor de  $(ET - P)$  sea inferior a 508 mm durante uno o más años, dos o más años, y tres o más años a lo largo del período de diseño de 15 años es de 0,794, 0,451 y 0,184, respectivamente.

**Ejemplo 5.1** Valores anuales totales de  $(E - P)$  y de  $(ET - P)$  correspondientes a un período de 19 años en la zona de Davis, California. Valores obtenidos a partir de datos anuales.

---

1. Valor de  $ET_0$  correspondiente a un año medio.

El ejemplo ilustra tres métodos alternativos de cálculo:

1.  $ET_0 = 1250$  mm, tomado de la Tabla 5.1 para el Valle del Sacramento, o bien
  2.  $ET_0 = 0,80 \times 1651 = 1321$  mm, tomado del mapa de valores anuales de  $E$  que aparece en la Figura 5.10, o bien
  3.  $ET_0 = 1315$  mm, tomado del resumen por meses, o de los mapas de isolíneas de aparecen en la Figura 5.11.
2. El valor anual de  $E_p$  correspondiente al período de octubre a septiembre se obtiene de la página 28 del Boletín 73-79 del DWR (1979) para un tanque evaporimétrico de tipo A ubicado en un medio ambiente de tipo A. Los datos inexistentes para los años 1963, 1964 y 1975 se obtienen de los registros locales para completar así un registro histórico de 19 años. Hay que señalar a este respecto que podrían haberse utilizado igualmente los valores correspondientes a cualquier otro de los tanques evaporimétricos ubicados en Davis.

3. Dividir el valor anual de  $ET_0$  obtenido en el paso 1 anterior por el valor de  $E_p$ , obteniendo así un valor de  $k_p = 1315/1798 = 0,731$ .
4. Multiplicar el valor de  $E_p$  de cada uno de los años por el valor de  $k_p$  previamente obtenido, a fin de estimar  $ET_0$ . A continuación, multiplicar los valores de  $k_c$  obtenidos de la Tabla 5.2 por el valor de  $ET_0$  a fin de estimar los valores de  $ET(\text{árboles})$  y  $E(\text{embalse})$ .
5. Anotar los valores de la precipitación  $P$  obtenidos del Boletín "Resumen de Lluvias de California" del DWR (1981).
6. Restar de los valores de  $ET_0$ ,  $ET(\text{árboles})$  y  $E(\text{embalse})$  el valor de la precipitación  $P$ .

La Tabla 5.3a contiene un resumen de los datos obtenidos siguiendo el proceso descrito en los apartados precedentes.

Tabla 5.3a Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a un período de 19 años de la zona de Davis, California.

Valores expresados en mm								
Año	$E_p(\text{oct-sep})$	$ET_0$	$ET(\text{árbol})$	$E(\text{embalse})$	$P$	$ET_0 - P$	$ET(\text{árbol}) - P$	$E(\text{embalse}) - P$
	(a)	(b)	(b)	(b)	(c)	(d)	(d)	(d)
1959-60	2029	1483	1780	1631	272	1211	1509	1359
1960-61	1775	1298	1558	1428	325	973	1233	1102
1961-62	1712	1251	1501	1376	381	870	1120	995
1962-63	1520	1111	1333	1222	691	420	642	531
1963-64	1786	1306	1567	1437	282	1024	1285	1155
1964-65	1634	1194	1433	1313	483	711	950	830
1965-66	1732	1266	1519	1393	282	984	1237	1111
1966-67	1544	1129	1355	1242	696	433	659	546
1967-68	1867	1365	1638	1500	295	1070	1343	1205
1968-69	1711	1251	1501	1376	622	629	879	754
1969-70	1872	1368	1642	1505	432	936	1210	1073
1970-71	1738	1270	1524	1397	417	853	1107	980
1971-72	1820	1330	1596	1463	239	1091	1357	1224
1972-73	1791	1309	1571	1440	686	623	885	754
1973-74	1848	1351	1621	1486	544	807	1077	942
1974-75	1821	1331	1597	1464	429	902	1168	1035
1975-76	2036	1488	1786	1637	173	1315	1613	1464
1976-77	1980	1447	1736	1592	193	1254	1543	1399
1977-78	1945	1422	1706	1564	686	736	1020	878
Media	1798	1314	1577	1445	428	886	1149	1017

a) Paso 2.

b) Pasos 3 y 4, utilizando  $k_p = 0,731$ ,  $k_c(\text{árboles}) = 1,20$  y  $k_c(\text{embalse}) = 1,10$ .

c) Paso 5. Es posible que puedan detectarse algunas discrepancias con el Boletín del DWR (1981) ya que los datos utilizados en este ejemplo han sido tomados de registros locales.

7. A continuación se describe un ejemplo ilustrativo del análisis estadístico realizado mediante una distribución de frecuencias:

1. Calcular la frecuencia acumulada, o nivel de probabilidad, correspondiente a cada valor de la variable, mediante la expresión  $n \times 100 / (N+1)$ , donde  $n$  es el número de orden de cada valor y  $N$  el número total de valores disponibles.
2. Ordenar de mayor a menor los valores disponibles de cada una de las variables, tal como se indica en la Tabla 5.3b.
3. Dibujar los puntos correspondientes utilizando un papel de probabilidad normal, tal como se indica en la Figura 5.1.

Tabla 5.3b Ordenación de los valores anuales estimados para la diferencia entre pérdidas de agua y precipitación.

n	$n \times 100 / (19+1)$	ETo - P mm	ET(árbol) - P mm	E(embalse)-P mm
1	5	1315	1613	1464
2	10	1254	1543	1399
3	15	1211	1509	1359
4	20	1091	1357	1224
5	25	1070	1343	1205
6	30	1024	1285	1155
7	35	984	1237	1111
8	40	973	1233	1102
9	45	936	1210	1073
10	50	902	1168	1035
11	55	870	1120	995
12	60	853	1107	980
13	65	807	1077	942
14	70	736	1020	878
15	75	711	950	830
16	80	629	885	754
17	85	623	879	754
18	90	433	659	546
19	95	420	642	531

### Valores Totales Estacionales Basados en Datos Mensuales

Un análisis basado en los valores anuales totales puede ser en muchos casos inadecuado para satisfacer los objetivos del estudio. La siguiente sección contiene un ejemplo de un estudio realizado en una zona de Valle del Sacramento, concretamente en Davis, California, en el que se realiza un análisis

por separado de diferentes estaciones del año: 1) la estación predominantemente húmeda, de noviembre a marzo, 2) la estación predominantemente seca, de octubre a abril y 3) los dos meses de transición de octubre y abril. Es recomendable realizar una distribución estacional como ésta en muchas áreas de California, debido al clima predominantemente mediterráneo de que gozan. No obstante, es posible también establecer distribuciones más convenientes que ésta para otras zonas del Estado.

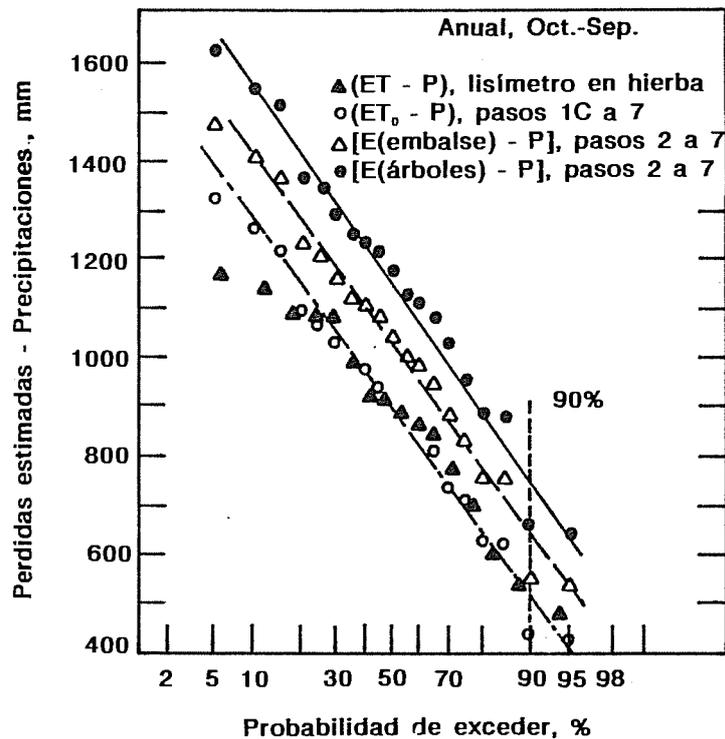


Figura 5.1 Análisis estadístico de distribución de frecuencias de los datos indicados en la Tabla 5.3b correspondientes al Ejemplo 5.1. Valores totales para años hidrológicos (octubre a septiembre) en Davis, California. Los valores medidos experimentalmente para [ET(hierba)-P], y no incluidos en la Tabla 5.3b, se han indicado como punto de comparación. Las líneas de interpolación han sido obtenidas por ajuste visual.

### Estación húmeda

El Ejemplo 5.2 proporciona un recopilación de datos y un análisis de frecuencias correspondientes a Davis, California, durante la estación predominantemente húmeda, es decir, de noviembre a marzo. Los valores de ET(hierba) medidos experimentalmente resultan ser una vez más similares a los de ET<sub>0</sub> obtenidos según el método propuesto en este capítulo. La Figura 5.2 indica que existe una probabilidad del 90% de que, en un año determinado, la diferencia (P - ET) sea igual o inferior a 406 y 356 mm según se utilicen los

valores de  $ET_0$  y de  $ET(\text{árboles})$ , respectivamente. Estos resultados permiten estimar que el excedente de agua correspondiente a un embalse de almacenamiento se situaría aproximadamente en un valor intermedio de 380 mm. La Tabla 5.14 puede utilizarse de nuevo para determinar el riesgo de que pueda producirse un exceso superior al indicado durante diferentes períodos de diseño.

En las zonas en que la precipitación puede sobrepasar considerablemente las demandas de agua por evaporación durante la estación húmeda de algunos años, el proyectista de un sistema de riego con agua residual debería utilizar normalmente los datos del balance hidráulico únicamente para determinar la superficie de un embalse de regulación de caudales. El exceso de agua de lluvia ( $P$ ) respecto a la de evapotranspiración ( $ET$ ) en la zona de cultivo se infiltraría en el terreno pasando directamente a los canales de drenaje. En las zonas en que la diferencia ( $ET - P$ ) se mantiene positiva incluso durante la estación húmeda, o en zonas más húmedas en las que existen restricciones sobre la infiltración profunda en el terreno o la escorrentía superficial, será necesario calcular los balances hidráulicos tanto del embalse de regulación de caudales como de la propia zona de cultivo.

### **Estación seca y meses de transición**

Aunque no se han incluido ejemplos detallados del proceso de cálculo correspondiente a la estación seca y a los meses de transición entre ésta y la estación húmeda, las Tablas 5.5 y 5.6 contienen un resumen de los resultados obtenidos de aplicar la metodología de análisis descrita previamente al período correspondiente a la estación seca, es decir, a los meses de mayo a septiembre, y a los dos meses de transición de abril y de octubre.

La Figura 5.3 muestra los resultados del análisis estadístico de distribución de frecuencias para los dos grupos de resultados. Como puede apreciarse en la Figura 5.3, existe un 90% de probabilidad de que las pérdidas de agua netas por  $ET_0$  y  $ET(\text{árboles})$  durante la época seca de un determinado año sea igual o superior a 787 y 940 mm, respectivamente. De modo similar, los percentiles correspondientes a los meses de transición son 102 y 127 mm, respectivamente.

No obstante, los resultados correspondientes a esos dos meses ponen claramente de manifiesto la desviación tan marcada del valor correspondiente al año más húmedo con respecto a la distribución normal. Hay que señalar que no sólo la  $ET_0$  de ese año hidrológico fue la menor para los meses de octubre y abril, sino que la cantidad total de lluvia recogida fue de 301 mm. Sólo existen otros dos registros anuales con una precipitación total para octubre y abril superior a 147 mm en el período de 110 años de registros disponibles: el valor total de  $P$  en octubre y abril de 1879-80 alcanzó los 198 mm, mientras que en el mismo período de 1889-90 el valor total de  $P$  ascendió a 246 mm.

Ejemplo 5.2 Valores de (E - P) y de (ET - P) correspondientes a la estación húmeda (noviembre a marzo) durante un período de 19 años en la zona de Davis, California.

1. Valor de  $ET_0$  correspondiente a un año medio:

- a)  $ET_0 = 216$  mm, obtenido sumando los valores correspondientes de noviembre a marzo que aparecen en la Tabla 5.1.
- b) Los datos de la evaporación potencial anual no son aplicables.
- c)  $ET_0 = 220$  mm, obtenido sumando los valores correspondientes de noviembre a marzo que aparecen en las mapas de isolíneas de la Figura 5.11.

Tabla 5.4 Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a la estación húmeda (noviembre a marzo) durante un período de 19 años en la zona de Davis, California.

Valores expresados en mm									
Año	Ep(nov-mar)	$ET_0$	ET(árbol)	P	$ET_0 - P$	ET(árbol)-P	100n/20	$ET_0 - P$	ET(árbol)-P
	(a)	(b)	(b)	(c)	(d)	(d)	(e)	(e)	(e)
1959-60	419	293	352	236	57	116	5	224	283
1960-61	305	214	257	305	- 91	- 48	10	117	169
1961-62	318	223	268	376	- 153	- 108	15	71	121
1962-63	265	186	223	368	- 182	- 145	20	54	116
1963-64	366	256	308	231	25	77	25	25	77
1964-65	278	195	234	353	- 158	- 119	30	- 54	- 14
1965-66	286	200	240	254	- 54	- 14	35	- 65	- 24
1966-67	249	174	209	572	- 398	- 363	40	- 91	- 48
1967-68	295	207	248	272	- 65	- 24	45	- 132	- 89
1968-69	274	192	230	566	- 374	- 336	50	- 147	- 97
1969-70	356	249	299	396	- 147	- 97	55	- 153	- 108
1970-71	309	216	259	348	- 132	- 89	60	- 158	- 119
1971-72	359	251	301	180	71	121	65	- 177	- 136
1972-73	266	186	223	612	- 426	- 389	70	- 182	- 145
1973-74	276	193	232	460	- 267	- 228	75	- 267	- 228
1974-75	295	207	248	384	- 177	- 136	80	- 374	- 336
1975-76	418	293	352	69	224	283	85	- 398	- 363
1976-77	374	262	314	145	117	169	90	- 411	- 368
1977-78	306	214	257	625	- 411	- 368	95	- 426	- 389
Media	317	220	266	355	- 133	- 89			

- a) Paso 2. Tomado del Boletín 73-79 del DWR (1979). Tanque evaporimétrico de tipo A ubicado en un medio ambiente de tipo A. Valores de la evaporación correspondientes a los meses de noviembre a marzo, ambos inclusive. Los valores correspondientes a los años 1964 y 1975 se obtuvieron de registros locales por no estar indicados en el citado Boletín.

- b) *Pasos 3 a 4.* Utilizando un valor medio de  $k_p = 220/317 = 0,70$  para estimar los valores de  $ET_0$ , y un valor de  $k_c$  de 1,20 obtenido de la Tabla 5.2 para árboles de hoja perenne.
- c) *Paso 5.* Los valores de la precipitación correspondientes al período de noviembre a marzo fueron obtenidos de las microfichas contenidas en el Boletín "Resumen de Lluvias de California" publicado por el DWR (1981).
- d) *Paso 6.* Resultados de restar a  $ET_0$  y  $ET$  el valor de la precipitación  $P$ .
- e) *Paso 7.* Análisis estadístico de distribución de frecuencias.

La Figura 5.2 muestra el resultado del análisis estadístico de distribución de frecuencias efectuado con los datos correspondientes a la estación húmeda en la zona de Davis, California, durante un período de 19 años.

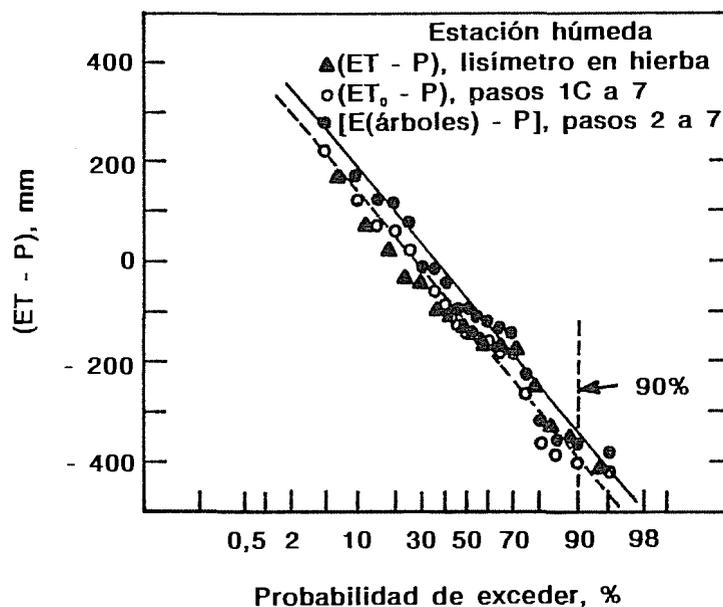


Figura 5.2 Análisis estadístico de distribución de frecuencias de  $(ET_0 - P)$  y  $[E(\text{árboles}) - P]$  para la estación húmeda (noviembre a marzo) en Davis, California. Los valores medidos experimentalmente para  $[E(\text{hierba}) - P]$  se han incluido como punto de comparación.

Los valores de  $(ET - P)$  correspondientes a la probabilidad del 10% en la Figura 5.3 son útiles para determinar la cantidad adicional de agua necesaria para mantener un cultivo satisfactorio o un crecimiento adecuado de los árboles durante un año de gran demanda de agua. Los resultados de este análisis estadístico ponen de manifiesto que en el caso de Davis, por ejemplo, sólo existe una probabilidad del 10% de que la demanda neta de agua de riego durante los meses de mayo a septiembre sea igual o superior a 965 mm en el caso de una pradera y a 1168 mm en el caso de una plantación de árboles. Hay que señalar que estos valores constituyen el "suministro neto de agua de riego" y, por lo tanto, para obtener la cantidad bruta de agua de riego requerida es necesario introducir un factor que refleje la eficiencia del sistema de riego, tal como se analiza en el Capítulo 8.

Tabla 5.5 Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a la estación seca (mayo a septiembre) durante un período de 19 años en la zona de Davis, California (\*).

Valores expresados en mm									
Año	Ep(may-sep)	ETo	ET(árbol)	P	ETo-P	ET(árbol)-P	100n/20	ETo-P	ET(árbol)-P
	(a)	(b)	(b)	(c)	(d)	(d)	(e)	(e)	(e)
1959-60	1244	933	1120	14	919	1106	5	1019	1223
1960-61	1139	854	1025	7	847	1018	10	960	1157
1961-62	1070	803	964	2	801	962	15	943	1136
1962-63	1041	781	937	22	759	915	20	919	1106
1963-64	1124	843	1012	15	828	997	25	896	1078
1964-65	1113	835	1002	15	820	987	30	896	1076
1965-66	1127	845	1014	13	832	1001	35	891	1070
1966-67	1073	805	966	26	779	940	40	883	1062
1967-68	1212	909	1091	13	896	1078	45	867	1050
1968-69	1158	869	1043	5	864	1038	50	864	1038
1969-70	1193	895	1074	12	883	1062	55	847	1018
1970-71	1141	856	1027	33	823	994	60	832	1001
1971-72	1143	857	1028	36	821	992	65	828	997
1972-73	1193	895	1074	4	891	1070	70	823	994
1973-74	1289	967	1160	24	943	1136	75	821	992
1974-75	1198	899	1079	3	896	1076	80	820	987
1975-76	1310	983	1180	23	960	1157	85	801	962
1976-77	1217	913	1096	46	867	1050	90	779	940
1977-78	1360	1020	1224	1	1019	1223	95	759	915
Media	1176	882	1058	17	865	1041			

- \*) Valor de ETo correspondiente a un año medio igual a 882 mm para el período de mayo a septiembre. Obtenido de los mapas de isolíneas de la Figura 5.11.
- a) Paso 2. Tomado del Boletín 73-79 del DWR (1979). Tanque evaporimétrico de tipo A ubicado en un medio ambiente de tipo A. Valores de la evaporación correspondientes a los meses de mayo a septiembre, ambos inclusive. Los valores correspondientes a los años 1964 y 1975 se obtuvieron de registros locales por no estar indicados en el citado Boletín.
- b) Pasos 3 a 4. Utilizando un valor medio de  $k_p = 882/1176 = 0,75$  para estimar los valores de ETo, y un valor de  $k_c$  de 1,20 obtenido de la Tabla 5.2 para árboles de hoja perenne.
- c) Paso 5. Los valores de la precipitación correspondientes al período de mayo a septiembre fueron obtenidos de las microfichas contenidas en el Boletín "Resumen de Lluvias de California" publicado por el DWR (1981).
- d) Paso 6. Resultados de restar a ETo y ET el valor de la precipitación P.
- e) Paso 7. Análisis estadístico de distribución de frecuencias.

### Valores Totales Anuales -- Datos Anuales Frente a Datos Estacionales Agrupados

Como ya se ha indicado en secciones anteriores, el análisis estadístico de distribución de frecuencias debe aplicarse con precaución cuando se trata de estaciones anuales diferentes. La Tabla 5.7 muestra un análisis comparativo de los valores totales anuales obtenidos a partir de datos anuales y de datos estacionales agrupados. Como puede observarse en la Tabla 5.7, los valores totales anuales obtenidos de un análisis de datos estacionales por separado son

muy parecidos a los obtenidos en el Ejemplo 5.1 e indicados en la Figura 5.1. No obstante, estas diferencias pueden ser mayores en determinadas condiciones climáticas. Así mismo, las tendencias observadas sugieren la posibilidad de que puedan producirse mayores diferencias a medida que el período de tiempo se reduce hasta llegar, por ejemplo, a un mes. Esta observación queda claramente de manifiesto en los apartados siguientes.

Tabla 5.6 Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo realizado utilizando datos anuales correspondientes a los meses de transición (abril y octubre) durante un período de 19 años en la zona de Davis, California (\*).

Valores expresados en mm									
Año	Ep(abr-oct)	ETo	ET(árbol)	P	ETo-P	ET(árbol)-P	100n/20	ETo-P	ET(árbol)-P
	(a)	(b)	(b)	(c)	(d)	(d)	(e)	(e)	(e)
1959-60	366	256	307	23	233	284	5	269	323
1960-61	331	232	278	13	219	265	10	240	290
1961-62	324	227	272	3	224	269	15	233	284
1962-63	214	150	180	301	- 151	- 121	20	224	269
1963-64	296	207	248	37	170	211	25	219	265
1964-65	243	170	204	116	54	88	30	208	253
1965-66	319	223	268	15	208	253	35	202	247
1966-67	222	155	186	100	55	86	40	199	244
1967-68	360	252	302	12	240	290	45	189	235
1968-69	279	195	234	38	157	196	50	170	211
1969-70	323	226	271	24	202	247	55	169	210
1970-71	288	202	242	33	169	209	60	164	209
1971-72	318	223	268	24	199	244	65	157	196
1972-73	332	232	278	68	164	210	70	139	179
1973-74	283	198	238	59	139	179	75	136	178
1974-75	328	230	276	41	189	235	80	135	175
1975-76	308	216	259	81	135	178	85	55	88
1976-77	389	272	326	3	269	323	90	54	86
1977-78	279	195	234	59	136	175	95	- 151	- 121
Media	305	214	257	55	159	202			

- \*) Valor de ETo correspondiente a un año medio igual a 214 mm para los meses de abril y de octubre. Obtenido de los mapas de isóneas de la Figura 5.11.
- a) Paso 2. Tomado del Boletín 73-79 del DWR (1979). Tanque evaporimétrico de tipo A ubicado en un medio ambiente de tipo A. Valores de la evaporación correspondientes a los meses de abril y de octubre. Los valores correspondientes a los años 1964 y 1975 se obtuvieron de registros locales por no estar indicados en el citado Boletín. El año hidrológico se inicia en el mes de octubre.
- b) Pasos 3 a 4. Utilizando un valor medio de  $k_p = 214/305 = 0,70$  para estimar los valores de ETo, y un valor de  $k_c$  de 1,20 obtenido de la Tabla 5.2 para árboles de hoja perenne.
- c) Paso 5. Los valores de la precipitación correspondientes a los meses de abril y octubre fueron obtenidos de las microfichas contenidas en el Boletín "Resumen de Lluvias de California" publicado por el DWR (1981).
- d) Paso 6. Resultados de restar a ETo y ET el valor de la precipitación P.
- e) Paso 7. Análisis estadístico de distribución de frecuencias.

### Percentil del 90% de la Pérdida Neta Mensual

Normalmente, el balance hidráulico efectuado durante el diseño de un sistema de riego con agua residual suele estar referido a datos mensuales. Como se ha indicado anteriormente, este balance *no debería* basarse en la adición de los datos individuales de un análisis estadístico de distribución de frecuencias de las posibles pérdidas netas de agua. Como puede apreciarse en la Tabla 5.7, incluso la división de un año en tres períodos independientes, como el realizado en las Tablas 5.4, 5.5 y 5.6, da lugar a ciertas incongruencias: los percentiles del 90% de las pérdidas netas anuales de  $ET_0$  y de  $ET(\text{árboles})$  son 36 y 20 mm inferiores, respectivamente, a los valores correspondientes obtenidos del análisis realizado a partir de totales anuales que aparece en la Tabla 5.3b para el mismo período de 19 años.

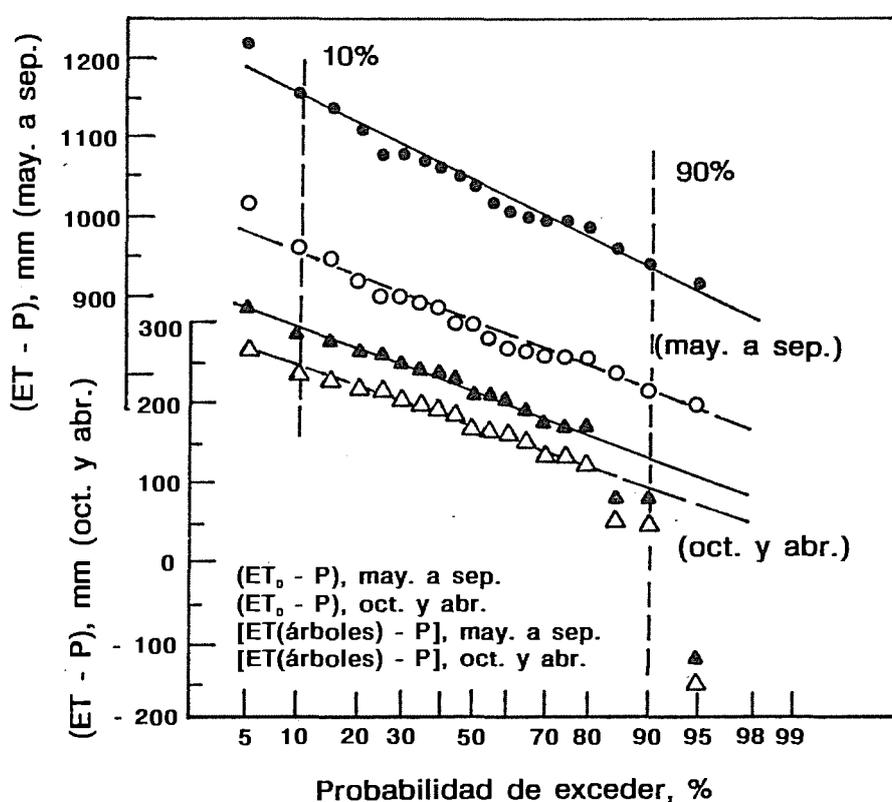


Figura 5.3 Análisis estadístico de distribución de frecuencias de los valores de  $(ET_0 - P)$  y  $[ET(\text{árboles}) - P]$  correspondientes a la estación seca (mayo a septiembre) y los meses de transición (octubre y abril) en Davis, California.

A pesar de que estas diferencias son pequeñas en el caso de Davis, es posible que las diferencias puedan ser mayores en otros lugares. Por este motivo, el ejemplo que aparece a continuación trata de ilustrar un método mediante el cual es posible obtener exactamente los mismos resultados indicados en el Ejemplo 5.1, pero utilizando resúmenes de 12 valores mensuales del valor ajustado de  $(ET - P)$  correspondientes a un determinado grado de probabilidad,

como, por ejemplo, del 90%. La distribución de los valores mensuales correspondientes a una estación determinada está basada en la distribución del parámetro dominante durante dicha estación, es decir, en la precipitación durante los meses de la estación húmeda y en  $(ET - P)$  durante los otros meses.

Tabla 5.7 Análisis comparativo de la cantidad neta de agua utilizada durante un período de 12 meses, basado en los percentiles del 10 y del 90% obtenidos mediante un análisis estadístico de distribución de frecuencias realizado con valores anuales totales (Ejemplo 5.1) y con valores agrupados correspondientes a la estación húmeda, a la estación seca y a los meses de octubre y abril, de transición entre ambas (Figuras 5.5 y 5.6).

Método de cálculo	Percentiles del 10%		Percentiles del 90%	
	$ET_0 - P$	$ET(\text{árboles}) - P$	$ET_0 - P$	$ET(\text{árboles}) - P$
Total anual a partir de datos anuales, Figura 5.1, en mm	1278	1549	516	749
Total de la estación húmeda, oct-mar, Figura 5.2, en mm	140	191	- 399	- 348
Total de la estación seca, may-sep, Figura 5.3, en mm	955	1158	782	940
Total de los meses de transición, abr y oct, Figura 5.3, en mm	249	300	97	137
Total anual a partir de un análisis estacional, en mm	1344	1648	480	729
Diferencia entre análisis anual y análisis estacional, en mm	- 66	- 99	+ 36	+ 20

El Ejemplo 5.3 muestra la metodología propuesta, cuyos resultados aparecen resumidos en la Tabla 5.8. Obsérvese en la Tabla 5.8 que la suma de los valores mensuales de  $(ET_0 - P)_{0,9}$  y de  $[ET(\text{árboles}) - P]_{0,9}$  concuerdan con los valores de 516 y 749 mm que aparecen en la Tabla 5.7, correspondientes a los percentiles del 90% de los totales anuales obtenidos a partir de datos anuales de  $(ET_0 - P)$  y de  $[ET(\text{árboles}) - P]$ , respectivamente.

**Ejemplo 5.3** Obtención de los valores mensuales de la pérdida neta de agua correspondiente a un determinado grado de probabilidad, ajustada de modo que la suma de los 12 valores mensuales coincida con los valores anuales totales obtenidos a partir de datos anuales.

- 
1. Preparar un listado de los valores mensuales de  $ET_0$  correspondientes a un año medio. Estos valores pueden obtenerse de la Tabla 5.1, para la zona del Valle del Sacramento, o de los mapas de isolíneas de la Figura 5.11, para la zona de Davis.
  2. Aplicar los valores de  $k_c$  que aparecen en la Tabla 5.2 cuando el cultivo de que se trate no sea una pradera.
  3. Preparar un listado de las precipitaciones mensuales registradas durante un año medio en un punto próximo a Davis. Datos tomados de la Tabla 3 del Boletín "Resumen de Lluvias de California" (DWR, 1981).
  4. Calcular los valores mensuales de  $(ET - P)$  para un año medio.
  - 5a. *Estación húmeda*: obtener los valores mensuales de los percentiles del 90% mediante la subdivisión del valor total ajustado de  $(ET - P)$  correspondiente a la estación húmeda, a partir de la distribución de la precipitación total entre los diferentes meses.

El valor total ajustado de  $(ET - P)_{0.9}$  para la estación húmeda es igual a la suma algebraica de  $(ET - P)_{0.9}$  durante la estación húmeda y de la diferencia anual entre los análisis anuales y estacionales. Este último valor se ha obtenido de la Tabla 5.7.

Valor total ajustado para la estación húmeda:

$$(ET - P)_{0.9} = - 399 + 36 = - 363 \text{ mm}$$

Obtener los valores mensuales ajustados de  $(ET - P)_{0.9}$  mediante la subdivisión del valor total ajustado para la estación húmeda de  $(ET - P)_{0.9}$ , de acuerdo con la distribución de la precipitación normal a lo largo de la estación húmeda. Así, por ejemplo, para el mes de enero:

Valor mensual ajustado para la estación húmeda:

$$(ET - P)_{0.9} = - 363 \times (P\text{-ene} / \sum P\text{nov-mar}) = - 363 \times (99/354) = - 102 \text{ mm}$$

- 5b. *Estación seca y meses de transición*: obtener los percentiles del 90% para cada uno de los meses, mediante la aplicación del factor de corrección "C" obtenido dividiendo el percentil del 90% para la estación considerada por el valor de  $\sum (ET - P)$  correspondiente a esa misma estación durante el año medio.

A continuación se ilustra el proceso de cálculo del factor C, utilizando los datos de las Tablas 5.7 y 5.8:

$$C \text{ (meses de transición)} = 97 \text{ (Tabla 5.7)} / (82 + 67) = 0,65$$

$$C \text{ (estación seca)} = 782 \text{ (Tabla 5.7)} / (151 + 191 + 208 + 176 + 134) = 0,91$$

De este modo, los valores mensuales ajustados de  $(ET_o - P)_{0,9}$  para los meses de abril y junio serían:

$$(ET_o - P)_{0,9} = 0,65 \times 82 = 53 \text{ mm para el mes de abril, y}$$

$$(ET_o - P)_{0,9} = 0,91 \times 191 = 174 \text{ mm para el mes de junio}$$

La Tabla 5.8 contiene un resumen de los resultados obtenidos mediante este método de cálculo.

Tabla 5.8 Resumen de los valores mensuales de  $(ET - P)$  obtenidos para un grado de probabilidad del 90%.

Mes	Datos de un año medio, mm/mes					Factor ajuste "C" (e)	Percentiles del 90%, mm/mes	
	ET <sub>o</sub> (a)	ET(árbol) (b)	P (c)	ET <sub>o</sub> -P (d)	ET(árbol)-P (d)		(ET <sub>o</sub> -P) (e)	[ET(árbol)-P] (e)
Ene	26	31	99	- 73	- 68	--	- 102	- 92
Feb	47	56	71	- 24	- 15	--	- 73	- 66
Mar	81	97	50	31	47	--	- 51	- 46
Abr	120	144	38	82	106	0,65	53	75
May	164	197	13	151	184	0,91	137	167
Jun	195	234	4	191	230	0,91	174	209
Jul	208	250	0,3	208	250	0,91	189	228
Ago	177	212	0,8	176	211	0,91	160	192
Sep	138	166	4	134	162	0,91	122	147
Oct	93	112	26	67	86	0,65	44	61
Nov	42	50	52	- 10	- 2	--	- 53	- 48
Dic	25	30	82	- 57	- 52	--	- 84	- 76
Total	1316	1579	440	876	1139		516	750

- a) Paso 1. Datos obtenidos de los mapas de isolíneas que aparecen en la Figura 5.11.  
b) Paso 2. Valor obtenido multiplicando ET<sub>o</sub> por el factor kc = 1,20 correspondiente a árboles de hoja perenne.  
c) Paso 3. Datos tomados de la Tabla 3 del Boletín "Resumen de Lluvias de California" (DWR, 1981).  
d) Paso 4.  
e) Pasos 5a y 5b.

## CANTIDAD NETA DE AGUA UTILIZADA EN CULTIVOS ANUALES

Cuando el cultivo que se desea regar con agua residual tiene carácter anual, el diseño del sistema de riego es mucho más complejo debido a la variación de ET en función de la variación del grado de recubrimiento de las plantas, de su fase de crecimiento y de su grado de maduración. En estos casos, es absolutamente necesario la obtención de los valores mensuales de ET para un año medio. En realidad, es necesario considerar períodos de tiempo incluso más cortos durante la fase de crecimiento del cultivo. Una vez obtenidos los valores mensuales de ET correspondientes a un año medio, se recomienda utilizar los métodos propuestos anteriormente a fin de obtener los valores mensuales ajustados de  $(ET - P)$  correspondientes a un determinado grado de probabilidad.

### Valor de ET de un Año Medio para Cultivos Anuales

El Ejemplo 5.4 muestra el proceso de obtención de los valores mensuales, y de los valores correspondientes a períodos de 10 días de duración, para  $ET_0$  y  $ET(\text{cultivo})$  de dos cultivos anuales, en el que se han tenido en cuenta los períodos dedicados a la preparación del terreno para las tareas previas a la plantación y las posteriores a la recogida de la cosecha. En el caso del cultivo de tomates, el ejemplo considera dos alternativas: una, en la que el cultivo se riega con poca frecuencia durante los primeros estadios de crecimiento de las plantas y, otra, en la que el cultivo se riega con mucha frecuencia durante esos mismos estadios. Se han utilizado los coeficientes de cultivo que aparecen en la Tabla 5.13, junto con los valores de  $ET_0$ , para estimar los valores de ET correspondientes a la primera de estas alternativas así como para todos los períodos en que el cultivo cubre el terreno por completo. Por otra parte, los valores de  $k_c$  correspondientes a los primeros estadios de crecimiento de las plantas, bajo el programa de riego frecuentes, han sido obtenidos según el método sugerido por Doorenbos y Pruitt (1977). Este método fue así mismo el utilizado para los períodos de preparación del terreno del cultivo.

Los resultados indicados en la Tabla 5.9 ponen claramente de manifiesto el menor consumo de agua de los cultivos anuales en comparación con los cultivos que recubren por completo el terreno. Así, por ejemplo, el valor estimado de ET para un año medio para un cultivo de maíz, incluyendo los períodos de preparación previa a la siembra y posterior a la recogida de la cosecha, alcanza 818 mm durante el período de abril a octubre, mientras que el valor estimado de  $ET_0$  asciende a 1097 mm. El valor estimado de ET para un cultivo de tomates asciende a 1003 mm; este valor incluye así mismo los períodos previos a la plantación y posteriores a la recogida, y tiene en cuenta que el período de cultivo es ligeramente más largo, que se practican riegos frecuentes durante los primeros estadios de crecimiento y que los valores de  $k_c$  son relativamente elevados hasta el momento de la recogida. Como puede observarse, este último valor de ET es casi 100 mm inferior al de  $ET_0$  antes indicado, y casi 300 mm inferior al valor estimado de ET para árboles de hoja perenne durante el período de abril a octubre.

Ejemplo 5.4 Obtención de los valores mensuales y de menor duración de  $ET_0$  y  $ET$  correspondientes a un año medio. Los cultivos considerados son maíz y tomates para conserva, con una fecha de plantación próxima al 1 de mayo y una de recogida del 10 y del 20 de septiembre, respectivamente.

1. Representar gráficamente los valores de  $ET_0$  del año medio para el período de marzo a noviembre, tal como se indica en la Figura 5.4, y trazar una curva suave a través del gráfico de barras, de modo que se consiga una distribución aproximadamente igual entre las áreas situadas por encima y por debajo de los valores medios mensuales de  $ET_0$ . Los valores de  $ET_0$  han sido obtenidos de la Tabla 5.8.

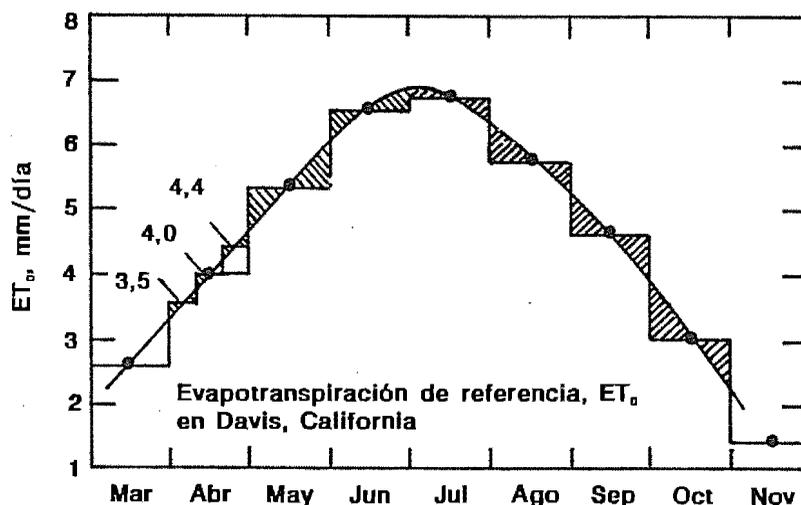


Figura 5.4 Representación gráfica del valor de  $ET_0$  del año medio, y obtención de la curva de interpolación, para el ejemplo correspondiente a la zona de Davis, California.

2. Seleccionar el valor de  $ET_0$  situado en el punto medio de cada uno de los períodos de 10 ó 11 días. Tabular los resultados así obtenidos tal como se indica en la Tabla 5.9, transformando los valores en los milímetros de agua correspondientes a cada período.
3. Deducir los valores de  $k_c$  mediante el método que se describe a continuación, y representarlos gráficamente tal como se indica en la Figura 5.5:
  - a) Obtener los valores de  $k_c$  correspondientes a cada período de 10 días a lo largo del tiempo transcurrido desde la plantación hasta la recogida. Esta información puede obtenerse de la Tabla 5.13 o de los estudios realizados por Fereres y cols. (1980, 1984). Representar gráficamente los valores obtenidos tal como indica la Figura 5.5.

- b) En el caso de riegos frecuentes, es decir, con frecuencias de riego inferiores a 10 días, seleccionar un valor de  $k_c$  para el estadio de Desarrollo Inicial a partir de la Figura 5.6. El estadio de Desarrollo Inicial de una planta ha sido definido por Doorenbos y Pruitt (1977) como "el período de tiempo durante la germinación o la fase de crecimiento inicial en el que el recubrimiento del terreno es inferior al 10%". Los valores de  $k_c$  así obtenidos se representan gráficamente mediante una línea recta, tal como se indica en la Figura 5.5, después de estimar los días de duración del período a partir de la Figura 5.7. Trazar una línea recta de extrapolación hasta el corte con la prolongación tangencial de la curva de  $k_c$  obtenida en el paso 3a. Dibujar una nueva curva de acuerdo de  $k_c$  entre las dos líneas rectas obtenidas previamente.
- c) Seleccionar los valores de  $k_c$  para los períodos previos a la plantación, tal como se indica en la Figura 5.6, y representarlos gráficamente tal como indica la Figura 5.5.
- d) Dibujar los valores de  $k_c$  correspondientes a los períodos posteriores a la recogida del cultivo tal como se indica en la Figura 5.5, tratando de reflejar un descenso brusco hasta los valores inferiores de  $k_c$  correspondientes a los períodos previos a la plantación, en que la superficie del suelo está seca.

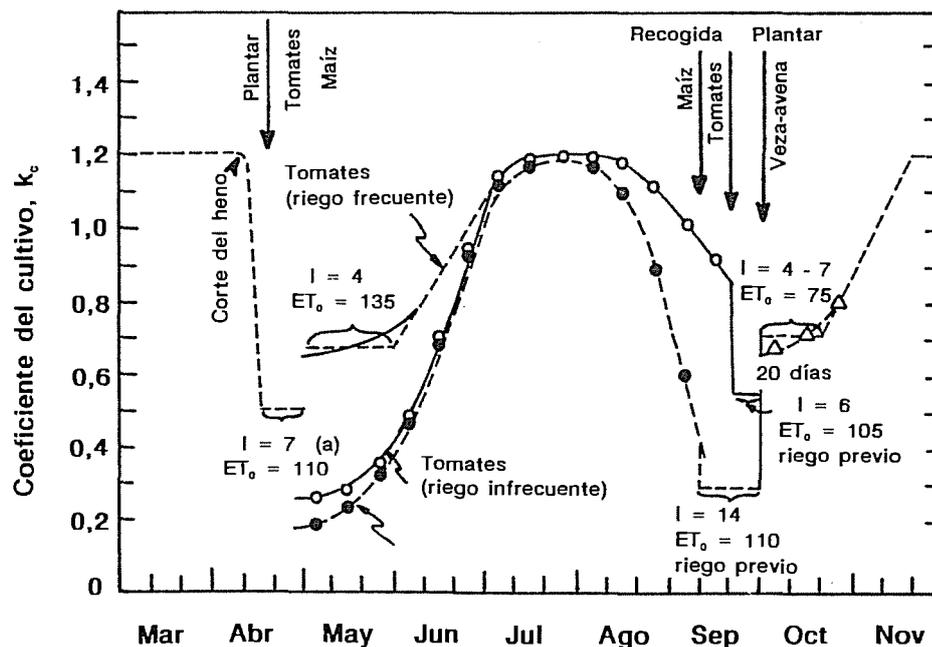


Figura 5.5

Obtención de los coeficientes de cultivo,  $k_c$ , para una secuencia de cultivo constituida por un cultivo de otoño-invierno de veza-avena para ensilar y una plantación de primavera de maíz y de tomates. La figura ilustra tanto la alternativa de riegos frecuentes como la de riegos infrecuentes de la plantación de tomates.

a)  $I$  = frecuencia de riego y/o de precipitación durante el período en días;  $ET_o$  = valor medio de  $ET_o$  que cabe esperar en el punto medio del período considerado.

4. A partir de las curvas obtenidas de forma similar a las de la Figura 5.5, seleccionar los valores de  $k_c$  correspondientes a períodos de 10 ó 11 días para cada caso, ordenándolas como se indica en la Tabla 5.9.
5. Multiplicar los valores de  $k_c$  así obtenidos por el valor de  $ET_0$  a fin de estimar los valores de ET del cultivo y las pérdidas por evaporación durante los períodos sin cultivar, tal como se ilustra en la Tabla 5.9.

Tabla 5.9 Ejemplo ilustrativo del método de obtención de los valores mensuales y estacionales de ET para un año medio para varios cultivos anuales realizados en la zona de Davis, California. Los cultivos son: tomates para elaboración (1 mayo - 20 septiembre) y maíz (1 mayo - 10 septiembre), seguidos de un cultivo de veza y de avena sembrado el 1 de octubre y recogido del 5 al 10 de abril.

Mes	Período	Año medio		Avena-maíz-avena		Avena-tomate-avena			
		$ET_0$ mm/día (a)	mm (a)	$k_c$ (b)	ET mm (e)	$k_c$ (b,c)	ET mm (e)	$k_c$ (b,d)	ET mm (e)
Abr	1-10	3,5	35	1,10	39	1,10	39	1,10	39
	11-20	4,0	40	0,75	30	0,75	30	0,75	30
	21-30	4,4	44	0,50	22	0,50	22	0,5	22
May	1-10	4,8	48	0,18	9	0,25	12	0,65	31
	11-20	5,3	53	0,23	12	0,28	15	0,67	36
	21-31	5,8	64	0,32	20	0,35	22	0,69	44
Jun	1-10	6,2	62	0,47	29	0,49	30	0,77	48
	11-20	6,6	66	0,68	45	0,70	46	0,88	58
	21-30	6,7	67	0,93	62	0,94	63	1,01	68
Jul	1-10	6,8	68	1,12	76	1,13	77	1,13	77
	11-20	6,7	67	1,17	78	1,17	78	1,17	78
	21-31	6,5	71	1,19	84	1,19	84	1,19	84
Ago	1-10	6,2	62	1,16	72	1,19	74	1,19	74
	11-20	5,8	58	1,09	63	1,17	68	1,17	68
	21-31	5,4	59	0,89	53	1,11	65	1,11	65
Sep	1-10	5,0	50	0,60	30	1,01	51	1,01	51
	11-20	4,7	47	0,29	14	0,91	43	0,91	43
	21-30	4,2	42	0,29	18	0,55	23	0,55	23
Oct	1-10	3,6	36	0,68	24	0,68	24	0,68	24
	11-20	3,0	30	0,71	21	0,71	21	0,71	21
	21-31	2,5	27	0,80	22	0,80	22	0,80	22
Total		1096		817		909		1006	

- a) Paso 2.
- b) Paso 4.
- c) Valores de  $k_c$  para tomates, en el supuesto de un riego poco frecuente durante los primeros estadios de crecimiento.
- d) Valores de  $k_c$  para tomates, en el supuesto de una frecuencia de riego de cada cuatro días durante los primeros estadios de crecimiento.
- e) Paso 5.

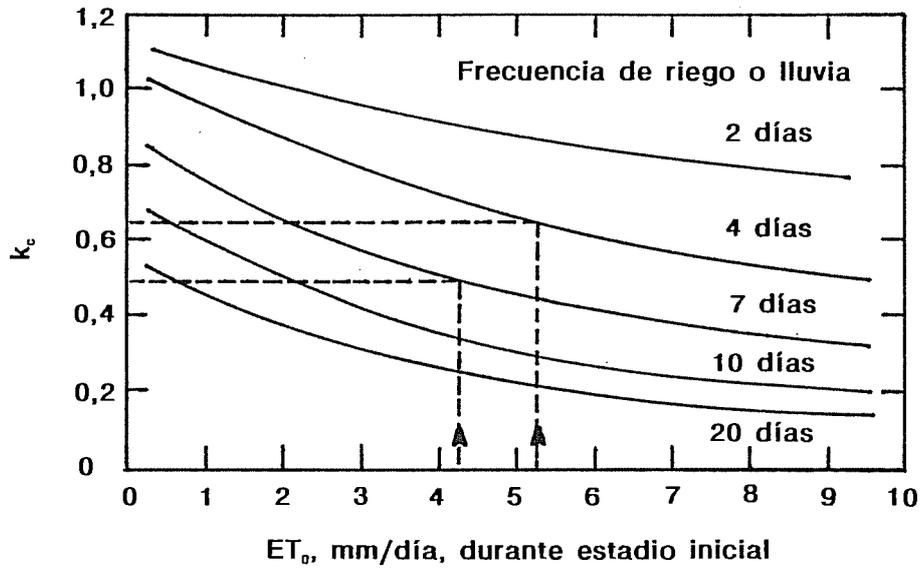


Figura 5.6 Valor medio de  $k_c$  para el Estado de Desarrollo Inicial en función del valor de  $ET_0$  y de la frecuencia de riego y/o de precipitación significativa. Adaptado del trabajo de Doorenbos y Pruitt (1977).

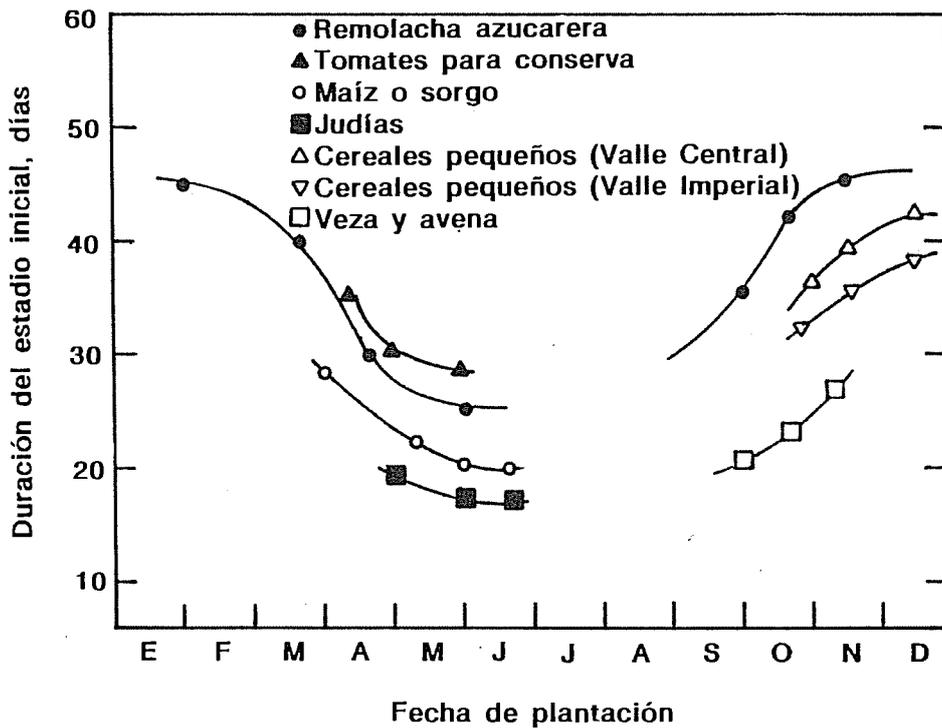


Figura 5.7 Duración del Estado de Desarrollo Inicial, expresado en días, para diversos cultivos realizados en California, en función de la fecha de plantación.

### Distribución de Frecuencias de las Pérdidas Netas Mensuales

Como se ha indicado anteriormente, es normalmente deseable realizar un balance hidráulico de mes a mes, aun a pesar de que la consideración conjunta de los resultados de los análisis de distribución de frecuencias así obtenidos pueden inducir a confusión. Cuando se trata de programas de cultivos anuales, se recomienda la utilización de los mismos métodos empleados en el Ejemplo 5.3 para obtener los valores mensuales ajustados de  $(ET - P)$  correspondientes a un grado de probabilidad determinado. Por lo tanto, el valor de "C" que se utilizaría en el ejemplo de cultivo realizado en Davis sería de 0,65 para los meses de transición de abril y de octubre, mientras que durante los meses de mayo a septiembre se utilizaría uno de 0,91, tal como se indica en la Tabla 5.8.

La Tabla 5.10 ilustra los resultados obtenidos utilizando como ejemplo una secuencia de cultivos como la indicada en el Ejemplo 5.4, pero excluyendo el caso del cultivo de tomates con riegos infrecuentes. Los resultados están basados en la hipótesis de que el valor de  $k_c$  para los meses de diciembre a marzo es 1,20 para el cultivo de invierno de veza y de avena. Por este motivo, los datos correspondientes al año medio y al percentil del 90% para cada uno de esos meses coinciden con los obtenidos en la Tabla 5.8 para una plantación de árboles de hoja perenne. La Figura 5.5 indica que el valor medio de  $k_c$  durante el mes de noviembre es ligeramente superior a 1,0, por lo que adoptando una actitud conservadora podría utilizarse un valor de  $k_c = 1,0$ . De este modo, el valor de  $ET_0$  para el mes de noviembre puede obtenerse directamente de la Tabla 5.10.

El resumen anual de los percentiles del 90% para  $(ET - P)$  indica unos valores de 479 y 313 mm para un cultivo de tomates bien regados y uno de maíz, respectivamente, cuando se mantiene una cubierta invernal con un cultivo de veza y de avena. Estos resultados deben compararse con los percentiles del 90% de 749 y 516 mm obtenidos para un cultivo continuo de árboles de hoja perenne y uno de pradera bien explotada, respectivamente, como se indica en la Tabla 5.7.

### DEMANDA MÁXIMA DE ET PARA UN SISTEMA DE RIEGO

Para poder obtener una producción óptima de un cultivo es necesario diseñar el sistema de riego de modo que sea capaz de satisfacer las necesidades de agua del cultivo durante los niveles máximos de ET que puedan producirse. El análisis realizado en las secciones precedentes ha puesto de manifiesto las amplias variaciones interanuales del valor real de  $ET_0$ . Cabe lógicamente esperar que la variación de ET durante los meses de mayor demanda de agua sea incluso mayor. Así, por ejemplo, el análisis de frecuencia de los registros obtenidos en Davis con un lisímetro indica que existe un 90% de probabilidad de que el valor total durante el mes de junio llegue a alcanzar los 225 mm, un 14% superior a los 197 mm correspondientes al valor medio mensual del mes de junio.

No obstante, y a excepción de especies vegetales con raíces profundas cultivadas en suelos de estructura media o pesada, el nivel de agotamiento permisible bajo condiciones extremas de demanda de agua sería normalmente mucho menor que éste. Un valor más característico del déficit de agua permisible para alcanzar una producción óptima de un cultivo estaría comprendido entre 75 y 125 mm, o incluso menor para especies vegetales de raíces poco profundas, para suelos de textura ligera o para cultivos regados con frecuencia. Por este motivo, cuanto menor sea el número de días consecutivos considerados, mayor habrán de ser las tasas de diseño utilizadas para las pérdidas de agua extremas, pudiendo superar así con frecuencia las medias mensuales a largo plazo correspondientes a los meses de máxima demanda.

Tabla 5.10 Valores mensuales estimados para (ET - P) con un grado de probabilidad el 90%. Valores ajustados con objeto de proporcionar unos niveles estacionales y anuales realistas. El programa de cultivo consiste en cultivos anuales, con una mezcla de veza y de avena como forma de cobertura invernal, recogida para ensilado en el mes de abril. Valores expresado todos ellos en mm.

Mes	Año medio				Año medio		Factor "C" 90% (e)	Percentiles del 90%	
	ET <sub>0</sub> (a)	ET1 (b,d)	ET2 (c,d)	P	ET1-P (b,d)	ET2-P (c,d)		(ET1-P) (b)	(ET2-P) (c)
Ene	26	31	31	99	- 68	- 68	--	- 92	- 92
Feb	47	56	56	71	- 15	- 15	--	- 66	- 66
Mar	81	97	97	50	47	47	--	- 46	- 46
Abr	120	91	91	38	53	53	0,65	34	34
May	164	111	41	13	98	28	0,91	89	25
Jun	195	174	136	4	170	132	0,91	155	120
Jul	208	239	238	0,3	239	238	0,91	217	217
Ago	177	207	188	1	206	187	0,91	187	170
Sep	138	117	62	4	113	58	0,91	103	53
Oct	93	68	68	26	42	42	0,65	27	27
Nov	42	42	42	52	- 10	- 10	--	- 53	- 53
Dic	25	30	30	82	- 52	- 52	--	- 76	- 76
Total	1316			440				479	313

- Valores obtenidos de la Tabla 5.8.
- ET1 = valores correspondientes a la secuencia avena-tomate-avena.
- ET2 = valores correspondientes a la secuencia avena-maíz-avena.
- Listar los valores mensuales totales correspondientes a los períodos de 10 u 11 días que aparecen en la Tabla 5.9 para los meses de abril a octubre. Se ha supuesto un valor de ET para veza-avena equivalente a ET<sub>0</sub> durante el mes de noviembre, y equivalente a ET(árboles) que aparece en la Tabla 5.8, durante los meses de diciembre a marzo.
- Valores idénticos a los que aparecen en la Tabla 5.8.

Jensen y Criddle (1952) establecieron una forma de enfocar el diseño consistente en la utilización de un factor multiplicador del valor medio mensual a largo plazo de  $ET$ , a fin de obtener así el valor máximo de diseño correspondiente a un determinado déficit de agua en el suelo. Este enfoque fue posteriormente adaptado por Doorenbos y Pruitt (1977) e incluso más tarde por Pruitt y cols. (1984) para su uso en California. La metodología descrita en el último de estos informes está basada en los valores extremos máximos de la evaporación, es decir  $E_0$ , en un grupo seleccionado de estaciones de California y de los Estados contiguos, tal como fueron publicados por Bassett y Jensen (1972). Los valores máximos extremos de  $ET_0$  fueron obtenidos mediante la normalización de los datos de  $E_0$  correspondientes a un período de recurrencia de 2 años con respecto al valor de  $ET_0$  del mes de julio del año medio, obtenido de los mapas de isolíneas elaborados por Pruitt y cols. (1977).

La Figura 5.8 del Ejemplo 5.5 es una reproducción de los resultados obtenidos en varios puntos de California representativos de un amplio margen de condiciones climáticas. Mediante la selección de un determinado valor del déficit de humedad del suelo en el eje de abscisas, es posible obtener un factor con el que multiplicando el valor de  $ET_0$  correspondiente al mes de máxima demanda del año medio puede obtenerse el valor máximo de  $ET_0$  para un período de recurrencia de 5 años o de 10 años. Hay que señalar por último la necesidad de utilizar el valor de  $k_c$  correspondiente a cada uno de los cultivos, cuando estos nos sean praderas, siempre que éstos mantengan un recubrimiento total del terreno durante los períodos de máxima demanda (Véanse las Tablas 5.2 ó 5.13).

El Ejemplo 5.5 ilustra la utilización de la Figura 5.8 para obtener los valores de las tasas máximas de diseño de  $ET$  correspondientes a un período de recurrencia de 10 años. Además de los datos que aparecen en la Figura 5.8 para calcular el tiempo en que cabe esperar que se producirá la máxima  $ET$ , es necesario disponer de los siguientes datos: 1) la profundidad radicular efectiva del cultivo, 2) una estimación de la cantidad total de agua disponible (ADT) en la zona radicular y 3) una estimación de la cantidad de agua fácilmente disponible (AFD) o del déficit de agua permitido por la explotación (DPE) en la zona radicular. Los términos ADT, AFD y DPG fueron propuestos por Merriam y Keller (1978).

Aunque los datos obtenidos en la Tabla 5.11 permitirían diseñar un sistema de riego con capacidad suficiente para satisfacer a corto plazo las posibles demandas máximas de  $ET$  con una probabilidad el 90%, es decir, las que se presentarían con una frecuencia media de una vez cada diez años, diversas consideraciones de tipo económico pueden exigir una reducción de los parámetros de diseño. Éste sería concretamente el caso cuando se trate de suelos con unos valores de ADT y AFD entre moderados y elevados. En estos tipos de suelos, el agua almacenada en la zona radicular en exceso de la considerada como "fácilmente disponible" puede contribuir substancialmente a satisfacer las demandas inusuales de  $ET$ .

Cabe por tanto considerar como satisfactorio un sistema de riego con capacidad para satisfacer unas demandas de  $ET$  algo inferiores a la obtenidas en el proceso de diseño de la Tabla 5.11. No obstante, si el proyectista adopta

dicha alternativa, la explotación del sistema de riego deberá efectuarse con una atención especial a fin de asegurar que el perfil del suelo esté completamente cargado de agua cuando se produzca la llegada de los períodos de máxima demanda.

**Ejemplo 5.5** Ejemplo ilustrativo del método de cálculo propuesto para obtener las tasas máximas de diseño de ET para diversos cultivos en Davis, California.

- 
1. Preparar un listado de los valores efectivos de la profundidad de la zona radicular, de la ADT y la AFD correspondientes al período de máxima demanda por evaporación. Los datos edafológicos y agronómicos pueden obtenerse de los Asesores Agrarios de Extensión Cooperativa o de los técnicos del Servicio de Conservación de Suelos.
  2. Seleccionar el valor de AFD o de DPE, expresados en mm, en el eje de abscisas de la Figura 5.8b. Proyectar este valor verticalmente hasta cortar la curva que mejor represente las condiciones de la zona considerada para el proyecto.

Mediante el desplazamiento en horizontal hasta el eje de ordenadas, obtener el valor correspondiente del cociente entre el valor medio de  $ET_0$  máxima y el valor medio mensual de  $ET_0$  para el año medio.

3. Elaborar una lista del valor medio mensual de ET para el año medio correspondiente al mes de máximo consumo y a cada uno de los cultivos considerados, tal como se indica en la Tabla 5.11. En California, el mes de máximo consumo es normalmente el de julio. El valor de  $ET_0$  se ha supuesto equivalente al de  $ET_0$  de una pradera, por lo que los datos se han obtenido directamente de la Tabla 5.9, o se han calculado a partir de los datos que allí aparecen.
4. Multiplicar el factor previamente obtenido por los valores de ET correspondientes al mes de julio del año medio.

Tabla 5.11 Ejemplo ilustrativo del proceso de cálculo de las tasas máximas de diseño de ET para diversos cultivos, para un período de recurrencia de 10 años.

Cultivo	Profundidad radicular efectiva m, (a)	ADT mm (a)	AFD o DPG período de máx. consumo mm	Factor Fig 5.8 (b)	Año medio ET media de julio mm/día (c)	ET de diseño 10 años de período recurrencia mm/día (d)
Pradera	0,9	152	75	1,30	6,7	8,7
Tomates	1,5	254	125	1,22	8,0	9,8
Maíz	1,2	203	100	1,25	7,8	9,8

- a) Paso 1.  
 b) Paso 2, valor obtenido de la Figura 5.8b.  
 c) Paso 3, datos obtenidos de la Tabla 5.9.  
 d) Paso 4.

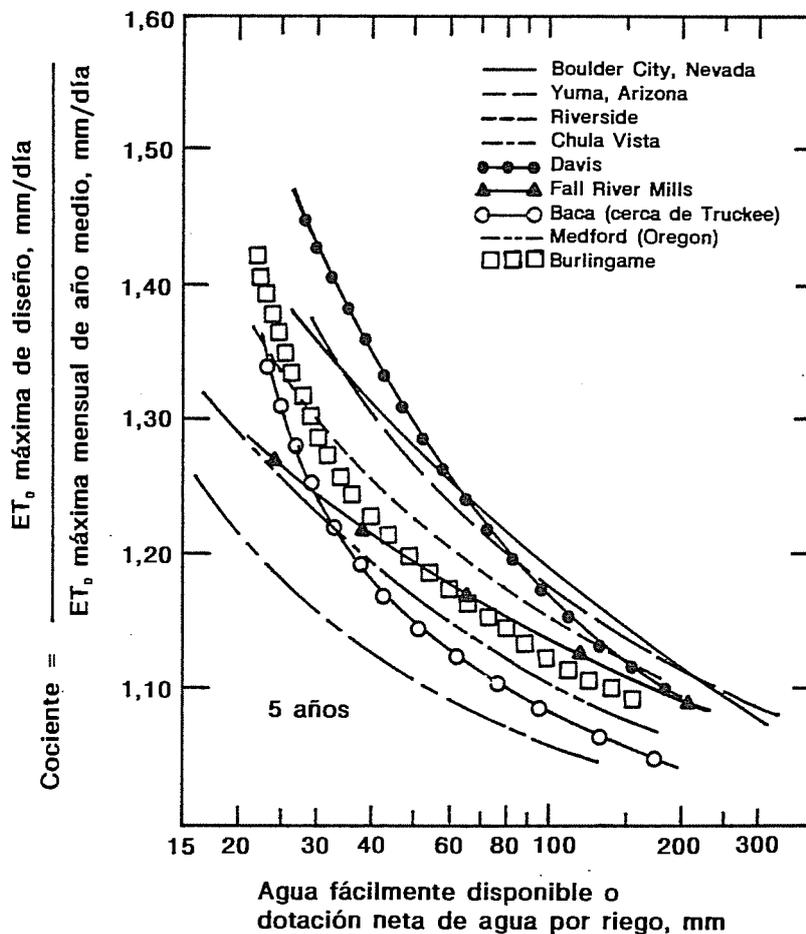


Figura 5.8a Valores característicos del cociente entre el valor máximo de diseño de  $ET_0$  y el valor de  $ET_0$  correspondiente al mes de julio del año medio, en función de la cantidad de agua fácilmente disponible o la cantidad neta de agua aplicada, para diversas zonas de California y de los Estados contiguos. Datos basados en los estudios realizados por Basset y Jensen.

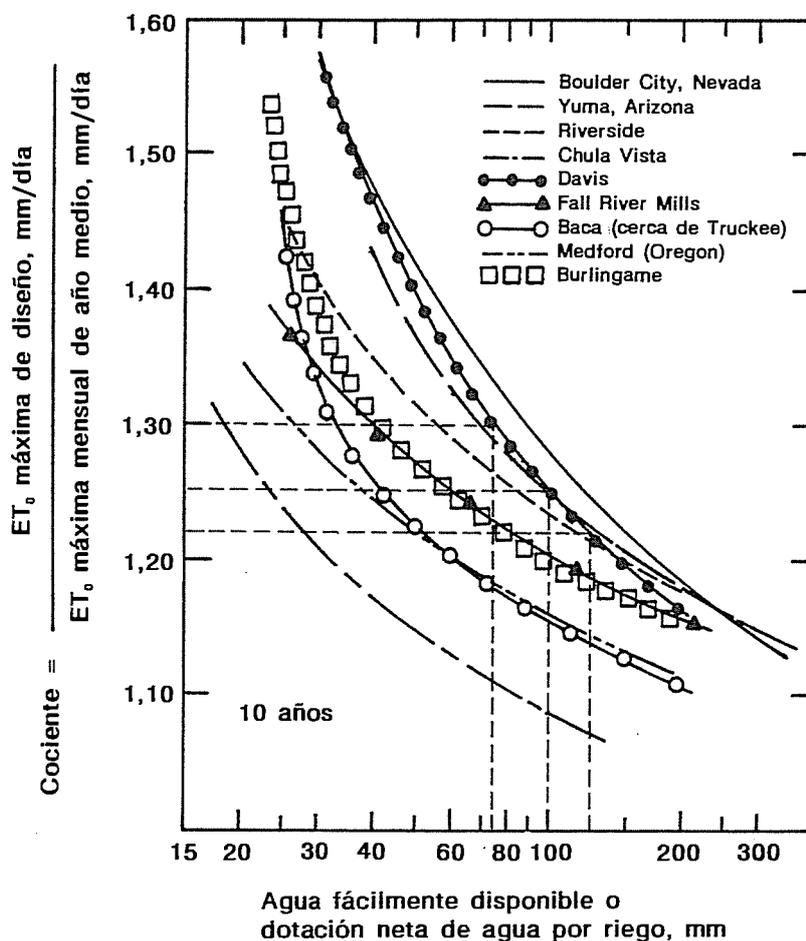


Figura 5.8b Valores característicos del cociente entre el valor máximo de diseño de  $ET_0$  y el valor de  $ET_0$  correspondiente al mes de julio del año medio, en función de la cantidad de agua fácilmente disponible o la cantidad neta de agua aplicada, para diversas zonas de California y de los Estados contiguos. Datos basados en los estudios realizados por Basset y Jensen.

**TABLAS Y FIGURAS ADICIONALES**

Tabla 5.12 Valores mensuales recomendados para el coeficiente de cultivo, kc, para los principales cultivos realizados en California. Datos adaptados de la Tabla 5 del Boletín 113-3 del Departamento de Recursos Hidráulicos (DWR, 1975) (a). Los valores de kc fueron obtenidos dividiendo los valores mensuales de kp indicados por el DWR para el mes y el cultivo de interés, por el valor de kp correspondiente a una pradera durante el mismo mes. Así, por ejemplo, el valor de kc para melón (tipo cantaloupe) durante el mes de junio resulta ser  $0,86/0,78 = 1,10$ .

Tipo de cultivo	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<b>Cosechables</b>												
Alfalfa (heno)	1,00	1,00	0,92	0,91	0,91	0,94	0,97	1,03	1,04	1,03	1,00	1,00
Cebada (otoño)	0,94	1,28	1,08	0,65	0,26	--	--	--	--	--	0,14	0,43
Cebada (invierno)	0,42	0,91	1,25	1,06	0,64	0,26	--	--	--	--	--	--
Judías (grano)	--	--	--	--	--	--	0,54	1,09	0,56	--	--	--
Melón tipo Cantaloupe	--	--	--	0,19	0,41	1,10	0,17	--	--	--	--	--
Maíz	--	--	--	--	0,15	0,62	1,20	1,08	0,65	--	--	--
Algodón	--	--	--	--	0,13	0,69	1,31	1,29	1,13	0,65	--	--
Algodón (2 x 1)	--	--	--	--	0,13	0,63	1,17	1,36	1,13	1,01	--	--
Algodón (2 x 2)	--	--	--	--	0,13	0,47	1,13	1,18	1,08	0,55	--	--
Algodón (2 x 2) (b)	--	--	--	--	0,13	0,19	0,87	1,13	0,81	0,35	--	--
Sorgo	--	--	--	--	0,13	0,32	1,15	1,05	0,52	--	--	--
Pradera (mejorada)	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Arroz	--	--	--	1,04 <sup>c</sup>	1,15	1,28	1,28	1,28	1,17	0,40	--	--
Remolacha azucarera	--	--	--	0,20 <sup>d</sup>	0,50	1,00	1,18	1,03	1,04	0,79	0,55	--
Remolacha azucarera (recolección después del invierno)	1,00	1,00	1,00	0,49	0,20 <sup>d</sup>	0,50	1,00	1,18	1,04	1,07	1,00	1,00
Tomates (recolección mecanizada)	--	--	--	0,29	0,77	1,13	1,06	0,79	--	--	--	--
<b>Frutales</b>												
Frutales de hoja caduca (e)	--	--	0,59	0,71	0,83	0,90	0,96	0,96	0,91	0,80	--	--
Frutales subtropicales (f)	--	--	0,59	0,58	0,64	0,64	0,64	0,64	0,58	0,60	--	--
Viñedos (uva de mesa)	--	--	--	0,16	0,58	0,77	0,85	0,83	0,71	0,40	--	--
Viñedos (uva de vino) (f)	--	--	--	0,16	0,58	0,71	0,64	0,45	0,26	0,07	--	--
<b>Productos hortícolas</b>												
Patata (temprana)	--	--	0,66	1,08	1,20	0,64	--	--	--	--	--	--
Tomates (recolección manual)	--	--	0,29	0,78	1,13	1,13	0,96	0,64	0,39	--	--	--

- a) Aplicable principalmente a las estaciones de cultivo del Valle Central de California. Puede ser necesario introducir ciertas modificaciones para su utilización en zonas o en condiciones con diferentes períodos de plantación.
- b) Para suelos con una textura extremadamente fina, tales como los suelos arcillosos.
- c) Plantado o recogido a mitad del mes. El valor de ETo correspondiente a la fracción del mes debe ser corregido mediante el factor correspondiente (Figura 5.8).
- d) Valores superiores a los obtenidos originalmente, por parecer éstos últimos ilógicos.
- e) Árboles de hoja caduca excepto almendros. Se ha supuesto plantaciones de árboles frutales en terreno mantenidos limpios. Los coeficientes correspondientes a los almendros deberían probablemente ser de un 10 a un 25% menores durante el último tercio de la temporada, siempre que las técnicas de cultivo no incluyan riegos posteriores a la recogida del fruto.
- f) No se dispone de datos de ET en el momento de elaborar este capítulo (1984). Los valores originales del cociente kp indicados fueron estimados a partir de datos modificados de la ETP, de modo que reflejaran las técnicas de laboreo y de riego predominantes.

Tabla 5.13a Valores recomendados para el coeficiente de cultivo, kc, correspondiente a períodos de 10 días para un número seleccionado de especies vegetales cultivadas en las regiones del Estado de California indicadas en la Figura 5.9 (a).

Plantación Recogida	Tomates para conserva					Remolacha azucarera(b)				Maíz (grano)			Soja
	1/2 30/6	1/3 10/8	1/4 10/9	1/5 30/9	1/6 20/11	1/4 20/10	1/5 20/11	15/6 20/3	1/10 30/6	15/3 15/8	1/5 10/9	15/6 15/10	15/5 30/9
Ene 1-10								1,17	1,16				
10-20								1,16	1,17				
21-31								1,15	1,17				
Feb 1-10	0,36							1,14	1,17				
11-20	0,40							1,13	1,17				
21-28	0,42							1,12	1,17				
Mar 1-10	0,48	0,26						1,11	1,16				
11-20	0,57	0,26						1,10	1,15	0,17			
21-31	0,72	0,26							1,14	0,19			
Abr 1-10	0,92	0,27	0,26			0,15			1,13	0,23			
11-20	1,03	0,29	0,26			0,18			1,11	0,32			
21-30	1,08	0,34	0,27			0,25			1,09	0,46			
May 1-10	1,10	0,46	0,29	0,25		0,34	0,21		1,05	0,65	0,18		
11-20	1,10	0,65	0,35	0,28		0,49	0,23		1,02	0,99	0,23		0,13
21-31	1,06	0,92	0,47	0,35		0,74	0,28		0,97	1,15	0,32		0,17
Jun 1-10	0,98	1,10	0,67	0,49	0,22	0,97	0,44		0,91	1,19	0,47		0,21
11-20	0,88	1,17	0,93	0,70	0,24	1,08	0,65	0,22	0,84	1,20	0,68	0,30	0,28
21-30	0,76	1,19	1,12	0,94	0,27	1,13	0,87	0,24	0,80	1,19	0,93	0,35	0,40
Jul 1-10		1,16	1,17	1,13	0,30	1,16	1,06	0,30		1,05	1,12	0,58	0,82
11-20		1,09	1,19	1,17	0,40	1,17	1,11	0,47		1,04	1,17	1,01	1,08
21-31		0,97	1,16	1,19	0,54	1,17	1,16	0,80		0,87	1,19	1,18	1,12
Ago 1-10		0,86	1,07	1,19	0,72	1,17	1,17	1,09		0,65	1,16	1,20	1,12
11-20			0,97	1,17	0,93	1,16	1,18	1,15		0,52	1,09	1,21	1,10
21-31			0,86	1,11	1,03	1,14	1,18	1,18			0,89	1,21	1,06
Sep 1-10			0,73	1,01	1,12	1,12	1,18	1,19			0,60	1,04	0,95
11-20				0,91	1,16	1,10	1,18	1,20				0,95	0,85
21-30				0,60	1,19	1,08	1,18	1,21				0,78	0,72
Oct 1-10					1,19	1,06	1,18	1,21	0,36			0,56	
11-20					1,15	1,03	1,18	1,21	0,40			0,35	
21-31					1,07		1,17	1,21	0,44				
Nov 1-10					0,96		1,16	1,21	0,55				
11-20					0,82		1,15	1,21	0,70				
21-30								1,20	0,90				
Dic 1-10								1,19	1,04				
11-20								1,18	1,10				
21-31								1,18	1,15				
Regiones 10,11 -- 4,5,6,8,9,10 -- 9,10 ----- 4,5,6,8 ----- 11 5 4,5, 6c,8c 5 4,5, 6c,8c													

a) Adaptado de las recomendaciones aplicables a los Valles del Sacramento y del San Joaquín, obtenidas de los numerosos estudios citados en este capítulo (Doorenbos y Pruitt, 1977; Pruitt, 1966; DWR, 1975; Pruitt y cols., 1972; Middleton y cols., 1967). Su aplicación a otras regiones, tales como las definidas en la Figura 5.9, supone que los valores de kc durante los estadios de crecimiento en que se mantiene una cubierta total del terreno son similares en todas las zonas del Estado, a excepción del Valle Imperial en la Región 11, donde la salinidad del suelo y la demanda muy elevada por evaporación dan lugar aparentemente a valores de kc menores de los esperados, al menos para el algodón. Los coeficientes de la Región 11 fueron estimados principalmente de los estudios realizados por el Centro de Investigación y Conservación del Valle Imperial en Brawley (LeMert, 1976; University of California, 1982).

b) Las fechas de plantación y de recogida de la remolacha azucarera son muy variables.

c) En las Regiones 6 y 8, la temporada puede prolongarse de 20 a 40 días más de los indicados.

Tabla 5.13b Valores recomendados para el coeficiente de cultivo, kc, correspondiente a períodos de 10 días para un número seleccionado de especies vegetales cultivadas en las regiones del Estado de California indicadas en la Figura 5.9 (a).

	Algodón		Judías		Trigo/cebada		Sorgo	Frutales (*)		Arroz			
	1/4 30/9	20/4 15/10	1/4 31/10	1/5 20/8	1/6 20/9	20/11 20/6	1/12 31/5	-- --	1/4 20/8	1/4 30/9	1/4 31/8		
Ene	1-10					0,60	0,45						
	10-20					0,77	0,54		0,90	0,50			
	21-31					0,93	0,62						
Feb	1-10					1,05	0,76						
	11-20					1,13	0,90		0,95	0,45			
	21-28					1,17	0,98						
Mar	1-10					1,19	1,04						
	11-20					1,20	1,07		1,05	0,60			
	21-31					1,20	1,10						
Abr	1-10	0,12		0,27		1,20	1,10				1,00		
	11-20	0,15		0,30		1,19	1,09		0,58		1,02		
	21-30	0,17	0,15	0,34		1,18	1,05		0,68	1,15	1,00		
									0,80		1,04		
May	1-10	0,21	0,17	0,38	0,17	1,15	0,85	0,35	0,91		1,00		
	11-20	0,28	0,20	0,43	0,21	1,10	0,58	0,51	1,04	1,20	1,10		
	21-31	0,41	0,26	0,48	0,40	1,00	0,35	0,67	1,08		1,05		
											1,06		
Jun	1-10	0,59	0,41	0,55	0,80	0,12	0,87		0,98	1,10	1,08		
	11-20	0,79	0,62	0,63	1,10	0,17	0,57		1,09	1,10	1,14		
	21-30	1,05	0,82	0,67	1,15	0,41			1,18	1,10	1,18		
											1,20		
Jul	1-10	1,18	1,08	0,70	1,14	0,83			1,19	1,10	1,20		
	11-20	1,22	1,18	0,73	1,08	1,09			1,15	1,10	1,20		
	21-31	1,22	1,22	0,74	0,95	1,14			1,02	1,10	1,20		
											1,20		
Ago	1-10	1,22	1,22	0,74	0,75	1,15			0,82	1,10	1,20		
	11-20	1,22	1,22	0,75	0,52	1,14			0,58	1,10	1,20		
	21-31	1,15	1,18	0,76		1,06					1,18		
											1,00		
Sep	1-10	1,00	1,13	0,76		0,78					1,12		
	11-20	0,83	0,96	0,76		0,45					1,00		
	21-30	0,65	0,82	0,74					1,15	1,15	0,90		
Oct	1-10		0,62	0,62									
	11-20		0,46	0,50									
	21-31			0,45					1,05	1,00			
Nov	1-10												
	11-20												
	21-30					0,24			1,00	0,85			
Dic	1-10					0,30	0,31						
	11-20					0,38	0,35		0,95	0,60			
	21-31					0,49	0,40						
Regiones aplicables	5	5	11 d	5	4, 5	4, 5	11 d	3 e	11 d	4,5 <sup>f</sup>	2,3, 7 <sup>g</sup>	4 h	5 h

\*) Plantación de árboles de hoja caduca con recubrimiento vegetal del terreno.

d) Los valores de kc sugieren la existencia de un control de la transpiración significativo por parte del algodón en Brawley. Los coeficientes de los meses de julio y agosto son muy bajos comparados con los del algodón cultivado en el Valle del San Joaquín (DWR, 1975), en Arizona (Erie y cols., 1965, 1982) y en Israel (Fuchs y Stanhill, 1963, Shalhevet y cols., 1981). Así mismo, los valores de kc para cereales y sorgo parecen ser algo menores.

e) Estos valores serían igualmente aplicables a las Regiones 2 y 7 en las zonas de valles montañosos en donde se cultivan cereales de grano pequeño.

f) Árboles maduros con una cubierta verde del terreno a lo largo de todo el año.

g) Igual que en (f), pero con cubierta en estado latente durante los meses de invierno, debido a las fuertes heladas.

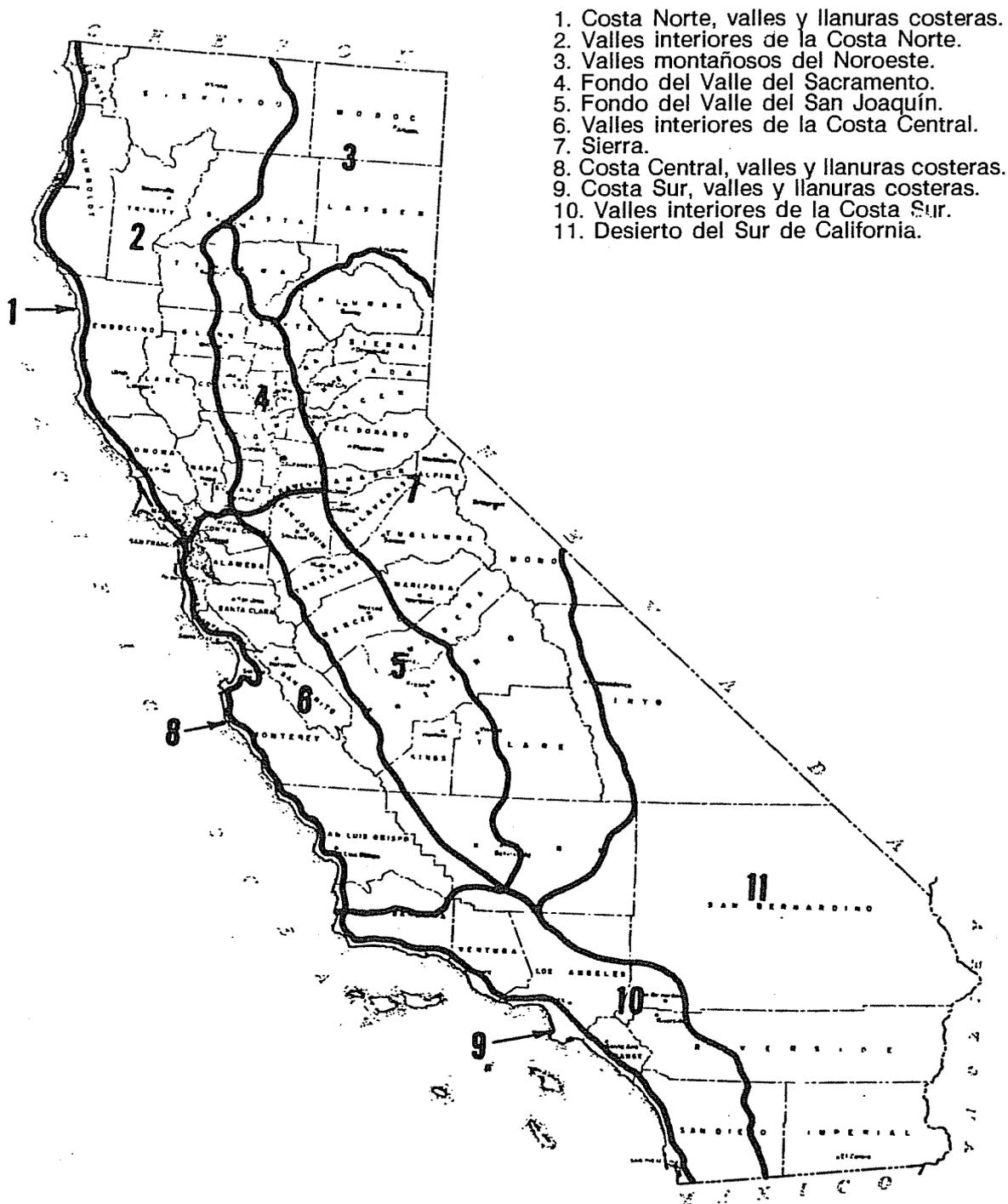
h) Un cultivo de arroz realizado en zonas rodeadas en su mayor parte por otros cultivos de arroz puede requerir un valor de kc entre un 10 y un 15% superior al indicado (Lourence y Pruitt, 1971).



Tabla 5.14c Riesgo de que un acontecimiento extraordinario se registre *al menos tres veces* durante un período de tiempo considerado, en función de la probabilidad de que ese mismo acontecimiento se registre durante un año cualquiera.

Probabilidad	Período de recurrencia, años								
	5	10	15	20	25	30	35	40	45
5	0,002	0,011	0,036	0,075	0,127	0,187	0,254	0,323	0,392
10	0,008	0,070	0,184	0,323	0,463	0,588	0,694	0,778	0,841
15	0,027	0,180	0,395	0,595	0,746	0,849	0,913	0,952	0,973
20	0,058	0,322	0,602	0,794	0,902	0,955	0,981	0,993	0,997
25	0,103	0,474	0,764	0,909	0,968	0,989	0,997	1,000	1,000
30	0,163	0,618	0,873	0,964	0,991	0,998	1,000	1,000	1,000
35	0,236	0,738	0,938	0,988	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
40	0,317	0,833	0,973	0,996	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
45	0,407	0,901	0,989	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

**ZONAS DE CALIFORNIA CON UNA DEMANDA POR EVAPORACIÓN SIMILAR**



1. Costa Norte, valles y llanuras costeras.
2. Valles interiores de la Costa Norte.
3. Valles montañosos del Noroeste.
4. Fondo del Valle del Sacramento.
5. Fondo del Valle del San Joaquín.
6. Valles interiores de la Costa Central.
7. Sierra.
8. Costa Central, valles y llanuras costeras.
9. Costa Sur, valles y llanuras costeras.
10. Valles interiores de la Costa Sur.
11. Desierto del Sur de California.

Figura 5.9 Zonas de California con una demanda por evaporación similar.

## Signos Convencionales

**Líneas de igual demanda por evaporación, expresadas en pulgadas (1 pulgada = 25,4 mm)**

—60— Basado en medidas de evaporación realizadas con un tanque evaporimétrico de tipo A en una pradera de regadío, o medio ambiente similar.

--40-- Estimado a partir de la evaporación observada en zonas de secano, y ajustado para que se aproxime a un tanque evaporimétrico de tipo A en una pradera de regadío.

Tipo de estación:

● agroclimática o sólo radiación solar  
▲ estaciones agroclimáticas con equipos para la medida de la evapotranspiración.

NOTA: La evapotranspiración potencial de la hierba puede estimarse multiplicando la demanda por evaporación indicada por el factor 0,8.

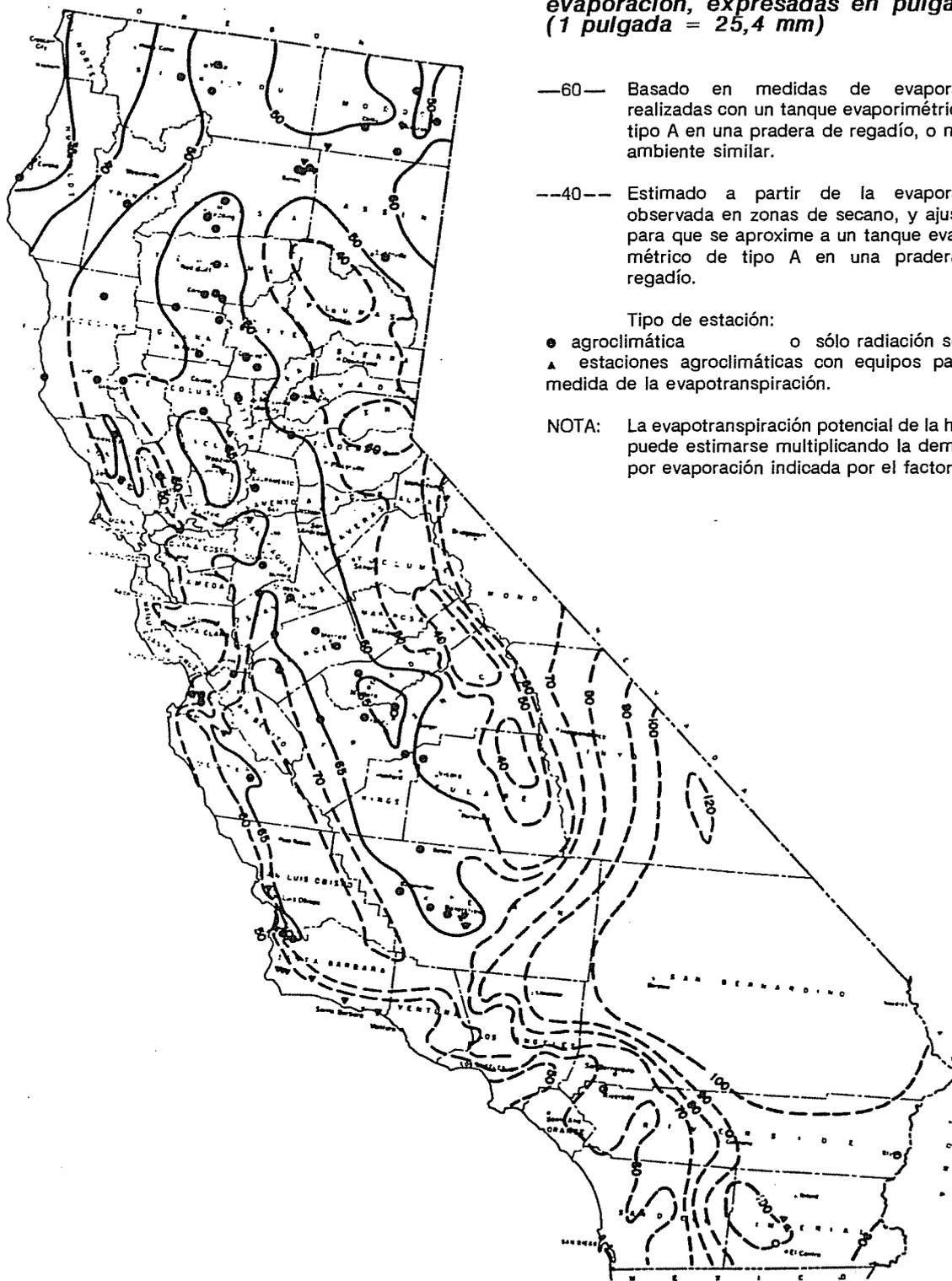
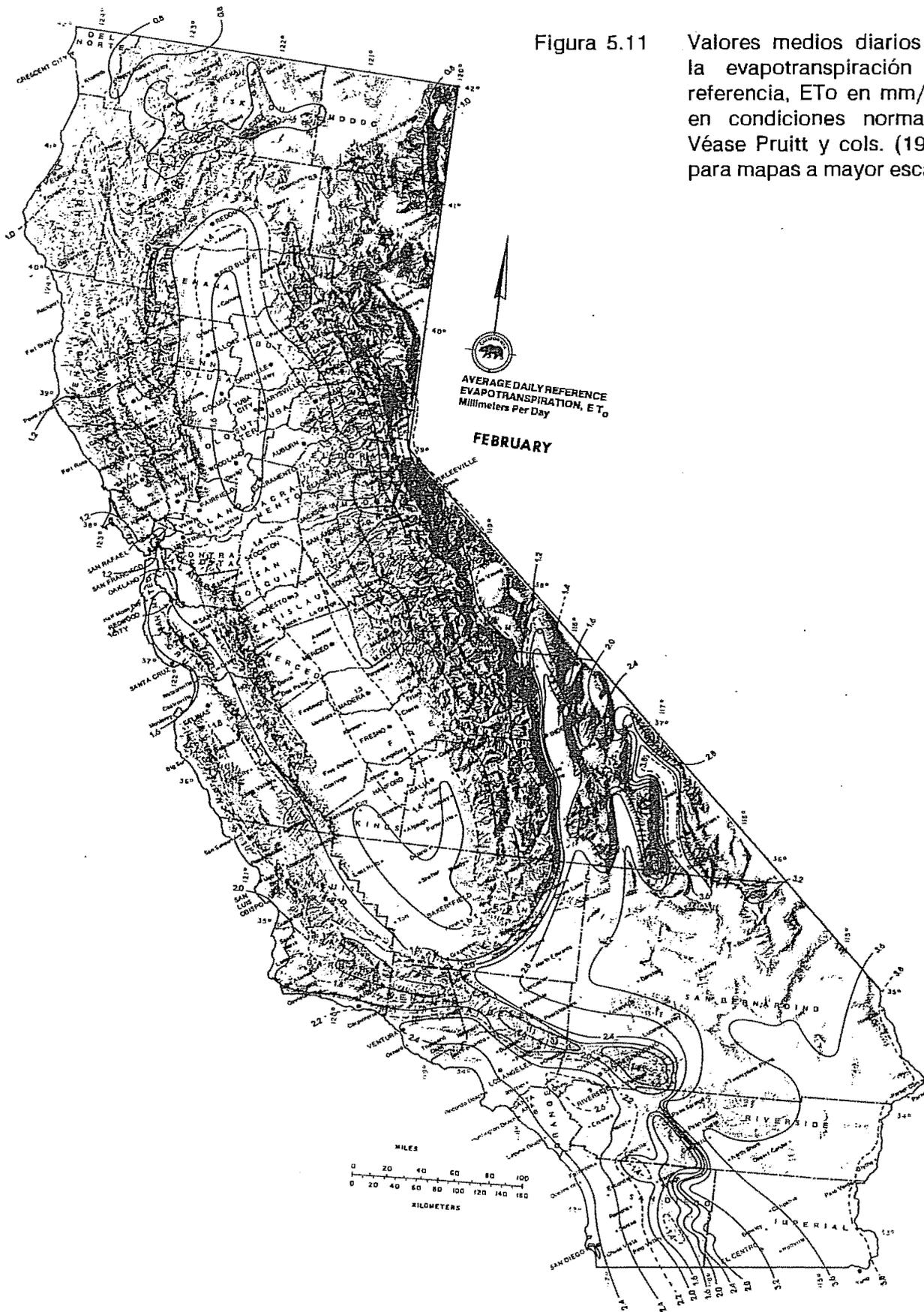


Figura 5.10 Demanda anual por evaporación en California, es decir, pérdida previsible de agua en condiciones normales a partir de un tanque evaporimétrico de tipo A del Servicio Meteorológico Nacional de los Estados Unidos situado en una pradera de riego, o medio ambiente similar, expresada en pulgadas (DWR, 1975).



Figura 5.11 Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia,  $ETo$  en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (1984) para mapas a mayor escala.



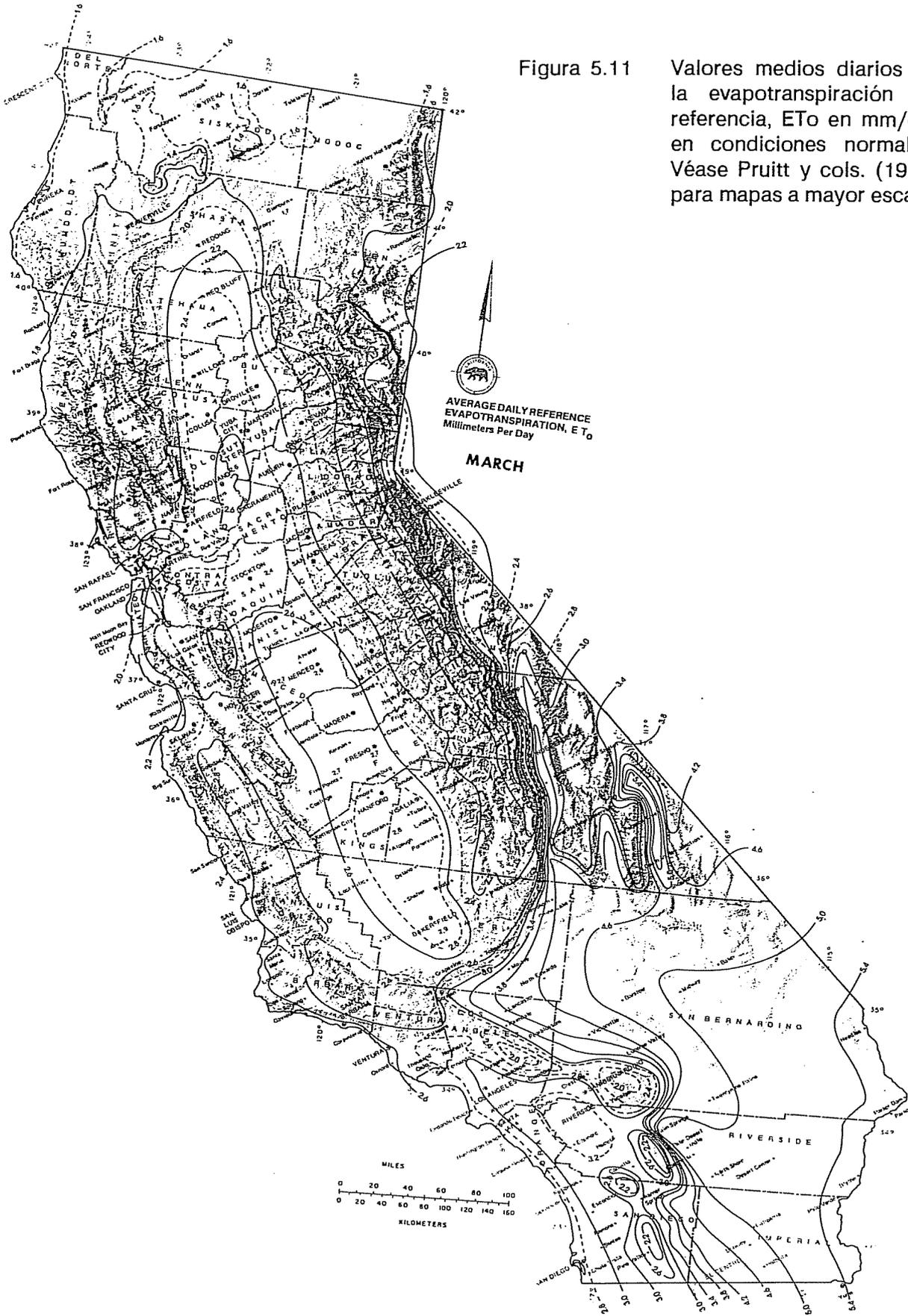
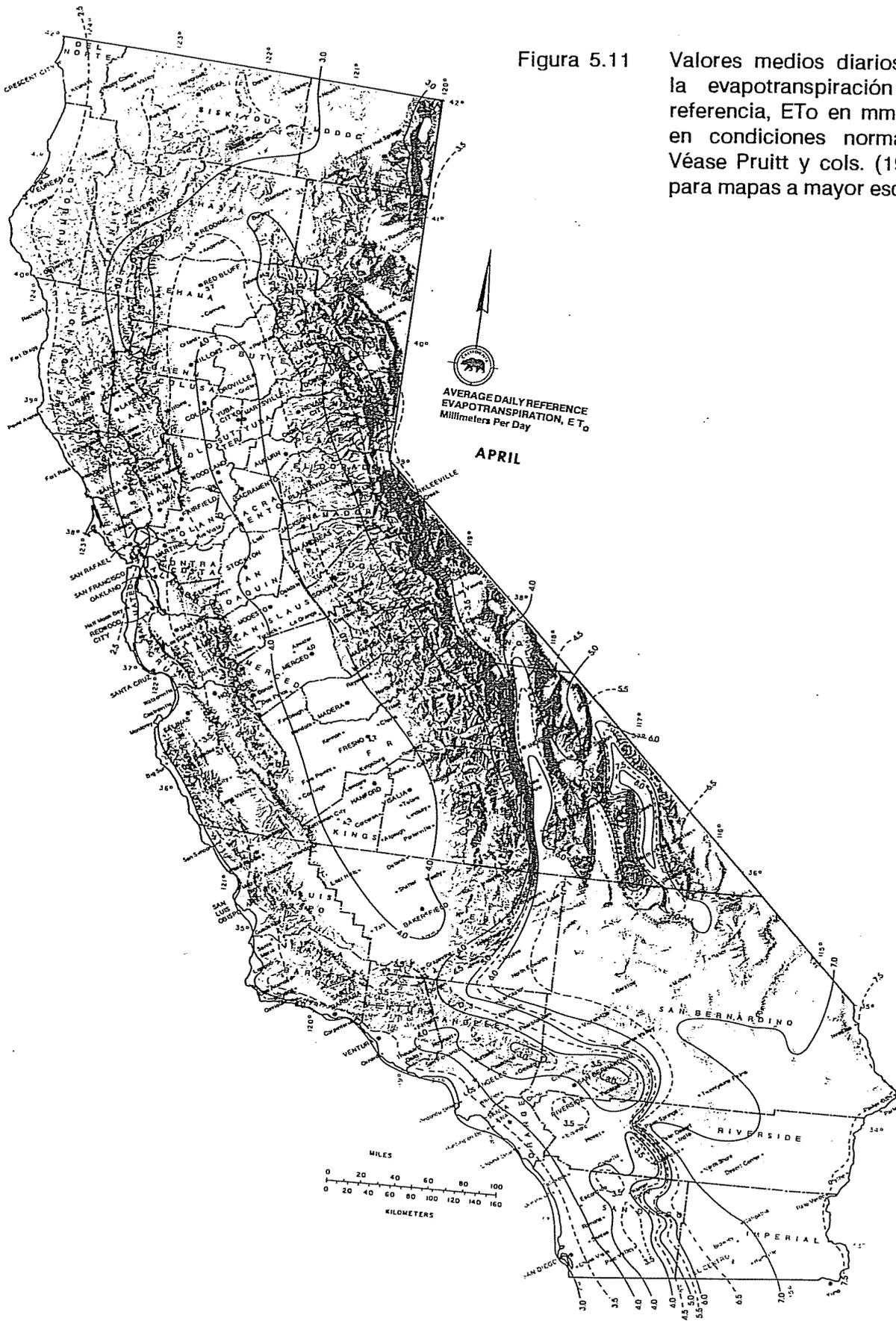


Figura 5.11 Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia, E<sub>o</sub> en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (1984) para mapas a mayor escala.

Figura 5.11 Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia,  $E_{T_0}$  en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (1984) para mapas a mayor escala.



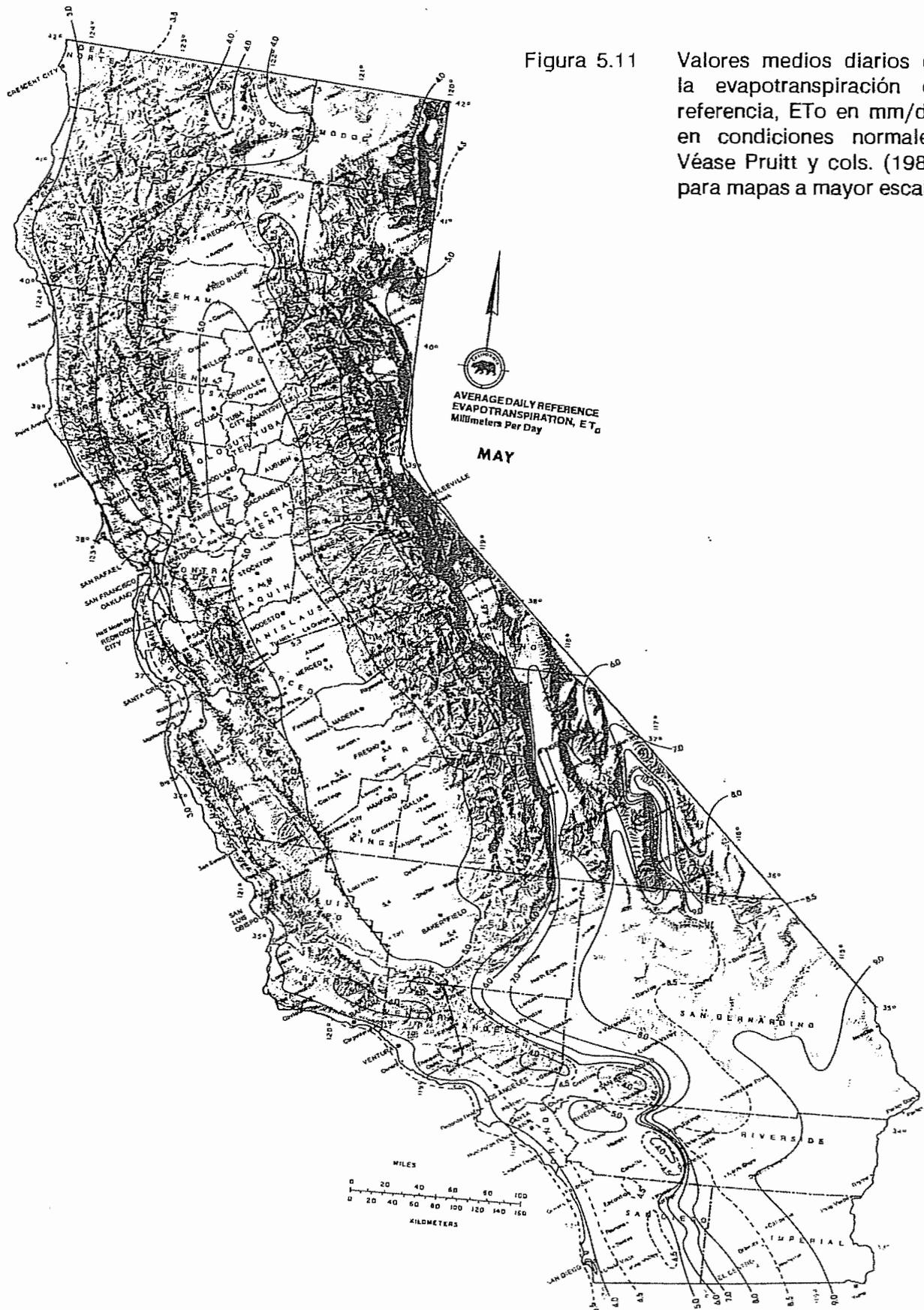


Figura 5.11 Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia, E<sub>o</sub> en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (1984) para mapas a mayor escala.



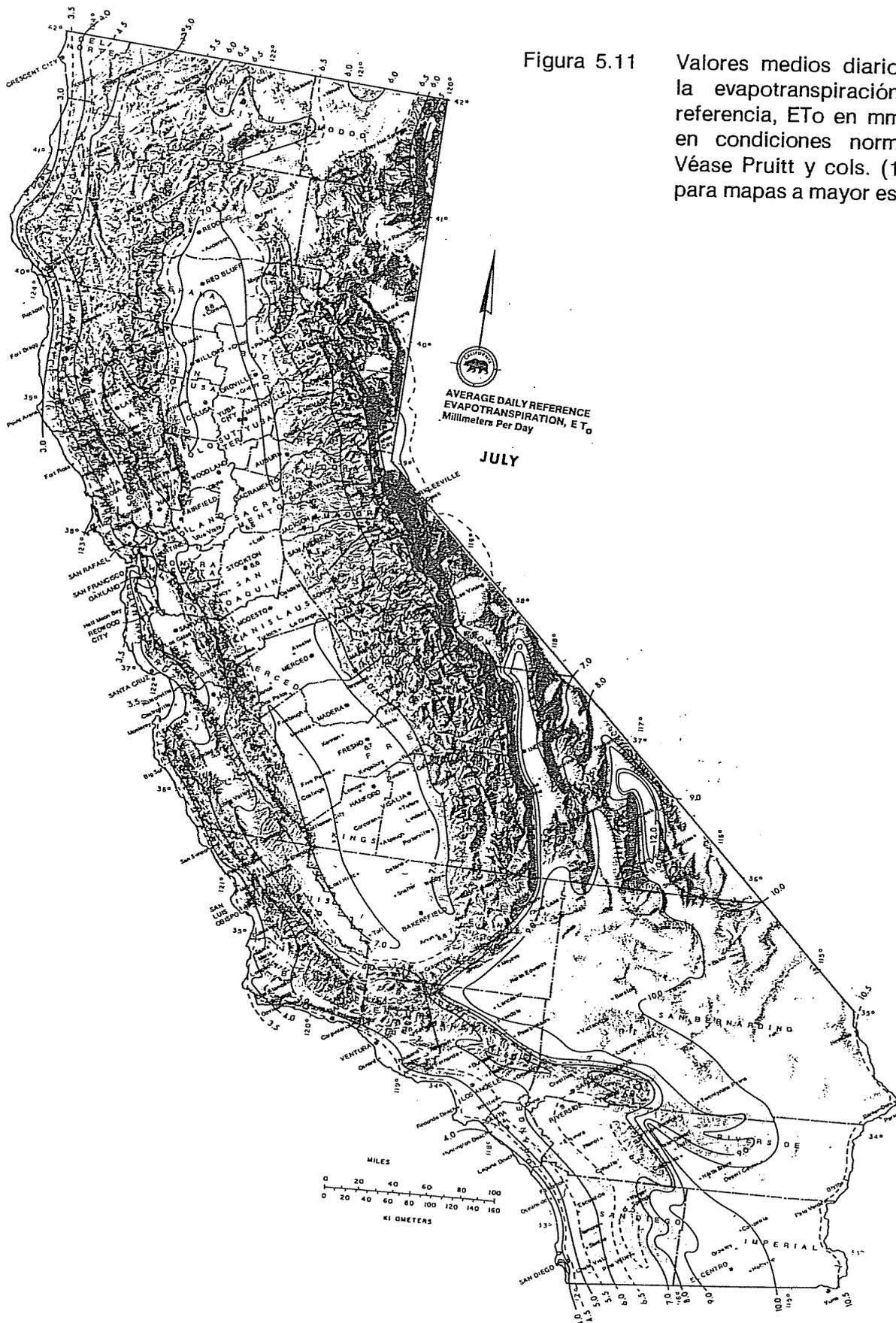


Figura 5.11 Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia, ETo en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (1984) para mapas a mayor escala.

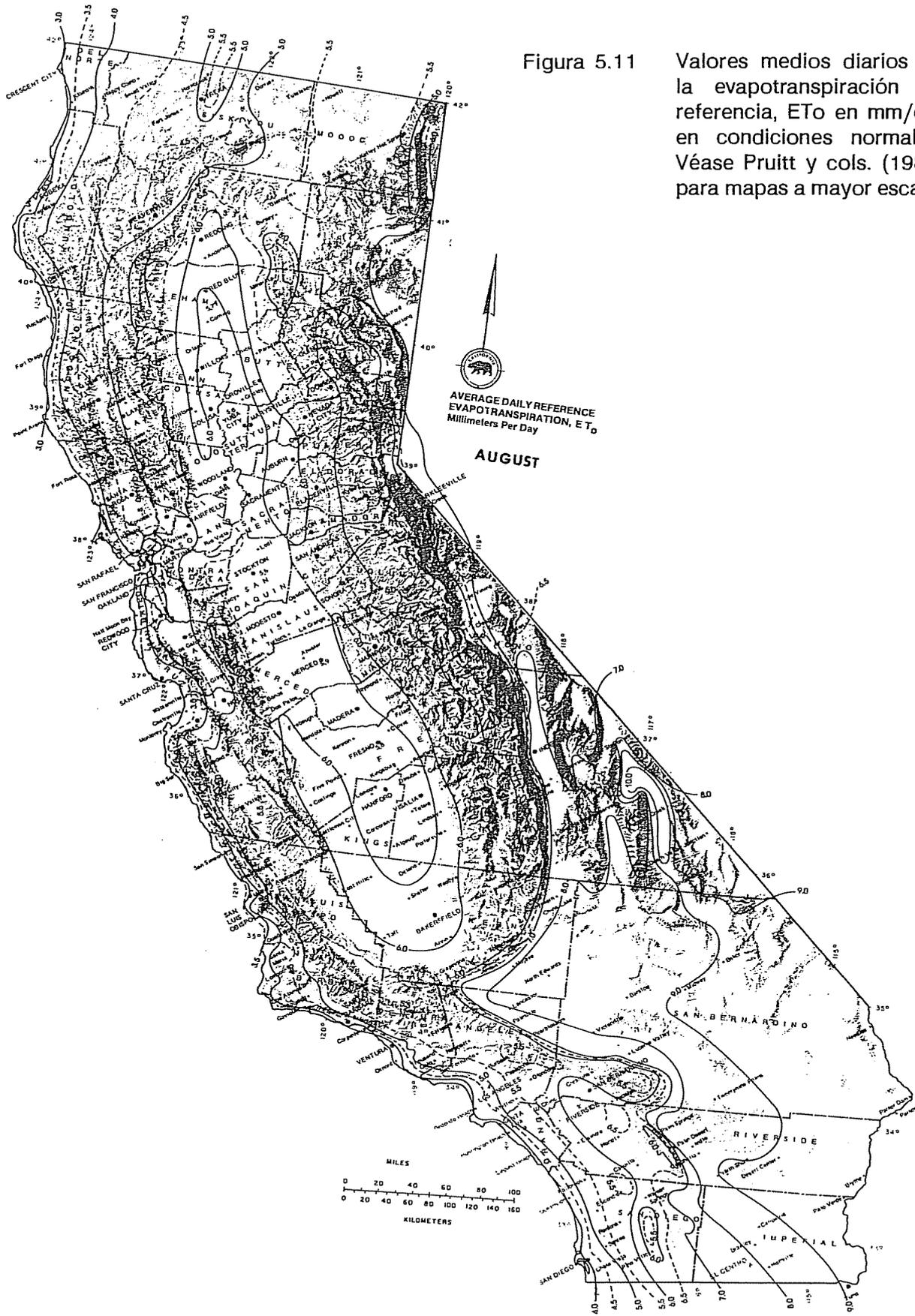


Figura 5.11 Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia, E<sub>o</sub> en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (1984) para mapas a mayor escala.





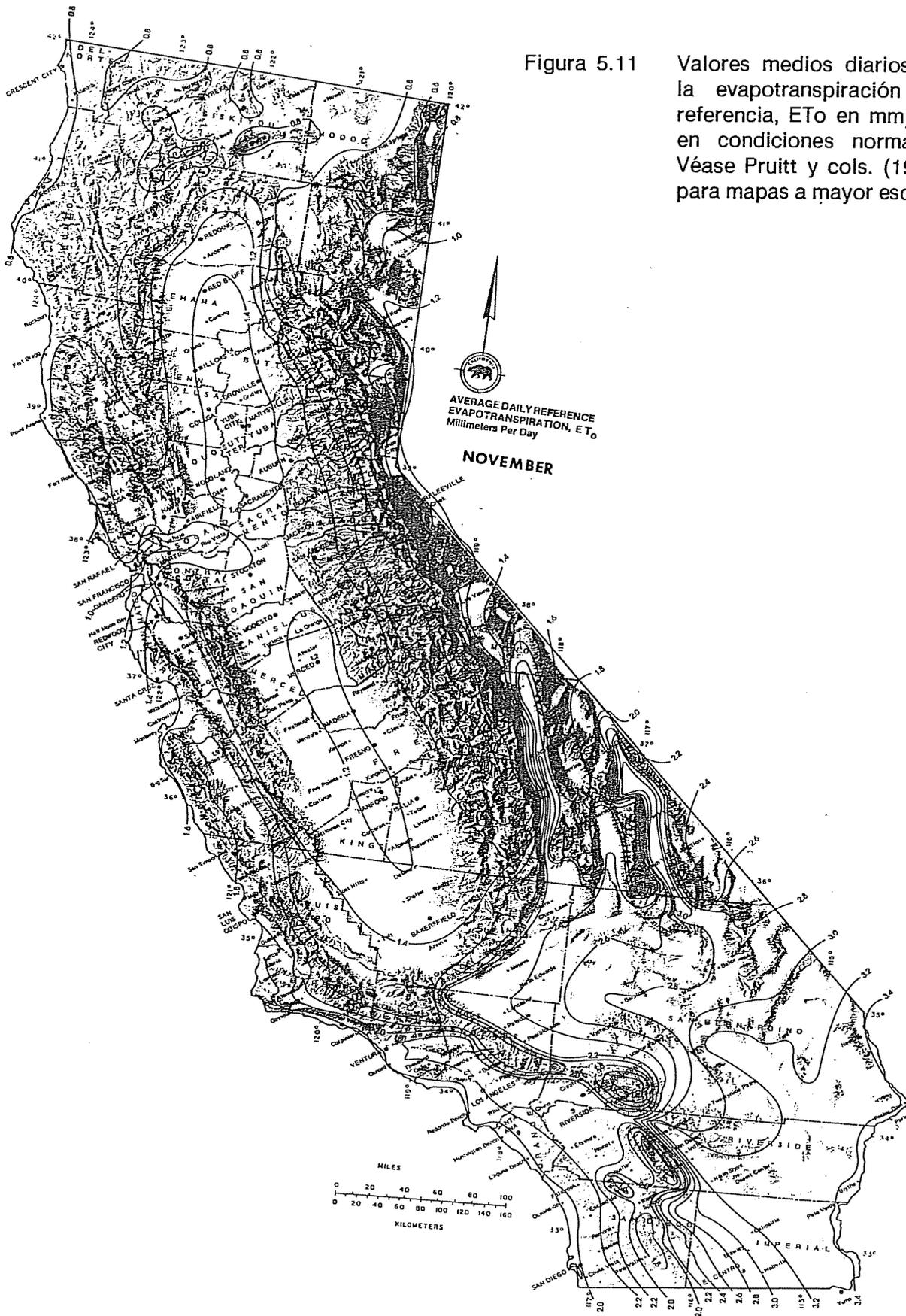


Figura 5.11 Valores medios diarios de la evapotranspiración de referencia, E<sub>o</sub> en mm/día en condiciones normales. Véase Pruitt y cols. (1984) para mapas a mayor escala.



## REFERENCIAS

- Basset, D.L. y M.C. Jensen (1972). *Extreme Maximum Values of Evaporation at Selected Stations in Eleven Western States and Texas*. Washington Agr. Sta. Bulletin 761, 16 páginas.
- Davenport, D.C., R.M. Hagan, L.W. Gay, B.E. Kynard, E.K. Bonde, F. Kreith y J.E. Anderson (1978). *Factors Influencing Usefulness of Antitranspirants Applied on Phreatophytes to Increase Water Supplies*. Publication no. 176. Water Resources Center, Universidad de California en Davis.
- Davenport, D.C., P.E. Martin y R.M. Hagan (1982). Evapotranspiration from riparian vegetation: water relations and irrecoverable losses for salt-cedar. *Soil and Water Cons.* 37(4):233-236.
- Department of Water Resources (1975). *Vegetative Water Use in California, 1974*. California DWR Bulletin 113-3, 104 páginas.
- Department of Water Resources (1979). *Evaporation from Water Surfaces in California*. California DWR Bulletin 73-79, 163 páginas.
- Department of Water Resources (1981). *California Rainfall Summary, Monthly Total Precipitation 1849-1980*. California Department of Water Resources, Sacramento, California, 41 páginas más los registros en microfichas.
- Doorenbos, J., y W.O. Pruitt (1977). Crop water requirements. *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 24 (revised)*, Rome, 144 páginas.
- Erie, L.J., O.F. French y K. Harris (1965). *Consumptive Use of Crops in Arizona*. University of Arizona Agricultural Experimental Extension Technical Bulletin No. 169, 44 páginas.
- Erie, L.J. O.F. French, D.A. Bucks y K. Harris (1982). *Consumptive Use of Water by Major Crops in the Southwestern United States*. USDA-ARS. Conservation Research Report No. 29. 40 páginas.
- Fereres, E., P.H. Kitlas, W.O. Pruitt y R.M. Hagan (1980). *Development of Irrigation Management Programs*. Final Report, Agreement no. B53142, California Department of Water Resources. Department of Land, Air and Water Resources, Universidad de California en Davis.
- Fereres, E. y I. Puech (1981). *Irrigation Scheduling Guide*. California Department of Water Resources. Sacramento, California.
- Flach, K.W. (1973). Land resources. Páginas 113-119 en *Proceedings of a Conference on Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land*. University of Illinois, Champaign, Illinois. National Association of State Universities and Land Grant Colleges.
- Fuchs, M. y G. Stanhill (1963). The use of Class A evaporation data to estimate the irrigation water requirements of the cotton crop. *Israel Journal of Agric. Res.* 13(2):63-78.
- Gay, L.W. y T.W. Sammis (1977). Estimating phreatophyte transpiration, páginas 133-139 en *Proceedings Hydrology and Water Resources of Arizona and the Southwest*. Arizona Section of the American Water Resources Association and Hydrology Section of the Arizona Academy of Sciences, Tucson, Arizona.
- Jensen, M.C. y W.D. Criddle (1952). *Estimating Irrigation Water Requirements for Idaho*. Idaho Agr. Exp. Sta. Bulletin no. 291, 23 páginas.

- LeMert, R.D. (1976). Monthly consumptive use of field crops in the Imperial Valley. USDA-ARS Imperial Valley Conservation Research Center Report, páginas 7-8, en *Imperial Agricultural Briefs*. Cooperative Extension, Imperial County, El Centro, California.
- Lourence, F.J. y W.O. Pruitt (1971). Energy balance and water use by rice grown in the Central Valley of California. *Agronomy Journal*, 63:827-832.
- Merriam, J.L. y J. Keller (1978). *Farm Irrigation System Evaluation: A Guide for Management*. Tercera edición. Utah State University, Logan, Utah, 285 páginas.
- Middleton, J.E., W.O. Pruitt, P.C. Crandall y M.C. Jensen (1967). Central and western Washington consumptive use and evaporation data, 1954-62. *Washington Agr. Exp. Sta. Bulletin No. 681*, 7 páginas.
- Penman, H.L. (1956). Evaporation: an introductory survey. *Netherlands J. Ag. Sci.*, 1:9-29.
- Pruitt, W.O. (1966). Empirical method of estimating evapotranspiration using primarily evaporation pans. Páginas 57-61 en el libro editado por M.E. Jensen *Evapotranspiration and its Role in Water Resources Management*, ASCE, St. Joseph, Michigan.
- Pruitt, W.O. y J. Doorenbos (1977a). *Empirical Calibration, a Requisite for Evapotranspiration Formulae Based on Daily or Longer Mean Climatic Data ?*. Proceedings of the ICID International Round Table Conference on Evapotranspiration, Budapest, Hungary, 20 páginas.
- Pruitt, W.O. y J. Doorenbos (1977b). Background and development of methods to predict reference crop evapotranspiration (ET<sub>o</sub>). Appendix II, segunda edición, *Crop Water Requirements, FAO Irrigation and Drainage Paper No. 24*, Rome, páginas 108-119.
- Pruitt, W.O., E. Fereres, K. Kaita y R. Snyder (1984). *Reference Evapotranspiration (ET<sub>o</sub>) for California*. Division of Agricultural and Natural Resources, University of California.
- Pruitt, W.O., F.J. Lourence y S. von Oettingen (1972). Water use by crops as affected by climate and plant factors. *California Agriculture*, 26:10-14.
- Ramdas, L.A. (1957). Evaporation and potential evapotranspiration over the Indian sub-continent. *Indian J. Agr. Sci.* 27(2):137-149.
- Shalhevet, J., A. Mantell, H. Bielorai y D. Shimshi (1981). *Irrigation of Field Crops Under Semi-arid Conditions*. International Irrigation Information Center Publication No. 1, segunda edición revisada. 132 páginas.
- Thorntwaite, C.W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38:55-94.
- US Department of Commerce (1958). *Substation History, California. Key to Meteorological Records Documentation No. 1.1*. Weather Bureau, US Department of Commerce, 286 páginas.
- US Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA-625/1-81-013, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- University of California (1982). *Guidelines to Production Costs and Practices - Imperial County Crops 1982-83*. Circular 104. Cooperative Extension, Imperial County, El Centro, California, 53 páginas.
- Van Hylckama, T.E.A. (1980). *Weather and Evapotranspiration Studies in a Salt Cedar Thicket, Arizona*. Prof. Paper 491-F. US Geological Survey, Reston, Virginia.

# CAPÍTULO 6

---

## SELECCIÓN Y GESTIÓN DE CULTIVOS

M.R. George, G.S. Pettygrove y W.B. Davis

### INTRODUCCIÓN

La elección del cultivo que se desea regar determina en gran medida la selección del tipo de sistema de distribución de agua, así como la periodicidad de su funcionamiento y la cantidad de agua utilizada. El proceso de selección que ha de realizar el agricultor está condicionado por diversos factores, entre los que cabe señalar la rentabilidad, la climatología, las características del suelo y del agua, la experiencia práctica de gestión agronómica, la disponibilidad de maquinaria y mano de obra y la tradición. Por otra parte, la sustitución de un recurso de agua dulce por otro de agua residual regenerada introduce condicionantes adicionales.

La influencia relativa que el uso de agua residual puede tener en la selección de un cultivo depende de los objetivos establecidos tanto por el usuario como por los proyectistas de la planta de tratamiento de agua residual y por los propietarios del agua residual. Si el objetivo principal que se persigue es obtener un cultivo rentable en el mayor número posible de hectáreas, y si la calidad del agua satisface los correspondientes criterios agronómicos, la utilización de agua residual no tendrá gran influencia en la selección del tipo de cultivo. Por el contrario, cuando la calidad del agua sea un factor limitante, o cuando existan otros objetivos prioritarios, tales como el vertido del agua residual, la utilización de agua residual para regar puede ser una circunstancia determinante en el proceso de selección de las especies vegetales.

En la mayor parte de las zonas de California en que se riega con agua residual, el objetivo no es únicamente el aprovechamiento agrícola de la mayor superficie posible de suelo, o el vertido y tratamiento del agua residual en el terreno, sino más bien una combinación de ambos. Un caso ilustrativo de esta duplicidad de objetivos suele producirse cuando el agua residual tratada se utiliza

para regar los cultivos existentes en terrenos pertenecientes a la entidad responsable del saneamiento.

En este caso, la capacidad del agricultor para cultivar la tierra de forma rentable puede venir determinada por la posibilidad de disponer de una superficie de terreno adecuada o de un depósito regulador de caudales. En otros casos, la explotación agrícola la lleva a cabo el personal de la entidad responsable del saneamiento y, por consiguiente, el grado de experiencia práctica en gestión agronómica es limitado. Dependiendo de la importancia relativa de estos condicionantes, el tipo de cultivo más adecuado puede ser un forraje perenne, aún cuando éste no fuera el cultivo más rentable en el supuesto que no existieran las limitaciones impuestas por el uso de agua residual.

En definitiva, siempre que la calidad del agua, la experiencia práctica de gestión agrícola y el terreno disponible sean adecuados, los criterios de selección de cultivos son esencialmente los mismos, tanto si se riega con agua residual como si se hace con agua natural.

Este capítulo contiene un resumen de los criterios de selección de cultivos y en especial de la selección y la gestión de las especies de forraje perennes. El proceso de selección de los cultivos más adecuados para los sistemas de tratamiento en el terreno de baja carga existentes en los Estados Unidos ha sido analizado en otras publicaciones (USEPA, 1981; Hinrichs, 1980; D'Itri, 1981). Por otra parte, hay que señalar que el análisis que figura a continuación está referido a las condiciones propias de California.

## **CRITERIOS DE SELECCIÓN DE CULTIVOS**

Los factores determinantes del proceso de selección de cultivos que se consideran en este capítulo son: 1) la normativa oficial, 2) la tolerancia de los cultivos a las sales y a los iones específicos, 3) el nivel de gestión exigido, 4) la asimilación de nitrógeno y fósforo por los cultivos, 5) el consumo de agua por los cultivos, 6) el valor económico del cultivo, 7) el clima y 8) las características físicas del suelo.

### **Normativa Oficial**

La normativa vigente actualmente en California exige que el agua residual sea sometida a un cierto tipo de tratamiento antes de su reutilización. Un agua residual sometida únicamente a un tratamiento primario puede utilizarse para regar cultivos de forraje, de algodón y de producción de semillas, así como para el riego superficial de árboles frutales y de viñedos; sin embargo, no está permitido utilizar un efluente primario para el riego de praderas destinadas a animales productores de leche.

El nivel de tratamiento exigido para el riego de jardinería depende del grado de contacto con el agua a que puede estar expuesto el público. Así, por

ejemplo, el riego de parques y jardines requiere un proceso de tratamiento en el que se incluya la oxidación, la coagulación, la clarificación, la filtración y la desinfección del agua residual, mientras que el riego de cementerios y campos de golf no requiere un efluente con un nivel de tratamiento tan elevado. Los criterios de calidad y de tratamiento de agua residual utilizada para riego vienen resumidos en la Tabla 10.3, y se detallan en el Anexo F, especialmente en los artículos 2, 3 y 4.

### **Tolerancia a la Salinidad y al Boro**

Un contenido elevado de sales o de boro, tanto en el suelo como en el agua de riego, puede influir en el proceso de selección de las especies vegetales. El efecto más importante de la salinidad sobre los cultivos es una reducción del proceso de absorción de agua por las raíces de las plantas. Cuanto más salino es un suelo, más dificultades encuentran las plantas para absorber el agua que necesitan. El aspecto externo de una hierba o de un forraje cultivados en un terreno salino es muy similar al de una planta sometida a escasez de agua. Las plantas adquieren un aspecto raquíptico y sus hojas son diminutas y de color generalmente oscuro o verde azulado, en lugar del color verde brillante propio de las plantas que disponen de un nivel de humedad adecuado. Si el agua contenida en el suelo es demasiado salina, las plantas terminarán por ponerse oscuras y morirán como consecuencia normalmente de una deficiencia extrema de humedad y no por el efecto tóxico de la salinidad. El lavado de las sales contenidas en el suelo y la selección de las especies vegetales más adecuadas son los dos métodos que, utilizados generalmente de forma simultánea, permiten mitigar los efectos desfavorables de las aguas excesivamente salinas.

Las especies vegetales difieren notablemente entre sí con respecto a su capacidad para tolerar concentraciones excesivas de boro. El boro en el agua es tóxico para determinadas especies vegetales a concentraciones muy bajas, próximas a 1 mg/l. En zonas donde el boro presente en el suelo o en el agua de riego alcanza niveles excesivos, las especies tolerantes pueden crecer satisfactoriamente mientras que las especies más sensibles pueden perecer.

La evaluación de la calidad del agua y de la tolerancia de las plantas a las sales y al boro se analizan detalladamente en el Capítulo 3. La tolerancia relativa de las especies vegetales y ornamentales a la salinidad aparecen en las Tablas 3.6 y 3.7. La tolerancia a la salinidad de algunas de las especies más importantes de césped figura en la Tabla 6.1. La tolerancia al boro de diferentes especies de cultivos y de plantas ornamentales aparece en la Tabla 3.8. La gestión agronómica de los suelos y de las aguas con altas concentraciones de sales se analiza en el Capítulo 7, mientras que el Capítulo 13 proporciona información adicional sobre el movimiento del boro en el suelo.

### **Normas de Gestión**

La selección de un cultivo viene determinada tanto por la experiencia práctica de gestión agronómica que se posea como por el tipo de explotación

que el organismo responsable o el arrendatario esté dispuesto y sea capaz de proporcionar. Entre las responsabilidades propias de la gestión agronómica cabe señalar todas las decisiones relativas a la selección de variedades, al calendario de actividades, a la preparación de la siembra, a la lucha contra las plagas y las malas hierbas, al abonado, a la periodicidad e intensidad del riego, a la gestión de personal y a la venta del producto.

Tabla 6.1 Tolerancia de diversas especies de césped a la salinidad. Datos tomados de Lunt y cols. (1961).

Conductividad eléctrica del extracto de suelo saturado, CE <sub>ex</sub> , en dS/m	Tipo de césped
Tolerancia baja < 4	Gramma de prado ( <i>Poa spp.</i> ) Agróstide ( <i>Agrostis spp.</i> )
Tolerancia moderada 4 - 10	Festuca cañuela Raygrás inglés ( <i>Lolium perenne</i> )
Tolerancia alta 8 - 15	<i>Puccinellia distans</i> Gramma común Gramas híbridas: Tiffway Tiffgreen Sunturf <i>Agrostis stolonifera</i> <i>Zoysia spp.</i> <i>Stenotaphrum secundatum</i>

La utilización de métodos de riego superficial exige una mayor experiencia práctica en la periodicidad e intensidad de las operaciones de riego, tanto en suelos de estructura gruesa como en los de textura fina. Algunos cultivos, como por ejemplo las judías, son susceptibles de enfermar en condiciones de excesiva humedad y, por lo tanto, no son una buena alternativa ni para suelos de textura gruesa, ni cuando el terreno carece de una buena nivelación o su capacidad de absorción de agua es irregular, ni tampoco cuando la experiencia práctica de gestión agronómica que se posee es escasa.

Cuando la cantidad de agua que ha de utilizarse para regar excede ampliamente las exigencias del cultivo, tal como se analiza en el Capítulo 5, o cuando la capacidad del depósito regulador es inadecuada, la frecuencia de los riegos puede impedir que el suelo llegue a secarse. En tales circunstancias, determinadas actividades agrarias tales como el laboreo, la lucha contra las plagas y la recogida de la cosecha producirán una compactación del suelo, al encontrarse éste demasiado húmedo. Un aspecto importante de la experiencia práctica en gestión agronómica consiste precisamente en determinar si el suelo está suficientemente seco como para resistir la compactación que pueden producir la maquinaria o el ganado. La incapacidad de los responsables de la

explotación para adoptar este tipo de decisiones puede obligar a la selección de un tipo de cultivo que requiera un menor número de operaciones agrarias.

La gestión de las necesidades de nitrógeno propias de determinados cultivos requiere cierta experiencia práctica. El contenido tan elevado de nitrógeno de las aguas residuales, en comparación con el de las aguas de riego convencionales, hace que deban tenerse muy en cuenta los efectos desfavorables que un aporte excesivo de nitrógeno puede tener tanto para el cultivo como para el medio ambiente. Así, por ejemplo, una cantidad excesiva de nitrógeno aplicada al final de la campaña del algodón puede producir una reducción de la producción de algodón por hectárea, haciendo más difícil su desfoliación y su recolección. En el caso de pastos mixtos, del tipo hierba-leguminosa, una cantidad excesiva de nitrógeno puede hacer que las hierbas sobrepasen a las leguminosas; no obstante, un pastoreo intenso puede mitigar estos efectos.

### **Absorción de Nitrógeno y Fósforo**

La capacidad de absorción y de eliminación de elementos nutritivos por parte de los cultivos es una información necesaria tanto para ajustar los programas sistemáticos de abonado, en función de los elementos nutritivos contenidos en el agua de riego, como para determinar la probabilidad de que una parte importante de los elementos nutritivos sea arrastrada por debajo de la zona radicular y llegue hasta los acuíferos.

Aunque estudios realizados con especies tales como el sorgo, la grama, o el alpiste han permitido detectar una capacidad de asimilación muy elevada, esta característica no es debida a una capacidad especial de estas especies para absorber nitrógeno, sino a su elevada producción por hectárea. Por lo tanto, si el objetivo que se persigue es eliminar nitrógeno u otro elemento nutritivo contenido en el suelo, el criterio de selección deberá ser conseguir una elevada producción por hectárea de materia seca, en vez de obtener una alta tasa de asimilación del elemento nutritivo considerado.

La aplicación de este criterio ha permitido observar como determinadas plantas, tales como la gramínea de estación cálida denominada grama, pueden extraer del suelo cantidades considerables de nitrógeno. No obstante, hay que tener en cuenta que en gran parte de California la grama permanece en estado latente durante los meses fríos de invierno y que, por lo tanto, su capacidad de asimilación de elementos nutritivos durante ese período será muy reducida o prácticamente nula. A pesar de ello, la asimilación de elementos nutritivos por parte de la grama puede aumentarse sembrándola conjuntamente con una planta anual de estación fría, tal como el raygrás inglés. De este modo, es posible conseguir una mayor asimilación de nitrógeno durante el semestre más frío del año. La siembra mixta de raygrás inglés, o de un cereal de invierno, en los pastos de grama de utilización intensiva es una práctica común en el sur de California. La relación entre la capacidad de asimilación de nitrógeno y la producción por hectárea de diversas especies vegetales aparece resumida en la Tabla 12.2.

## **Máximo Consumo de Agua**

El objetivo de este Manual es promover el mejor aprovechamiento posible del agua residual regenerada mediante su utilización para riego. En el caso en que la superficie del terreno o la experiencia práctica en gestión agraria sean extremadamente escasas, puede seguir siendo factible el cultivo del terreno, a pesar de que la dotación hidráulica utilizada exceda las exigencias de agua de las especies vegetales consideradas. En realidad esta técnica constituye un vertido o tratamiento del agua residual en el terreno y no debe, por lo tanto, considerarse como riego agrícola.

El consumo de agua por las plantas depende principalmente de los factores climáticos y del período de tiempo durante el que la planta dispone de todo su follaje. Por otra parte, los consumos de agua dependen en gran medida del tipo de planta considerado, tal como se estudia detalladamente en el Capítulo 5. Algunos cultivos, especialmente los forrajes de estación fría y las coníferas, tienen un período de crecimiento reducido durante los meses más cálidos, lo que se traduce en un consumo de agua ligeramente inferior. El Capítulo 5 contiene una serie de mapas de California en los que se muestran los valores medios de la evapotranspiración de referencia correspondiente a cada uno de los meses del año.

El arroz es considerado a veces como un cultivo con una gran capacidad para consumir de agua. En realidad, la mayor parte del agua empleada en el cultivo del arroz se infiltra a través del suelo sin que sea utilizada por la planta. El riego de arroz con agua residual tratada se analiza en un apartado posterior de este capítulo.

## **Consideraciones Económicas**

La capacidad relativa de los cultivos para producir beneficios económicos viene determinada por diversos factores y depende de las condiciones del mercado local. En general, los aspectos económicos son complejos y exceden el alcance de este análisis. Cuando las características del agua o del suelo son factores limitantes, o cuando el objetivo de un proyecto de regadío incluye el vertido de las aguas, el valor económico del cultivo puede no ser el factor más importante a tener en cuenta en su selección. En California, la superficie cultivada de sorgo, de avena y de diversas plantas forrajeras ha disminuido durante los últimos años debido a sus bajos precios. Por otra parte, aunque algunos forrajes tienen unas características agrícolas deseables, su reducida digestibilidad o su escaso sabor los hacen inservibles como alimento. En general, estos cultivos no ofrecen el suficiente incentivo económico a los agricultores como para que éstos los utilicen.

La rentabilidad de un cultivo viene determinada fundamentalmente por la producción por hectárea que puede obtenerse con él. Los Servicios de Extensión Cooperativa de cada condado han calculado la producción por hectárea mínima que ha de alcanzarse con determinados cultivos para cubrir los costes de producción en cada zona. Si alguna de las características del agua residual

tratada, o la forma en que ésta se suministra, provocan un descenso de la producción por hectárea, el agricultor puede tener serias dificultades para cubrir gastos. No obstante, esta circunstancia puede llegar a compensarse mediante el valor del agua y de los elementos nutritivos que ésta contiene, tal como se analiza en el Capítulo 9.

### Exigencias Climáticas

Desde el punto de vista climatológico, los agricultores de la costa del Pacífico y del suroeste de los Estados Unidos tienen la gran ventaja de poder elegir entre un amplia gama de cultivos. Por otra parte, las variaciones climatológicas tan considerables que se registran entre puntos relativamente próximos hacen difícil la elaboración de directrices aplicables a una zona geográfica determinada, especialmente si ésta se encuentra en las laderas de las colinas, en las zonas costeras o en los valles montañosos. Así mismo, los cultivos difieren en sus exigencias de temperaturas máximas y mínimas para el óptimo crecimiento de cada uno de sus estadios vegetativos, en los daños que pueden causarles las heladas, en las horas de luz necesarias y en el grado de humedad relativa exigido.

Las condiciones climáticas tienen una influencia significativa en la selección de los cultivos de forraje. Muchos forrajes y céspedes pueden clasificarse como plantas perennes de estación fría. A este grupo de plantas pertenecen la poa, el bromo, la festuca, el raygrás, el alpiste, el dactilo, el agropiro, la piñuela, el trébol común, los tréboles y muchas otras. Estas especies han evolucionado en un clima templado y, por lo tanto, pueden tolerar un tiempo frío, así como temperaturas de varios grados bajo cero. Aunque son menos tolerantes a un clima cálido, se desarrollan generalmente bien durante el verano, a condición de que se rieguen adecuadamente. Durante los meses más cálidos, y aunque se rieguen suficientemente, estas plantas pueden experimentar un período de interrupción del crecimiento denominado "colapso estival".

Las plantas perennes de estación cálida, tales como la grama, el *Stenotaphrum secundatum*, el *Paspalum dilatatum* y el *Chloris gayana*, son de origen tropical y se desarrollan con profusión en climas con veranos calurosos e inviernos templados, siempre a condición de que se las riegue adecuadamente.

Las plantas anuales de invierno, tales como los cereales de invierno, se cultivan en toda California. Algunas pueden soportar el frío invernal y la nieve, mientras que otras deben plantarse durante la primavera, cuando las temperaturas son algo más cálidas. Diversos patógenos de estas plantas, tales como el virus amarillo de la cebada, suelen presentar problemas en los cereales de invierno durante períodos húmedos.

Las plantas anuales de verano, tales como el maíz, el *Sorghum sudanense* y el sorgo, crecen solamente desde finales de la primavera hasta mediados del otoño. Toleran las temperaturas elevadas del verano, a condición de disponer de un riego adecuado, pero no pueden soportar las heladas. Por otra parte, la

producción por hectárea del maíz y del sorgo disminuye en aquellas zonas en las que las nieblas marinas predominan durante el verano.

El algodón requiere una aportación calórica de 1400 °C-días, sobre una base de referencia de 15,6 °C y utilizando el método de triangulación, y puede sufrir considerables daños si las temperaturas nocturnas son inferiores a 15,6 °C. Esta exigencia climatológica limita el cultivo comercial del algodón en California a la zona situada al sur del condado de Merced, con latitud 37° aproximadamente, aunque existe cierto interés por el cultivo del algodón en la parte norte del Valle del Sacramento. El arroz no crece adecuadamente cuando la temperatura es inferior a 12,8 °C durante el período de 7 a 14 días que precede a la floración, ni alcanza una buena producción por hectárea cuando la temperatura del agua de riego en el campo de arroz es inferior a 26,7 °C.

### Características Físicas del Suelo

La textura del suelo no influye directamente en la selección de los cultivos que han de regarse con agua residual tratada. Sin embargo, determinadas combinaciones de textura y de estructura del suelo y, en particular, la presencia de capas impermeables pueden ser un criterio de selección importante. El laboreo cuando el suelo está húmedo, o durante el riego, puede verse seriamente afectado dependiendo de las características físicas del suelo.

La aireación deficiente de un suelo es consecuencia de los procesos de inundación y de compactación. Existen amplias variaciones en la tolerancia de las plantas ante una aireación deficiente, dependiendo de su duración, de la fase de desarrollo de la planta y de la especie vegetal. Los árboles en estado latente pueden soportar muchas semanas inundados durante el invierno sin experimentar ningún daño permanente, o sufrir daños muy escasos. Sin embargo, basta un solo día de inundación durante el período de crecimiento para que se produzcan daños considerables en determinadas especies, tales como los melocotoneros y los nogales. Las especies herbáceas varían ampliamente en su resistencia ante las inundaciones, mostrando una mayor tolerancia durante el período de latencia que durante el de crecimiento (Rhodes, 1964).

La inundación durante un día soleado es más perjudicial que durante un día nublado. Entre los síntomas más característicos de que el suelo en el que crece la planta está saturado de agua cabe mencionar los siguientes: un marchitamiento creciente, una progresiva coloración amarilla de las hojas, una reducción del crecimiento y la eventual muerte de la mayor parte de las plantas. Estos síntomas se deben normalmente a una disminución de la absorción de agua por las raíces, debida a los daños sufridos por éstas y a su muerte. La aireación deficiente de las raíces acentúa generalmente la susceptibilidad de las plantas a los ataques de hongos y otros microorganismos. Determinadas especies de microorganismos patógenos crecen adecuadamente en suelos con aireación deficiente, lo que, añadido a un crecimiento reducido de las raíces, da lugar al deterioro del sistema radical del limonero, del aguacate, del pino y de otras especies.

La normativa vigente en California establece que las aguas de escorrentía generadas por un sistema de riego con agua residual han de quedar confinadas dentro del campo de riego. Por consiguiente, puede ser conveniente seleccionar un tipo de cultivo capaz de tolerar inundaciones temporales del suelo o un estado de saturación del suelo como el que puede producirse en la parte baja de la parcela de terreno. No obstante, este problema puede eliminarse mediante un sistema de retorno del agua de escorrentía que la conduzca desde la zona más baja del campo hasta el sistema de distribución de agua de riego. Los cultivos forrajeros de leguminosas, como el trébol, la alfalfa y la veza, son generalmente menos tolerantes a las aguas estancadas que los céspedes. Entre las leguminosas, los tréboles de zarzamora y de ladino son más tolerantes a las aguas estancadas que la alfalfa.

### **Tolerancia a la Acidez del Suelo**

Las zonas con suelos fuertemente ácidos, con  $\text{pH} < 5,5$ , de California y de las zonas áridas y semiáridas del suroeste de los Estados Unidos tienen una extensión relativamente pequeña. Están confinadas principalmente en las partes más elevadas, con precipitaciones superiores a 650 mm, con sedimentos marinos oxidados recientemente y con suelos escasamente tamponados y con una larga tradición de utilización de fertilizantes acidificantes. Aunque es posible seleccionar especies vegetales con una capacidad relativa para tolerar  $\text{pH}$  bajos, lo más práctico, en la mayoría de los casos, es corregir el  $\text{pH}$  del suelo, mediante la utilización de materiales calizos, y establecer un programa de fertilización adecuado. El *Western Fertilizer Handbook* (California Fertilizer Association, 1980) contiene numerosas directrices prácticas a este respecto.

## **SELECCIÓN DE CULTIVOS PARA SITUACIONES ESPECIALES**

En California, el riego con agua residual regenerada se realiza principalmente para el cultivo de forraje, césped, algodón, maíz y sorgo, cereales de invierno y árboles perennes de jardinería (Ling, 1978). Además de estas especies, el riego con agua residual se utiliza para producir una gran variedad de cultivos. A continuación se analizan brevemente los casos del arroz, de los arbustos perennes destinados a la producción de biomasa, de los forrajes y de los céspedes; las características especiales de estas especies las hacen particularmente aptas para el riego con agua residual.

### **Arroz**

El arroz es una especie adecuada para el riego con agua residual tratada y puede cultivarse en aquellos suelos que son demasiado impermeables para otras especies vegetales. Por este motivo, el cultivo del arroz puede realizarse como "cultivo de regeneración", es decir, puede cultivarse en suelos sódicos (alcalinos) y escasamente permeables durante el período de tiempo en que están siendo regenerados mediante medidas correctoras diversas. Después de varios

años de tratamiento adecuado, la estructura del suelo puede haber mejorado lo suficiente como para permitir el cultivo de otras especies vegetales, tal como se analiza en el Capítulo 7.

El riego de arroz con agua residual tratada suscita actualmente una considerable controversia en California. Hasta 1980, esta práctica agrícola se venía realizando en seis zonas de California (Witherow, 1980). No obstante, existe una cierta preocupación sobre el posible incremento de la masa algal en las aguas que inundan el campo de arroz, debido a los elementos nutritivos contenidos en el agua residual, lo que podría reducir la actividad depredadora de los peces sobre las larvas de los mosquitos. Las enfermedades transmisibles por los mosquitos, tales como la encefalitis, son una preocupación importante en California, y cualquier actividad que pueda favorecer la creación de aguas estancadas suscita la inquietud de las autoridades sanitarias. En estos momentos, al menos uno de los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación de las Aguas de California no permite el riego con agua residual regenerada.

### Árboles Perennes para Biomasa

Las plantaciones de eucaliptos y álamos regadas con agua residual están siendo estudiadas en California como fuente potencial tanto de madera como de combustible para centrales térmicas a base de biomasa (comunicación personal de R.M. Sachs, Universidad de California, Davis). El objetivo es utilizar terrenos marginales y agua residual tratada para cultivar estas especies de crecimiento rápido. Los árboles se cortan a intervalos de 2 a 4 años, dejando los tocones para que rebroten.

### Forrajes

Entre los forrajes cultivados satisfactoriamente mediante riego con agua residual cabe citar el alpiste (*Phalaris arundinacea*), el bromo (*Bromus spp.*), la festuca (*Festuca arundinacea*), el raygrás inglés (*Lolium perenne*) y la grama costera (*Cynodon dactylon*). Estas especies herbáceas requieren grandes cantidades de nitrógeno, son ligeramente tolerantes a un drenaje deficiente y a las inundaciones y son relativamente tolerantes a las elevadas concentraciones de sales y de boro del agua residual. Las observaciones prácticas de responsables experimentados de zonas de pradera indican que el alpiste, la festuca y la grama son más tolerantes a las inundaciones que algunos de los otros pastos. Entre las especies de pastoreo más populares hay que mencionar la cebada, el sorgo y el maíz. La tolerancia de estas especies a un drenaje deficiente puede ser ligeramente inferior a la de los forrajes. Por otra parte, el Capítulo 3 analiza la tolerancia a la salinidad de diferentes forrajes y cultivos.

Entre los forrajes más frecuentemente utilizados en praderas de regadío, la grama y trébol de cuernos (*Lotus corniculatus*) son los más tolerantes a la salinidad, seguidos por la festuca, el alpiste, el trébol fresero, el raygrás inglés y el dactilo. El trébol blanco, el trébol común y el *Tripholium hybridum* son las especies menos tolerantes de las utilizadas como pastos de regadío en California.

A pesar de la conocida tolerancia de la cebada a la salinidad, los forrajes anuales comúnmente utilizados siguen siendo la avena y el maíz, caracterizados por una menor tolerancia a la salinidad del suelo y del agua de riego.

El hábitat natural del alpiste (*Phalaris arundinacea*) son las zonas húmedas con drenaje deficiente. Así mismo, el alpiste es más tolerante a la sequía que muchas de las especies herbáceas de estación fría cultivadas en las regiones húmedas y subhúmedas. Sin embargo, tiene tendencia a experimentar una "muerte invernal" en suelos secos y de cierta altitud, si la capa de nieve es escasa y las temperaturas descienden notablemente por debajo de 0 °C. El alpiste es muy tolerante a las inundaciones. Los datos disponibles indican que los períodos de tolerancia a la inundación primaveral son los siguientes: 1) plantas adultas, más de 49 días, 2) brotes, de 35 a 49 días y 3) semillas, de 35 a 56 días. No se ha podido observar ningún efecto perjudicial cuando estas especies se cultivan en macetas con 2,5 cm de agua sobre la superficie de la tierra durante tres meses (McKenzie, 1951). El alpiste no está adaptado a condiciones salinas, pero tolera pH situados en el intervalo de 4,9 a 8,2.

El alpiste es tan digestible para los rumiantes como la mayor parte de las hierbas y leguminosas perennes de clima templado, llegando a ser más digerible que algunas de ellas. Numerosos autores han indicado que la digestibilidad del alpiste es igual o superior a la de la alfalfa. La falta de un sabor agradable, aparentemente debido a la presencia de alcaloides en los tejidos de la planta, es la causa más frecuentemente esgrimida para explicar por qué esta planta no se ha convertido en el principal tipo de forraje en su área geográfica de adaptación. Diversos estudios han puesto de manifiesto el escaso rendimiento del cordero y de la oveja, así como del ganado vacuno; este escaso rendimiento ha sido atribuido al sabor poco agradable del forraje.

El alpiste no ha sido un pasto popular en California, aunque se utiliza en praderas húmedas y pastos de regadío en las zonas altas de las montañas. El cultivo del alpiste a partir de semillas es frecuentemente difícil; su propagación vegetativa es más eficaz.

La festuca es otra hierba de estación fría con una cierta tolerancia a la inundación. Estudios realizados en praderas de regadío indican que las zonas con deficiente drenaje se pueblan típica y exclusivamente con festuca. a pesar de que en la mezcla de semillas utilizadas se habían incluido hierbas de otras especies como el dactilo y el raygrás inglés. Estos resultados parecen indicar, por lo tanto, que el dactilo y el raygrás inglés no son tan tolerantes a un drenaje deficiente como lo es la festuca.

La festuca ha sido una hierba muy popular en las mezclas de semillas utilizadas para las praderas de regadío durante muchos años. A pesar de que el ganado prefiere el dactilo o el raygrás inglés, la festuca es muy productiva. La festuca tolera bien un drenaje deficiente, especialmente durante el invierno. Es posible encontrar esta especie en praderas encharcadas y lugares húmedos de todo el mundo. Es una de las mejores especies herbáceas disponibles para suelos con drenaje deficiente y es utilizada extensamente como componente de las mezclas de semillas para las praderas de regadío en toda la zona occidental

de los Estados Unidos. Su habilidad para crecer en suelos húmedos, su tolerancia tanto a la alcalinidad como a la salinidad y su capacidad para producir matas espesas la convierten en un excelente tipo de hierba para estas zonas. Aunque la festuca crece bien tanto en suelos secos como en suelos húmedos, utiliza básicamente la misma cantidad de agua que la alfalfa o la grama durante la estación de crecimiento.

A pesar de que la festuca tiene muchas características favorables en tanto que hierba de pasto, el ganado vacuno que pasta únicamente festuca sufre de vez en cuando problemas nutritivos. Al igual que ocurre con el alpiste, la presencia de un cierto tipo de alcaloides influencia el sabor de estas especies herbáceas. Un hongo presente en las propias semillas ha sido recientemente inculcado como responsable de este bajo rendimiento del ganado.

La grama (*Cynodon dactylon*) tolera las inundaciones durante largos períodos de tiempo, pero alcanza un desarrollo reducido o nulo en suelos saturados. Se ha podido observar grama alrededor de los estanques donde abreva el ganado, en las laderas de las colinas de California. A medida que el nivel del agua retrocede durante el verano, las matas de grama se desplazan progresivamente con la línea de agua, llegando incluso a crecer en el estanque.

La grama es una hierba de estación cálida que crece activamente durante los meses calurosos de la primavera, del verano y del principio del otoño. La grama permanece latente durante los meses fríos del invierno, aunque un período de temperaturas extremas puede producir su "muerte invernal".

La grama está considerada generalmente como una hierba mala y, por lo tanto, no es frecuente que se le acepte o se le llegue a considerar como una hierba de pasto, especialmente en las regiones más templadas de los Estados Unidos y de California. No obstante, la existencia de variedades forrajeras de gran calidad han hecho de la grama una especie muy apreciada en las zonas cálidas. La grama es un forraje estival popular en las zonas desérticas del sur de California. Algunas variedades forrajeras de grama tienen una tolerancia al frío suficiente como para sobrevivir en los pastos del Valle Central de California.

### Céspedes y Otras Especies Ornamentales

El riego agrícola con agua residual se ha venido realizando en California desde hace muchos años. Recientemente, el riego de jardinería y la creación de estanques de recreo (Crook, 1978) se han convertido en una alternativa adicional para la reutilización de agua residual. Aunque la jardinería no representa todavía más que una pequeña parte de la superficie total de terreno regada con agua residual regenerada, tal como indica la Tabla 1.2, existe un considerable potencial de crecimiento para la reutilización de agua residual en jardinería. El crecimiento más intenso se cree que tendrá lugar en las zonas de Los Angeles, Santa Rosa y San Diego (California Department of Water Resources, 1983).

Entre los factores determinantes de este crecimiento potencial hay que destacar el coste tan elevado del agua, igual o superior a 0,20 dólares/m<sup>3</sup>, la

proporción tan elevada de jardines con respecto a la superficie de terreno agrícola y la posibilidad de seleccionar especies ornamentales que toleren un agua de menor calidad. Con respecto a este último factor, hay que indicar que el aspecto estético, y no el rendimiento productivo, es normalmente el criterio más importante a tener en cuenta en el proceso de selección de las plantas ornamentales. Esto hace que sea posible tolerar concentraciones de sales en el agua de riego que, aún reduciendo el crecimiento de las plantas, no afecten a su aspecto ornamental.

En la actualidad, se está utilizando con éxito agua residual tratada para regar césped y otras especies de jardinería en California. Un estudio de los campos de golf existentes en California, realizado en 1981, puso de manifiesto que 61 de un total de 819 campos de golf han sido regados, al menos parcialmente, con agua residual regenerada (Graves, 1982). Sólo en uno de los casos se abandonó la utilización del agua residual regenerada, debido a los problemas ocasionados por un drenaje deficiente y por la salinidad.

Un ejemplo de reutilización de agua residual para el riego de jardinería en California es el que se realiza en Pomona, en la zona oriental del condado de Los Angeles. El agua de la planta de regeneración de agua residual de Pomona se distribuye actualmente a nueve usuarios. Seis de los usuarios, con una superficie total de terreno entre 280 y 320 hectáreas aproximadamente y con un consumo total aproximado de  $1,66 \text{ hm}^3/\text{año}$ , emplean el agua para el riego de jardinería. Uno de los usuarios, la Universidad Politécnica del Estado de California, riega aproximadamente 180 hectáreas de jardines, en los que crecen tanto arbustos como césped. Aproximadamente 5 hectáreas se riegan mediante tuberías enterradas de riego localizado, la mitad de las cuales llevan funcionando satisfactoriamente desde 1977. El Anexo A contiene detalles adicionales del sistema de reutilización de agua residual en Pomona.

## GESTIÓN DE CULTIVOS FORRAJEROS

Los cultivos forrajeros perennes requieren un esfuerzo de gestión inferior al de la mayoría de los cultivos. La hierba puede aprovecharse como pasto directo para el ganado, o puede cortarse y venderse como heno. Las especies cultivadas son generalmente de ciclo anual y, por lo tanto, requieren una explotación más elaborada: siembra, cultivo, cosecha y preparación del terreno. La combinación de diversos cultivos consecutivos, tales como maíz durante el verano, y cebada, centeno, trigo o raygrás durante el invierno, puede aumentar la producción por hectárea y el grado de eliminación de elementos nutritivos. Diversas técnicas de explotación, como el cultivo con el mínimo de labranza, reduce la mano de obra necesaria, a la vez que disminuye las posibilidades de que el suelo sufra los efectos de la erosión. La explotación de un cereal como cultivo forrajero no difiere notablemente de su explotación como cultivo para la producción de grano.

Para llevar a cabo con éxito la explotación de un prado regado con agua residual es necesario una planificación detallada. La implantación satisfactoria del

pasto requiere una planificación que asegure la realización de la siembra en las fechas más adecuadas. La explotación del pasto requiere una coordinación cuidadosa del sistema de riego y del sistema de recolección, ya sea mecánico o por pastoreo del ganado.

El sistema de riego más adecuado ha de seleccionarse e instalarse antes de iniciar la implantación del pasto. Cuando el sistema de riego elegido sea el superficial, el terreno debe allanarse y nivelarse con una pendiente del 0,1 al 0,4 por ciento. La nivelación del terreno aumenta la eficacia del sistema de riego y reduce los problemas causados por las malas hierbas y los mosquitos en las partes bajas con drenaje deficiente. La utilización de un sistema de riego por aspersión puede mitigar en cierto modo las exigencias de nivelación del terreno. Sin embargo, los aspersores pueden ser difíciles de manejar en zonas con fuerte viento. El Capítulo 8 describe detalladamente el diseño de un sistema de riego.

La lucha contra las malas hierbas es una faceta de gran importancia que debe considerarse antes de la siembra. La nivelación del terreno reduce la existencia de zonas bajas, donde las malas hierbas tienen tendencia a arraigar. En explotaciones comerciales en las que la tierra no ha sido cultivada, o en pastos de regadío, la presencia de malas hierbas suele reducirse mediante el cultivo de heno, o de cereales, antes de la siembra del pasto. La lucha contra las malas hierbas puede llevarse a cabo también mediante un buen riego del terreno, promoviendo así el desarrollo de dichas hierbas, seguida de una labranza con discos que las entierre completamente, todo ello al inicio de la preparación de la cama de las semillas. Una vez concluida la preparación del terreno para la instalación del sistema de riego y de drenaje, y después de eliminar las malas hierbas, puede procederse a la preparación del terreno para la siembra. Cuando haya de utilizarse fertilizante, éste debe añadirse al término de la preparación de la capa donde arraigaran las semillas, poco antes de realizar la siembra. La siembra puede realizarse con una sembradora o a voleo, poniendo atención a que las semillas no queden a más de 60 cm de profundidad.

Las siembras otoñales pueden llegar a arraigar con escaso o ningún riego, siempre que haya regularidad en las lluvias de invierno y que los períodos calurosos no sean un problema. Sin embargo, lo más adecuado es tener preparado el sistema de riego de modo que pueda utilizarse en el momento de la siembra, en caso de que las lluvias sean insuficientes. Las siembras primaverales de pastos de regadío no son generalmente recomendables debido a la dificultad que tienen las plantas para arraigar durante la primavera y el verano, así como a la imposibilidad de utilizar el pasto durante su primera estación de desarrollo.

La explotación de una pradera de regadío requiere la coordinación de los sistemas de riego y de recogida del pasto. Tanto si el pasto es consumido directamente por el ganado como si es recogido mecánicamente, el terreno no debe estar nunca fangoso durante la recogida. Por lo tanto, una parte de la pradera debe dejarse sin regar varios días antes de la entrada del ganado o de la cosechadora. Cuando los pastos han de ser consumidos directamente por el ganado, es necesario establecer un sistema de rotación de pastos que coordine el proceso de riego con el de rotación del ganado. Una pradera puede

subdividirse en tantas partes como sea necesario para facilitar la rotación tanto de los animales como del riego.

Un sencillo esquema de rotación integrado por seis subdivisiones puede utilizarse de la siguiente forma: 1) la pradera B se dejaría secar durante siete días, con anterioridad a un período de siete días durante los que pastaría el ganado; 2) en ese momento, la pradera A habría concluido su período de siete días sin regar y el ganado podría pastar en él, mientras que los pastos C, D, E y F estarían siendo regados; 3) una semana después, la secuencia se desplazaría hacia delante, de modo que se dejaría secar la pradera C, mientras que el ganado podría entrar en la pradera B y el riego continuaría en las praderas D, E, F y A. Esta secuencia requiere 42 días para completar un ciclo y permite 35 días de reposo entre dos entradas consecutivas del ganado para pastar.

En suelos de textura gruesa, sólo es necesario dejar de 3 a 4 días para que el suelo se seque antes de la entrada del ganado y, por lo tanto, la secuencia de rotación puede modificarse, convirtiéndola en un sistema con 8 subdivisiones, en la que el sistema de riego y el ganado se cambian cada 3 ó 4 días, completándose el ciclo cada 24 ó 32 días, respectivamente.

El sistema de riego puede diseñarse de modo que cada una de las subdivisiones pueda regarse separadamente. La planificación del sistema de rotación debe realizarse de modo que las plantas dispongan al menos de 30 días para recuperarse entre cada dos entradas consecutivas del ganado. Un período de descanso de 30 días es suficiente para que la mayoría de las especies de pasto de regadío puedan recuperarse tras la entrada del ganado. Es necesario tener en cuenta el número de cabezas de ganado que pueden alimentarse en cada una de las praderas, de modo que no llegue a producirse un consumo excesivo del pasto.

Una buena pradera de regadío debería poder alimentar de 2 a 4 unidades de ganado por hectárea, desde marzo hasta septiembre. La Tabla 6.2 proporciona las conversiones en unidades de ganado para varios tipos y edades de ganado. Por ejemplo, una vaca o un buey de 500 kg, o cinco cabras adultas de 60 kg cada una, representarían aproximadamente una unidad de ganado. Los animales jóvenes irán ganado peso progresivamente, de modo que su equivalencia en unidades de ganado irá aumentando a lo largo de la temporada. Una hectárea de pradera debería poder alimentar 4 bueyes de 250 a 300 kg cada uno durante la época de crecimiento. En cualquier caso, estas directrices sobre la capacidad de alimentación de una pradera pueden ajustarse con la experiencia.

Tabla 6.2 Sistema de conversión de unidades de ganado.

Tipo y edad del ganado	Peso medio kg	Unidades de ganado por cabeza	Cabezas de ganado por unidad
Vacas y bueyes de más de 2 años	450	1,00	1,0
Primales de 1 a 2 años, valores medios	285	0,75	1,3
Terneros de 3 meses a 1 año	180	0,50	2,0
Vacas lecheras	500	1,25	0,8
Vaquillas de 1 a 2 años	270	0,70	1,4
Terneros de 3 meses a 1 año	135	0,40	2,5
Cerdas de cría (a)	160	0,50	2,0
Cerdos después del destete (a)	30	0,25	4,0
Cerdos de engorde (a)	70	0,40	2,5
Ovejas y cabras adultas	55	0,20	5,0
Corderos menores de 1 año	30	0,16	6,0
Caballos de trabajo ligero	550	1,00	1,0

- a) Los cerdos aparecen como unidades equivalentes de ganado, a pesar de que normalmente no obtienen todo su alimento a partir del pasto. Una cerda de cría puede obtener del pasto hasta un 50% del alimento que necesita, por lo que el número correspondiente de unidades de ganado por cabeza de cerda que aparece en la tabla debería dividirse por la mitad, debiendo aparecer por tanto 0,25. Este cálculo sólo será válido siempre que se cumpla el sistema de alimentación supuesto para la cerda de cría.

## REFERENCIAS

- California Department of Water Resources (1983). *The California Water Plan: Projected Use and Available Water Supplies to 2010*. Bulletin 160-83. Department of Water Resources, The Resources Agency, Sacramento, California.
- California Fertilizer Association (1980). *Western Fertilizer Handbook*. Sexta edición. Interstate Printers and Publishers, Danville, Illinois.
- Crook, J. (1978). Health aspects of water reuse in California. *Journal of Environmental Engineering Division, ASCE*, 104(EE4):601-610.
- D'Itri, Frank M., Editor (1981). *Land Treatment of Municipal Wastewater; Vegetation Selection and Management*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- Graves, R.M. (1982). Gray water and green grass. En *Proceedings of the Agricultural Turf Irrigation Conference*. National Irrigation Association, Portland, Oregon.
- Hinrichs, D.J. (1980). *Design of Irrigation Systems for Agricultural Utilization of Effluent*. Presentado en la Annual Conference, Monterey, California. California Water Pollution Control Association.
- Ling, C.S. (1978). *Wastewater Reclamation Facilities Survey - 1978*. California Department of Health Services, Sanitary Engineering Section, Berkeley, California.

- Lunt, O.R., V.B. Youngner y J.J. Oertli (1961). Salinity tolerance of five turfgrasses varieties. *Journal of Agronomy*, 53: 247-249.
- McKenzie, R.E. (1951). The ability of forage plants to survive early spring flooding. *Sci. Agr.* 31: 358-367.
- Rhodes, E.E. (1964). Inundation tolerance of grasses in flooded areas. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 7:164-166, 169.
- United States Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 615/1-81-013, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Witherow, J.L. (1980). *Wastewater Irrigation of Rice*. EPA-430/9-80-005, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.



# CAPÍTULO 7

---

## GESTIÓN DEL AGUA PARA EL CONTROL DE LA SALINIDAD Y LA SODICIDAD

J. D. Oster y J. D. Rhoades

### INTRODUCCIÓN

La gestión del agua para el control de la salinidad y la sodicidad no varía substancialmente tanto si se utiliza agua residual municipal para regar como si se emplean fuentes convencionales de agua de riego. Aunque todas las aguas de riego contienen sales, la concentración salina de las aguas residuales se sitúa entre 200 y 500 mg/l por encima de las concentraciones observadas en las aguas de abastecimiento público. Así mismo, las aguas residuales tienen una concentración relativa de sodio superior a la de las aguas de abastecimiento.

Las principales aspectos a tener en cuenta en la gestión del agua para el control de la salinidad y la sodicidad son:

1. Una selección apropiada de los cultivos, de modo que éstos posean una tolerancia adecuada tanto a las sales como a los diferentes iones específicos.
2. Una preparación adecuada del suelo antes de la siembra, de modo que el suelo tenga unos niveles satisfactorios de salinidad, de sodicidad y de iones específicos durante el período de germinación.
3. Un riego adecuado, tanto para promover el crecimiento de los cultivos como para facilitar el lavado del suelo, y
4. Un drenaje suficiente para permitir la evacuación del agua de lavado del suelo.

El Capítulo 3 analiza con mayor detalle la tolerancia de los cultivos ante la sales, como medio de evaluar la calidad de un agua de riego.

## **EFFECTOS DE LA SAL SOBRE LAS PLANTAS**

Los principales efectos de las sales sobre el crecimiento de las plantas son: 1) el osmótico, debido a la concentración total de sales disueltas en el agua intersticial, 2) el fitotóxico de cada ión específico, debido a la concentración de los diversos iones presentes y 3) el de deterioro de las condiciones físicas del suelo, debido a una elevada concentración de sodio y a una escasa salinidad.

### **Efectos Osmóticos**

A medida que la salinidad del suelo en la zona radicular aumenta, la planta ha de emplear cantidades crecientes de la energía disponible para extraer del suelo el agua que necesita y así poder adecuar la concentración de sales dentro de sus tejidos. A este proceso se le denomina ajuste osmótico, y su realización hace que la planta disponga de menor cantidad de energía para crecer. En general, una salinidad excesiva suele provocar el achaparramiento de la planta. Una vez sobrepasado un cierto umbral de salinidad, los efectos sobre las plantas se intensifican a medida que la salinidad aumenta (Maas y Hoffman, 1977), tal como indica la Figura 3.1. No obstante, la reducción del crecimiento no tiene por qué ser siempre desfavorable, a condición de que la planta permanezca en buena salud. El stress producido por la salinidad en el algodón, por ejemplo, reduce el crecimiento vegetativo antes de llegar a disminuir la producción de fibra.

Las condiciones climatológicas, tales como la temperatura la humedad y el smog, pueden modificar la respuesta de las plantas a la salinidad (Maas y Hoffman, 1977; Bernstein, 1974). En general, los daños producidos por las sales son mayores durante los períodos cálidos y secos, especialmente en las especies más sensibles. El inicio del período cálido puede provocar la aparición repentina de quemaduras en las hojas de las especies arbóreas. Entre las especies en que se ha observado una reducida tolerancia a la salinidad pueden mencionarse la alfalfa, el trébol, las judías, la remolacha, el algodón, la calabaza y el tomate.

La acumulación de sales en el suelo es más rápida durante los períodos cálidos debido a la mayor frecuencia de los riegos y al mayor consumo de agua por las plantas. Este problema se agrava si el riego es inadecuado. El riego puede ser insuficiente a causa de una falta de capacidad del sistema de riego, a una capacidad de infiltración inadecuada del suelo o a ambas circunstancias a la vez. Las plantas cultivadas en condiciones salinas son más resistentes a los daños debidos al smog de ozono (Hoffman y cols., 1975). Así mismo, los vegetales con abundantes hojas y los cultivos forrajeros pueden mostrar una mayor tolerancia a la salinidad cuando se les cultiva en zonas con contaminación atmosférica en lugar de zonas en que no existen estos problemas.

### **Fitotoxicidad de Iones Específicos**

Cuando la disminución del crecimiento no es debida solamente a los efectos osmóticos, sino también a una concentración excesiva de un determinado ión, el fenómeno se denomina "fitotoxicidad de ión específico".

### **Boro**

El boro puede llegar a ser tóxico a una concentración ligeramente superior a la necesaria para un crecimiento adecuado de la planta. Entre los síntomas característicos de un exceso de boro pueden señalarse las quemaduras en las puntas y bordes de las hojas, la deformación de las hojas en forma de copa, la clorosis o amarilleo de las hojas, la cianosis de las hojas, las manchas en forma de roseta, la caída prematura de las hojas, la muerte en retroceso de las ramas y la disminución del crecimiento.

### **Cloruros**

Los cloruros pueden causar daños específicos, tales como quemaduras en las hojas, la clorosis y la muerte en regresión de pequeñas ramas, en determinadas especies de plantas arbóreas como los frutales con hueso, los limoneros y los aguacates. No obstante, los cloruros no son tóxicos para los vegetales, los cereales, los forrajes o los cultivos productores de fibras. La tolerancia a los cloruros varía entre las diferentes especies arbóreas, e incluso entre las diferentes variedades o injertos dentro de una misma especie. Estas diferencias reflejan normalmente la capacidad de la planta para evitar o retrasar la acumulación de cloruros.

### **Bicarbonatos**

Los bicarbonatos influyen indirectamente sobre la asimilación del hierro y sobre la sodicidad, a través de sus efectos sobre el pH del suelo y la precipitación de carbonato cálcico. La disponibilidad del hierro disminuye a medida que el pH aumenta, debido de una parte a su adsorción en el carbonato cálcico y, de otra parte, a su precipitación como carbonatos de hierro y a la menor solubilidad de los óxidos de hierro. La precipitación de carbonato cálcico disminuye la concentración de calcio soluble, lo que a su vez aumenta la proporción relativa de sodio soluble e intercambiable.

### **Sodio**

El efecto del sodio puede ser tanto directo, mediante su acumulación en la planta, como indirecto, a través de un desequilibrio nutritivo y un deterioro de las condiciones físicas del suelo. Los efectos directos, tales como las quemaduras en las hojas, la clorosis y la muerte en retroceso de las ramas pequeñas, puede producirse en el aguacate, el limonero y los frutales con hueso. El desequilibrio nutritivo se produce como consecuencia de unas concentraciones de calcio o magnesio inferiores a 1 mM, insuficientes para evitar la asimilación y la acumulación de sodio (Maas, 1984). Por este motivo, a medida que la concentración de sodio en un suelo no salino aumenta, también lo hacen las posibilidades de observar problemas nutritivos. A medida que el suelo se saliniza progresivamente, los efectos nutritivos debidos al sodio disminuyen y comienzan a predominar los efectos osmóticos.

## Deficientes Condiciones Físicas del Suelo

Otro de los efectos indirectos producidos por un contenido elevado de sodio es el deterioro de las condiciones físicas del suelo, tales como la formación de costras, el encharcamiento y la escasa permeabilidad. Casi todos los cultivos, a excepción del arroz, pueden verse afectados desfavorablemente por este motivo. El sodio intercambiable promueve el hinchamiento y la dispersión o desagregación de las arcillas, lo que da lugar a una disminución de la permeabilidad del suelo al paso del agua y del aire. El hinchamiento y la dispersión de las arcillas es función de los niveles de sodio intercambiable y de la salinidad, tanto del agua de riego como del agua intersticial.

## TÉCNICAS DE MEDIDA DE LA SALINIDAD Y DE LA SODICIDAD

### Agua

La salinidad del agua de riego se determina midiendo su conductividad eléctrica y las concentraciones de boro, cloruros, bicarbonatos, sodio, calcio y magnesio. Esta información es esencial para evaluar los problemas que puedan presentarse en relación con los efectos osmóticos, los de fitotoxicidad de iones específicos y los de sodicidad. Si la composición del agua de riego varía durante el período de crecimiento, es necesario realizar un muestreo y análisis periódico del agua de riego a fin de obtener una caracterización adecuada de la misma. Las técnicas de muestreo se analizan en el Capítulo 3.

La conductividad eléctrica del agua es un parámetro indicativo de su concentración total de sales disueltas, que puede determinarse instrumentalmente en menos de 5 minutos por cada muestra. La conductividad eléctrica de un agua aumenta a medida que lo hace su contenido de sales. Se expresa comúnmente en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , microsiemens por centímetro, y también en unidades mayores como  $\text{mS}/\text{cm}$ , o su equivalente  $\text{dS}/\text{m}$ .

Los valores de la salinidad pueden expresarse también en términos de materia disuelta total (MDT) expresada en unidades de ppm,  $\text{mg}/\text{l}$  o  $\text{mg}/\text{kg}$  de agua. Aunque estas tres unidades de medida no son estrictamente equivalentes, los valores de la salinidad expresado en cualquiera de estas unidades pueden considerarse equivalentes en la mayor parte de las aplicaciones agrícolas. Los valores de la conductividad eléctrica (CE) y de la MDT pueden considerarse equivalentes con una aproximación del  $\pm 10\%$ . Las expresiones utilizadas para transformar CE en MDT, o viceversa, son:

$$\text{CE (dS/m)} \times 640 = \text{MDT (mg/l)} \quad [7-1]$$

$$\text{MDT (mg/l)} \times 0,00156 = \text{CE (dS/cm)} \quad [7-2]$$

La concentración relativa de sodio respecto a las de calcio y magnesio presentes en un agua se expresa mediante la tasa de adsorción de sodio (TAS) y se calcula mediante la fórmula:

$$TAS = \frac{[Na]}{[([Ca] + [Mg])/2]^{1/2}} \quad [7-3]$$

donde las concentraciones de los diferentes cationes están expresadas en meq/l.

Los informes elaborados por los laboratorios químicos suelen incluir con frecuencia dos valores de la tasa de adsorción de sodio:

1. El valor de la TAS calculado a partir de la composición química del agua.
2. El valor de la  $TAS_{aj}$ , en la que se tiene en cuenta la tendencia del agua a precipitar o a disolver calcio (Suarez, 1981). La Tabla 3.2 muestra un método para calcular la  $TAS_{aj}$ .

## Suelo

Los extractos de agua de un suelo se obtienen normalmente en el laboratorio a partir de muestras de suelo recogidas durante una visita de campo. Desde el punto de vista teórico, las muestras de suelo obtenidas para diagnosticar los posibles problemas de salinidad del agua intersticial de un terreno de cultivo deberían ser representativas de la zona radicular de las plantas. Teniendo en cuenta que la salinidad varía considerablemente de unas zonas a otras para una misma profundidad de la zona radicular, es necesario obtener muestras compuestas de 10 o más puntos para cada una de las profundidades consideradas. Si existen zonas con un crecimiento bueno y zonas con crecimiento deficiente, las muestra compuestas deben obtenerse de forma separada en cada uno de esos tipos de terreno. Del mismo modo, si existen zonas con factores topográficos diferentes, como colinas y valles, o zonas con surcos y zonas llanas, así como zonas predominantemente secas y húmedas, tales como en el caso de cultivos con riego localizado, el muestreo deberá realizarse separadamente en cada una de ellas.

El método normalizado consiste en preparar un extracto saturado del suelo. Para ello, se añade agua destilada a una muestra de suelo hasta que éste alcanza su saturación; en esas condiciones la pasta obtenida tiene una superficie brillante y fluye lentamente cuando se la golpea lateralmente. La disolución así obtenida, denominada extracto de saturación, se extrae mediante la aplicación de vacío, procediéndose a continuación a la medida de su conductividad eléctrica. Este valor se designa a veces como  $CE_{ex}$ , donde el subíndice indica extracto de saturación. La disolución así obtenida permite determinar también la concentración de Na, Ca, Mg, Cl y  $HCO_3$  del extracto.

La conductividad del agua intersticial puede determinarse también mediante otros métodos (Rhoades, 1982a):

1. A partir de muestras de agua intersticial obtenidas *in situ* mediante bombas de vacío.
2. Directamente en el suelo, mediante sensores de salinidad enterrados.
3. Directamente en el suelo, utilizando técnicas de resistividad de suelos con cuatro sensores.
4. Por control remoto, mediante inducción electromagnética.

Los métodos 3 y 4 son especialmente adecuados para un reconocimiento rápido (Rhoades, 1979). Existen equipos comerciales para la realización de estos dos tipos de ensayos, cuyos principios básicos están bien descritos en la literatura técnica. Existen así mismo equipos comerciales para efectuar los ensayos de tipo 1 y 2; no obstante, estas técnicas se utilizan normalmente en estudios de investigación destinados a realizar un seguimiento de la salinidad del suelo en un punto durante largos períodos de tiempo.

## GESTIÓN DEL AGUA PARA EL CONTROL DE LAS SALES

Una gestión adecuada del agua requiere un correcto conocimiento de los siguientes conceptos: 1) el proceso por el que la salinidad del suelo aumenta como consecuencia del riego, 2) el mecanismo por el que la salinidad del suelo afecta al crecimiento y a la producción por hectárea del cultivo y 3) la forma de estimar las necesidades de agua de un cultivo, incluyendo el exceso de agua de riego necesaria para el lavado del suelo y, de este modo, de controlar su salinidad. Esta sección está dedicada a la gestión del agua y contiene en primer lugar una breve explicación de cómo las sales contenidas en el agua de riego afectan a la salinidad del suelo. En la sección siguiente se analiza cómo la salinidad del suelo afecta a la producción por hectárea de los cultivos. La última sección describe un método para determinar las necesidades mínimas de agua de lavado y la correspondiente cantidad de agua necesaria para el cultivo, para cada tipo específico de cultivo y de salinidad del agua de riego.

### Aspectos Básicos

#### Salinidad del suelo

El agua de riego constituye a su vez un aporte de sales al suelo. Así, por ejemplo, un agua de riego con una salinidad relativamente baja, caracterizada por una CE de 0,5 dS/m, equivalente a una MDT de 320 mg/l, contiene aproximadamente 320 g de sales por cada m<sup>3</sup> de agua. A medida que el agua es absorbida por las plantas, o se evapora desde el suelo, la mayor parte de las sales que contenía quedan retenidas en el suelo. Estudios realizados en tejidos vegetales

de alfalfa han permitido observar unos contenidos salinos del 3 al 4% cuando su cultivo se realiza en condiciones salinas (Francois, 1981). Suponiendo que la alfalfa alcanzara un contenido salino del 4%, una producción anual de 22000 kg/ha representaría una eliminación aproximada de 880 kg/ha de sales. Por otra parte, suponiendo que se hubieran utilizado 1500 mm de agua con una CE = 0,5 dS/m, la cantidad de sales aportadas al suelo podría estimarse en 4800 kg/ha.

Como puede apreciarse, la cantidad de sales asimiladas por los cultivos es siempre inferior a la cantidad de sales aportadas, no superando generalmente el límite del 10%. Como consecuencia de ello, el riego repetido de un suelo en el que no exista un arrastre de las sales hacia profundidades inferiores a la de las raíces, proceso denominado lavado del suelo, provocará necesariamente la acumulación de sales en las zonas radicular. Cuanto más salada sea el agua de riego, más rápido será el proceso de acumulación de sales en el suelo.

El riego con una cantidad de agua superior a la utilizada por las plantas permite que el exceso de agua arrastre las sales por debajo de la zona radicular. En estas condiciones, la salinidad del suelo se estabilizará a un nivel aproximadamente constante y estacionario, dependiente de la fracción de agua de lavado, es decir, de la fracción del agua infiltrada que pasa a través de la zona radicular en forma de agua de drenaje. La Figura 7.1 ilustra este proceso para dos aguas de diferente salinidad, 1 y 2 dS/m, y una fracción de lavado del 10%. Como puede observarse en esa figura, mientras que la salinidad de la superficie del suelo coincide con la del agua de riego, la concentración de sales en la parte baja del perfil del suelo es diez veces superior a la del agua de riego. El agua consumida por las plantas representa aproximadamente un 90% del agua empleada para regar; el otro 10%, denominado fracción de lavado, pasa a través de la zona radicular y arrastra las sales aportadas por el agua de riego.

Como resultado de todo ello, la salinidad del agua que atraviesa la parte inferior de la zona radicular es teóricamente diez veces superior a la del agua de riego, una vez alcanzadas unas condiciones estacionarias. Si la fracción de lavado es menor del 10%, la salinidad del agua de drenaje será mayor. Si la fracción de lavado fuera nula, la salinidad del agua intersticial en la zona radicular aumentaría hasta alcanzar un nivel tóxico para todas las plantas.

### **Respuesta de los cultivos**

La Figura 7.1 ilustra la forma en que responde la producción por hectárea de un cultivo ante una salinidad variable con la profundidad. Diversos estudios indican que la salinidad que mejor correlación guarda con el rendimiento de un cultivo es la salinidad media en la zona radicular (Ingvalson y cols., 1976; Hoffman y van Genuchten, 1983). Las salinidades medias del suelo que aparecen en la Figura 7.1 son 4,3 y 8,6 dS/m. La conductividad eléctrica CE de los correspondientes extractos de saturación, parámetro utilizado normalmente para estimar los efectos de la salinidad en el crecimiento de las plantas, serían 2,2 y 4,4 dS/m. Como puede observarse, estas salinidades son 2,2 veces superiores a las correspondientes salinidades del agua de riego, 1 y 2 dS/m, utilizadas para elaborar la Figura 7.1. Hay que señalar que este factor de multiplicación varía con la fracción de lavado, tal como indica la Figura 7.2.

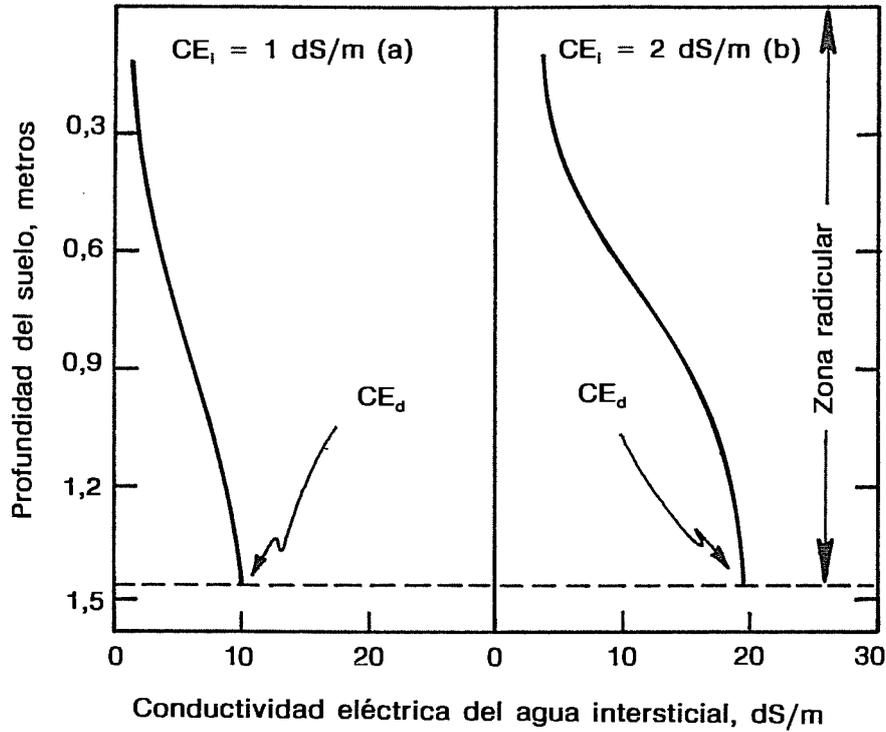


Figura 7.1 Conductividad eléctrica del extracto de suelo,  $CE_{ex}$ , a través de la zona radicular en dos tipos de agua de riego ( $CE = 1$  dS/m y  $CE = 2$  dS/m) y una fracción de lavado del 10%.

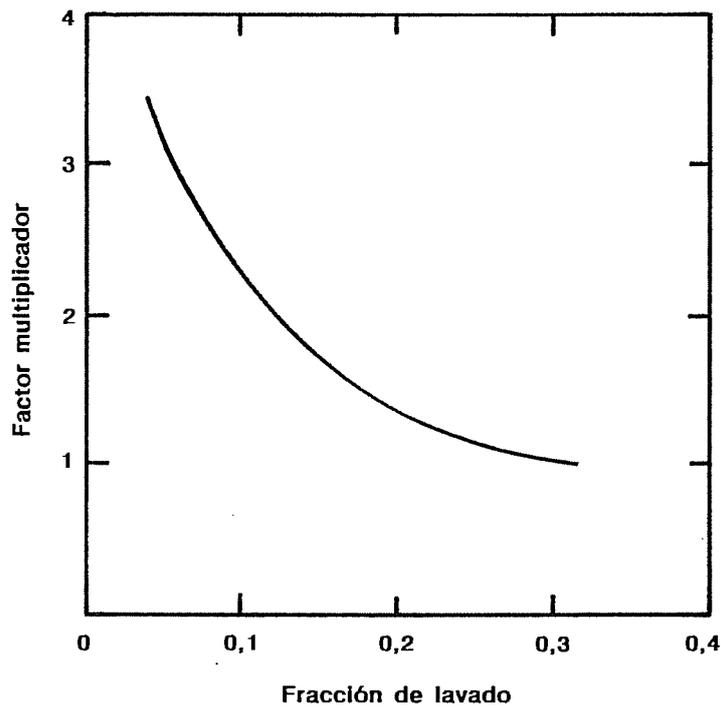


Figura 7.2 Factor multiplicador utilizado para relacionar la fracción de lavado y el cociente entre el umbral de salinidad y la salinidad del agua de riego.

## Necesidades de Agua de Lavado

Tanto la cantidad de agua de riego como el movimiento del agua en y a través del suelo han de ser adecuados para satisfacer el consumo de las plantas y el proceso de lavado del suelo; así mismo, el suelo debe disponer de un drenaje suficiente para evacuar el exceso de agua utilizada para el lavado del suelo. La salinidad media del suelo no debería sobrepasar el umbral del correspondiente cultivo si se desea que la salinidad no afecte a su rendimiento. La salinidad media en la zona radicular se obtiene multiplicando la CE del agua de riego por el factor indicado en la Figura 7.2. Así, por ejemplo, para un agua de riego cuya salinidad sea de 2 dS/m y un cultivo cuya salinidad umbral sea de 4 dS/m, el factor de multiplicación no debe exceder de 2. De acuerdo con la Figura 7.2, la fracción de lavado necesaria para evitar una reducción en el rendimiento de ese cultivo oscila entre 0,1 y 0,2. El estudio realizado por Maas y Hoffman (1977) resume los valores de la salinidad umbral de diversas especies de plantas, cuyo análisis detallado aparece en el Capítulo 3.

La Figura 7.3 ilustra el uso de la Figura 7.2 de una forma ligeramente diferente. La Figura 7.3 muestra la forma en que la salinidad media del suelo cambiaría en función de la fracción de lavado, para dos tipos de agua de riego con 3 y 1 dS/m. La salinidad media del suelo que aparece en la Figura 7.3 se obtiene multiplicando la CE del agua de riego por el factor de corrección deducido de la Figura 7.2. Los valores de la salinidad umbral de diferentes cultivos intersectan las curvas en diferentes puntos. La fracción de lavado correspondiente a cada uno de esos puntos de intersección representa las necesidades de agua de lavado (NL). Estas curvas ilustran claramente como entre las opciones de gestión de un agua determinada figuran tanto la selección del cultivo como la gestión del agua de riego destinada a conseguir diferentes necesidades de agua de lavado. El valor de las NL puede utilizarse para calcular la cantidad total de agua necesaria, mediante la siguiente expresión:

$$\text{agua necesaria} = \frac{ET}{1 - NL} \quad [7-4]$$

donde ET representa el valor de la evapotranspiración o, lo que es igual, la cantidad de agua que necesita el cultivo.

## Diversas Consideraciones Prácticas

Es posible que, por diversas razones, no pueda disponerse de la cantidad de agua de riego necesaria calculada mediante la ecuación 7-4. La capacidad del sistema de riego, el método de riego, bien sea por aspersión, por riego localizado o por inundación del terreno, y las técnicas de cultivo, tales como el laboreo y la aplicación de herbicidas e insecticidas, limitan con frecuencia los horarios de riego y la cantidad de agua que llega realmente a infiltrarse. Por otra parte, el riego previo a la siembra, una práctica común en agricultura, amplía las alternativas de gestión del agua: reduce la salinidad del suelo, especialmente en la zona de siembra, llena los intersticios del suelo con agua de riego de baja

salinidad y reduce la cantidad de agua de lavado necesaria durante el período de crecimiento.

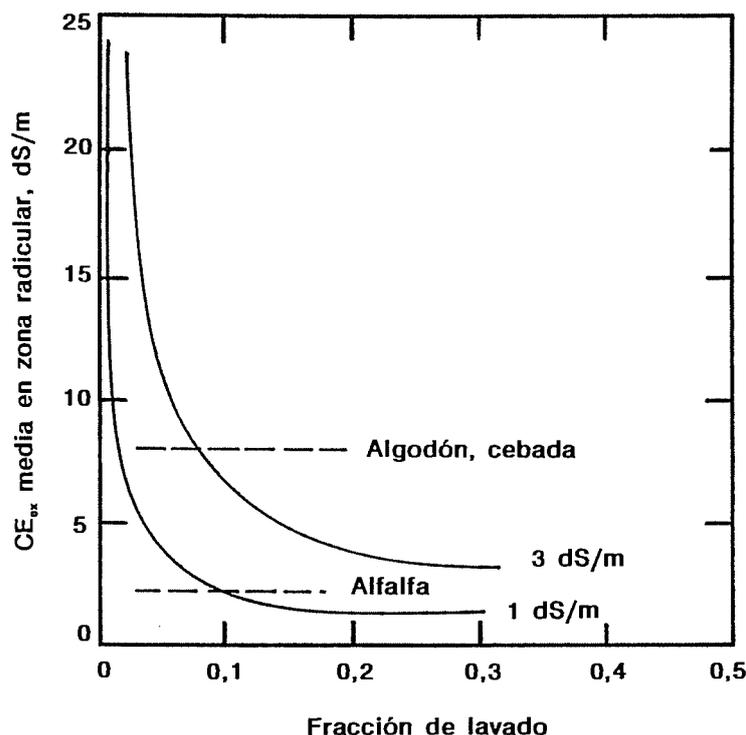


Figura 7.3 Relación entre la salinidad en la zona radicular,  $CE_{ex}$ , y la fracción de lavado, en función de la salinidad del agua de riego.

El riego por aspersión puede utilizarse durante el estadio de germinación de cultivos sensibles a la salinidad que se han plantado en suelos relativamente salinos, tal como ocurre con las lechugas en el Valle Central de California, ya que de este modo se consigue arrastrar uniformemente las sales presentes en la zona radicular. No obstante, el riego por aspersión durante los horas del día puede causar daños por salinidad (Maas y cols., 1982): las hojas mojadas con el agua de los aspersores absorben las sales directamente a través de su superficie, y los daños puede ser superiores a los que cabría esperar en función de la salinidad del suelo. Debe evitarse la utilización de riegos por aspersión frecuentes y con pequeños aportes de agua, a fin de evitar la acumulación de sales en las superficies de las hojas. Cuando las hojas de las plantas se riegan por aspersión, es necesario utilizar una cantidad de agua suficiente como para lavar el exceso de sales acumulado en las hojas. La solución más frecuente en estos casos es el riego por aspersión durante la noche.

El riego localizado provoca una distribución de la salinidad en forma de esfera alrededor del emisor. La zona del suelo con una salinidad máxima comienza en el borde de la zona mojada de la superficie y se extiende hacia

abajo alrededor del emisor. Durante una tormenta o durante la estación húmeda, el agua que se infiltra más allá de la zona húmeda del emisor puede arrastrar las sales hacia la zona radicular, siempre que ésta tenga una humedad menor que el suelo mojado por la lluvia. Cuanto más seca esté la zona radicular, mayores serán las posibilidades de que éstas sufran daños por la salinidad. Este problema puede mitigarse mediante el riego durante un determinado episodio de lluvia, o antes del inicio de la estación húmeda. Cuanto mayor sea el contenido de agua de la zona radicular menores serán los aportes de agua y sales hacia esta zona. En el condado de San Diego, la técnica recomendada es continuar el riego localizado del aguacate hasta que se hayan recogido al menos 50 mm de lluvia en un período de 2 semanas consecutivas.

## REGENERACIÓN DE SUELOS SALINOS CON AGUA RESIDUAL TRATADA

En ciertos casos, un agua residual con escasa salinidad puede utilizarse para regenerar un suelo salino. Con la expresión "regeneración de un suelo" suele designarse a todo un conjunto de técnicas de gestión de un terreno no cultivado destinadas a disminuir la salinidad del suelo mediante su lavado, hasta alcanzar niveles aceptables para su cultivo, o mediante la disminución de la sodicidad del suelo por incorporación de aditivos tales como azufre, ácido sulfúrico o yeso, conjuntamente con sesiones de lavado. Una conductividad eléctrica de un extracto de saturación que sobrepase los 3 dS/m es preocupante para los cultivos con tolerancia moderada a la salinidad; valores superiores a 10 dS/m indican la necesidad de regenerar el suelo para el cultivo de cualquier especie. La salinidad de la capa de 60 cm superiores de suelo es la que mayor preocupación despierta.

La regeneración de los 60 cm superiores de suelo se realiza normalmente mediante el riego previo. La utilización de 100 a 200 mm de agua antes de la siembra, junto con una sesión de riego similar inmediatamente después de la siembra, es frecuentemente suficiente. La regeneración mediante el riego previo puede efectuarse por inundación del suelo, por riego por aspersion o por riego localizado. Una salinidad superior a 10 dS/m puede necesitar mayores esfuerzos de regeneración de los que pueden conseguirse mediante el riego previo.

Los suelos salinos se regeneran normalmente por inundación continua, por inundación intermitente o por riego por aspersion. Cuando la técnica utilizada es la inundación, los terrenos deben nivelarse antes de iniciar las tareas de regeneración. Cuanto mayor sea la profundidad del agua embalsada, mayor será la profundidad de suelo regenerada. La regeneración mediante técnicas de inundación intermitente, o de riego por aspersion, utilizan entre un 20 y un 50% menos de agua que las de inundación continua. La Figura 7.4 muestra los resultados obtenidos durante la regeneración mediante inundación intermitente de suelos franco-arcillosos y franco-arenosos (Hoffman y Meyer, 1982). El siguiente ejemplo ilustra la utilización de la Figura 7.4.

En primer lugar se trata de determinar la cantidad de agua necesaria para disminuir la salinidad de los 60 cm superiores de suelo desde 10 dS/m hasta 2

dS/m; se desea que, una vez terminado el proceso de regeneración, la fracción residual de las sales existentes inicialmente sea de 0,2, tal como indica la línea de trazos que aparece en la Figura 7.4. La cantidad de agua necesaria por unidad de profundidad de suelo resulta ser 0,6, como indica la línea de trazos vertical. Teniendo en cuenta que la profundidad de suelo que se desea regenerar es de 60 cm, la cantidad de agua necesaria asciende a  $0,6 \times 60 = 36$  cm, equivalentes a 360 mm. Esta será, por lo tanto, la cantidad de agua que será necesario infiltrar en el suelo para alcanzar el grado de regeneración deseado. Es aconsejable verter el agua sobre el terreno a lo largo de 3 ó 4 sesiones de riego, dejando tiempo suficiente entre cada dos riegos sucesivos para que toda el agua embalsada se infiltre.

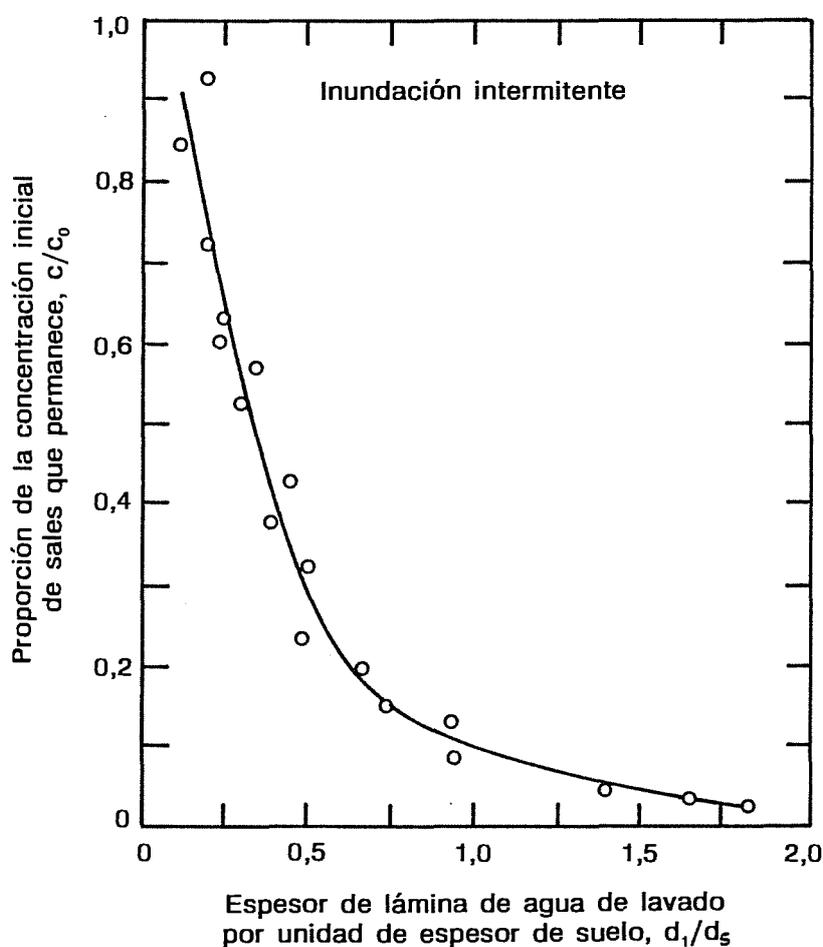


Figura 7.4 Espesor de lámina de agua de lavado ( $d_1$ ) por unidad de espesor de suelo ( $d_s$ ) necesaria para regenerar un suelo salino mediante su inundación intermitente con agua.

Aunque el riego localizado también puede utilizarse para la regeneración de un suelo, la zona regenerada quedará restringida a la zona mojada. La zona regenerada así obtenida tendrá forma de esfera, en la que el emisor ocupará el

centro superior de la copa. La mayor parte de las sales arrastradas quedarán depositadas en los bordes exteriores de la zona mojada. Por otra parte, las zonas secas situadas entre emisores quedarán sin regenerar.

## RIEGO CON AGUAS DE ALTO CONTENIDO DE SODIO Y BAJA SALINIDAD

Como se ha comentado anteriormente, el riego con un agua cuyo contenido de sodio sea relativamente alto y cuya concentración de sales sea escasa puede provocar el deterioro de las condiciones físicas del suelo. La franja que aparece en la Figura 7.5 representa el límite de separación generalmente aceptado para distinguir los suelos con condiciones físicas estables de aquellos con condiciones físicas inestables, tanto con respecto al agua de riego como al agua intersticial (Rhoades, 1982b). Las aguas cuya salinidad y tasa de adsorción de sodio, bien sea TAS o  $TAS_{aj}$ , queden situadas por encima de la franja de separación no deberían causar dispersión o hinchamiento de las arcillas. Las aguas situadas por debajo de dicha franja pueden crear problemas de permeabilidad. La Figura 7.5 es una representación gráfica de los criterios recogidos en la Tabla 3.4.

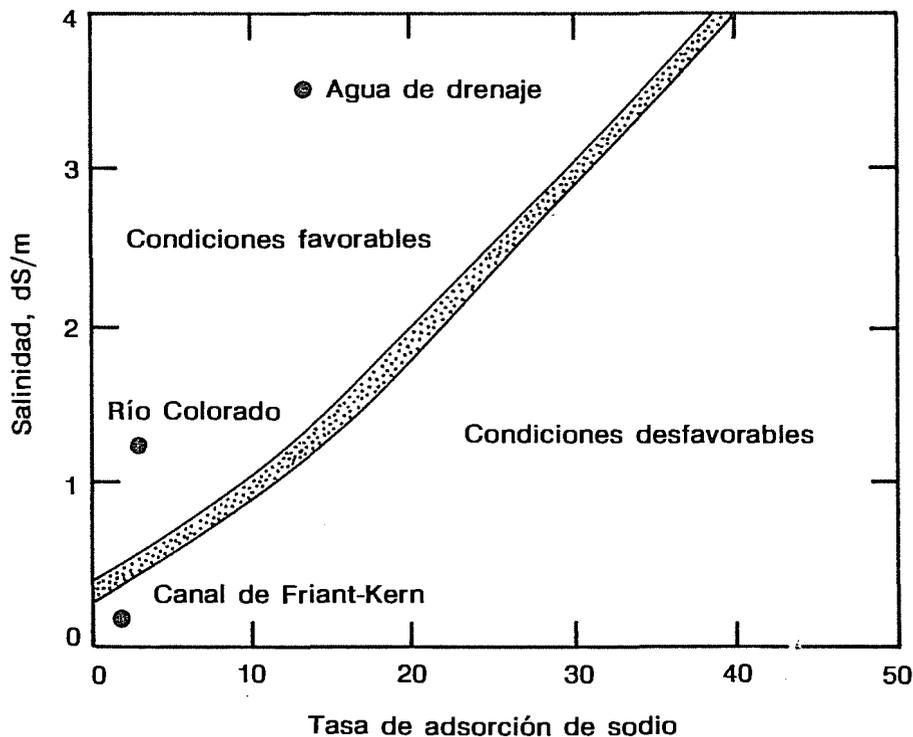


Figura 7.5 Valores de la salinidad y de la tasa de adsorción de sodio correspondientes a dos grandes categorías de permeabilidad del suelo: buena permeabilidad y mala permeabilidad. La gráfica puede utilizarse tanto para el agua de riego como para el extracto saturado de suelo.

Cuando la TAS, tanto en su forma normal como en la ajustada, o la salinidad del agua de riego se aproxime a la franja límite de la Figura 7.5, será necesario utilizar aditivos químicos para disminuir la formación de costras o aumentar la permeabilidad del suelo. La utilización de sulfato cálcico en forma de yeso, vertido sobre la superficie del suelo o añadido al agua de riego, aumenta la salinidad y disminuye el valor de la TAS del agua que se infiltra en el suelo. Ambas circunstancias mejoran la calidad del agua con respecto a sus efectos sobre la formación de costras y la permeabilidad del suelo. El aporte de ácido sulfúrico tiene también efectos similares, ya que reacciona con la caliza del suelo liberando el calcio que ésta contiene.

En relación con la permeabilidad del suelo por debajo de su superficie, el progresivo aumento de la salinidad debido al consumo de agua por el cultivo será suficiente para compensar los efectos desfavorables del sodio intercambiable. No obstante, si la TAS de la capa superior de suelo es superior a 10, las aguas de lluvia pueden producir disminuciones de la permeabilidad al rebajar la salinidad del suelo por debajo de 1 dS/m. Para aliviar los problemas de permeabilidad que pueden presentarse en estos casos, puede ser necesario utilizar aditivos químicos, tales como yeso, ácido sulfúrico y azufre, junto con un laboreo adecuado del terreno.

La regeneración de suelos sódicos (Hoffman y cols., 1980) requiere la sustitución del sodio intercambiable por calcio. El sodio ha de eliminarse mediante el lavado del suelo. Si un suelo natural no contiene suficientes cantidades de calcio o de yeso, puede añadirse en forma de sales solubles, o puede solubilizarse la caliza contenida en el suelo mediante la adición de ácido o de sustancias acidificantes. El aditivo más común es el yeso (sulfato cálcico), bien mezclado en el suelo o en el agua de riego. Los ácidos o sustancias acidificantes normalmente utilizados son el ácido sulfúrico, el sulfato de hierro, el sulfato de aluminio y el azufre.

La celeridad con la que puede efectuarse la regeneración de un suelo depende del tipo de aditivo utilizado. El ácido sulfúrico es el aditivo que más rápidamente permite regenerar un suelo, seguido por el yeso y el azufre. La concentración tan elevada de sales que provoca el uso de ácido sulfúrico hace que aumente la velocidad de percolación del agua a través del suelo (Prather, 1978). Hay que señalar, no obstante, que la manipulación del ácido requiere unos equipos especiales de seguridad. Por otra parte, para que la adición de azufre produzca la disolución de la caliza contenida en el suelo es imprescindible la oxidación microbiológica del azufre, proceso de cierta lentitud en suelos fríos.

La cantidad necesaria de yeso, o de cualquier otro aditivo químico, puede estimarse a partir de la cantidad de sodio intercambiable que ha de sustituirse por calcio. Se necesitan 2200 kg de yeso por hectárea de terreno para sustituir 1 meq/100 g de sodio intercambiable hasta una profundidad de 15 cm. La cantidad de agua necesaria para disolver 2200 kg de yeso oscila entre 300 y 1200 m<sup>3</sup>. La regeneración con yeso requiere normalmente una dosificación anual o semianual durante varios años, hasta conseguir que el suelo quede regenerado hasta una profundidad de 60 a 90 cm.

## RESUMEN

Una gestión satisfactoria del agua para el control de la salinidad y la sodicidad en las explotaciones de regadío, incluso en aquellas en las que se utiliza agua residual municipal, requiere tener en cuenta los siguientes factores:

1. Verificar que la permeabilidad del suelo y su drenaje son adecuados.
2. Determinar la salinidad y la sodicidad iniciales del suelo, procediendo a su regeneración si ello fuera necesario.
3. Determinar la composición química del agua de riego, evaluando los peligros potenciales que para el suelo y el cultivo pueden derivarse de su utilización.
4. Lavar el suelo para evitar la acumulación de sales. Por otra parte, el agua no debe malgastarse en lavados excesivos.
5. Las plantas sanas soportan mejor la salinidad. Para ello es esencial fertilizar y luchar contra las plagas de hierbas e insectos.
6. Los miembros de los Servicios Locales de Extensión Cooperativa o el Servicio de Conservación de Suelos son una excelente fuente de información para obtener detalles más concretos que no pueden incluirse en este Manual.

Hay que resaltar por último que las opciones disponibles para la gestión de un agua disminuyen a medida que aumentan la salinidad, la sodicidad o la concentración de elementos tóxicos. Simultáneamente, estas circunstancias hacen aumentar las exigencias de lavado del suelo y de drenaje del mismo.

## REFERENCIAS

- Bernstein, L. (1974). Crop growth and salinity. Páginas 39-54 del libro editado por Jan van Schilfgaarde *Drainage for Agriculture*. Agronomy No. 17: American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- Francois, L.E. (1981). Alfalfa management under saline conditions with zero leaching. *Journal of Agronomy*, 73:1042-1046.
- Hoffman, G.J., R.S. Ayers, E.J. Döring y B.L. McNeal (1980). Salinity in irrigated agriculture. Páginas 145-185 en el libro editado por M.E. Jensen *Design and Operation of Farm Irrigation Systems*. American Society of Agricultural Engineers, Monograph No. 3, St. Joseph, Michigan.
- Hoffman, G.J. y M.Th. van Genuchten (1983). Soil properties and efficient water use; water management for salinity control. Páginas 73-85 en el libro editado por H.M. Taylor, W. Jordon y T. Sinclair *Limitations to Efficient Water Use in Crop Production*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.

- Hoffman, G.J., E.V. Maas y S.L. Rowlands (1975). Salinity-ozone interactive effects on alfalfa yields and water relations. *Journal of Environmental Quality*, 4:326-331.
- Hoffman, G.J. y J.L. Meyer (1982). Reclamation of salt affected soils in California. *Proceedings of the International Symposium on Remote Sensing of Arid and Semi-arid Lands*, El Cairo, Egipto.
- Ingvalson, R.D., J.D. Rhoades y A.L. Page (1976). Correlation of alfalfa yield with various indices of salinity. *Soil Science*, 122:145-153.
- Maas, E.V. (1984). Salt tolerance of plants. En el libro editado por B.R. Christie *Handbook of Plant Sciences*. CRC Press Inc., Cleveland, Ohio.
- Maas, E.V., S.R. Gratten y G. Ogata (1982). Foliar salt accumulation and injury in crops sprinkled with saline water. *Irrigation Science*, 3:157-158.
- Maas, E.V. y G.J. Hoffman (1977). Crop salt tolerance: current assessment. *Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE* 103(IR2):115-132.
- Prather, R.J., J.O. Goertzen, J.D. Rhoades y H. Frenkel (1978). Efficient amendment use in sodic soil reclamation. *Journal of the Soil Science Society of America*, 42:782-786.
- Rhoades, J.D. (1979). Salinity management and monitoring. *Proceedings of the 12th Biennial Conference on Groundwater*. Report No. 45, pág:73-87. California Water Resources Center, Sacramento, California.
- Rhoades, J.D. (1982a). Soluble salts. Páginas 167-179 en el libro editado por A.L. Page, R.H. Miller y D.R. Keeny *Methods of Soil Analysis (Part II)*. Agronomy No. 9, 2ª edición, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- Rhoades, J.D. (1982b). Reclamation and management of salt-affected soils after drainage. *Soil and Water Management Seminar*, Lithbridge, Alberta, Canada.
- Suarez, D.L. (1981). Relationship between pHc and SAR and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage water. *Journal of the Soil Science Society of America*, 45: 469-475.

# CAPÍTULO 8

---

## DISEÑO DEL SISTEMA DE RIEGO

R. G. Smith, J. L. Meyer, G. L. Dickey y B. R. Hanson

### INTRODUCCIÓN

La metodología de diseño de un sistema de riego que se describe en este capítulo se ha dividido en tres grandes fases. Las dos primeras se analizan con gran detalle, ya que comprenden decisiones de proyecto que son específicas del riego con agua residual regenerada. La tercera fase, dedicada al diseño concreto de los componentes del sistema de distribución del agua y de drenaje, puede realizarse de acuerdo con los métodos convencionales de diseño de un sistema de riego. La Figura 8.1 muestra un diagrama de flujo del proceso de diseño, en el que se indican los elementos principales de un sistema de riego así como la relación entre estos elementos y otros capítulos de este Manual.

Uno de los objetivos principales del sistema de riego con agua residual regenerada que se trata de proyectar es producir un cultivo comercializable. La metodología a seguir en la Fase 1 del diseño depende de la relación entre la cantidad de agua realmente utilizada para regar y la cantidad de agua que el cultivo necesita. Desde el punto de vista del diseño, los sistemas de riego se clasifican en dos grandes tipos, Tipo 1 y Tipo 2, atendiendo a las siguientes definiciones:

- Tipo 1. Sistemas diseñados para proporcionar la cantidad estricta de agua que el cultivo necesita, y en la que se incluye tanto el agua consumida por el propio cultivo como el agua necesaria para compensar la eficiencia de aplicación del sistema de distribución.
- Tipo 2. Sistemas diseñados para proporcionar una cantidad de agua superior a la cantidad total exigida por el cultivo.

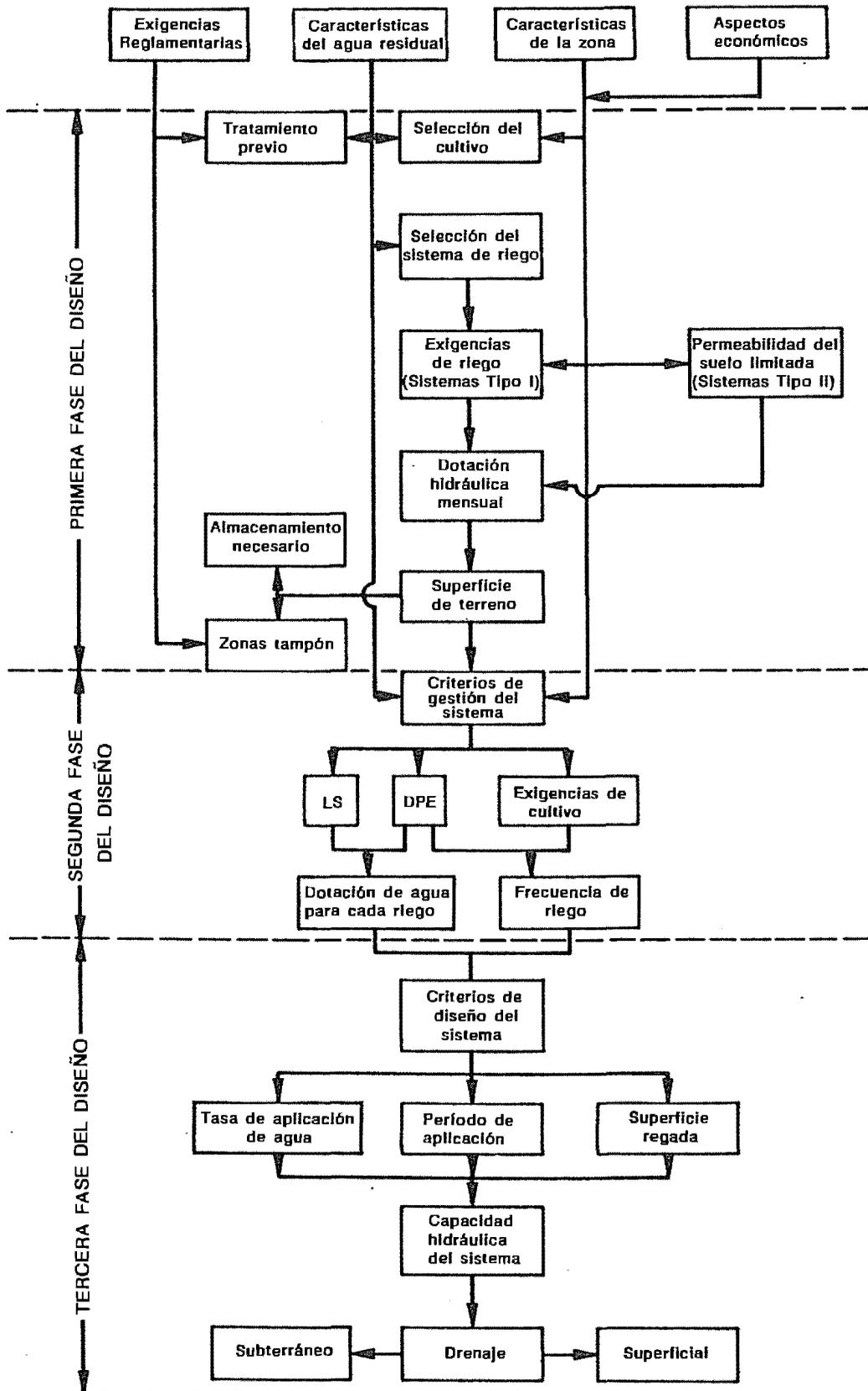


Figura 8.1 Metodología de diseño de un sistema de riego.

En los sistemas de Tipo 1, la superficie de terreno no es un factor limitante y se dispone de área suficiente para distribuir el agua residual con una intensidad similar a las utilizadas en riego agrícola. En circunstancias normales, es frecuente que la entidad responsable de la gestión del agua residual sea la propietaria de los terrenos o los alquile a sus propietarios, o bien que la entidad venda el agua residual a los agricultores de la zona a través de un contrato establecido con ellos. En los sistemas de Tipo 2, la superficie de terreno disponible constituye un factor limitante, de modo que la intensidad de riego es superior a la normalmente utilizada en riego agrícola, a fin de poder verter toda el agua residual regenerada disponible. Esta limitación de la superficie de terreno puede ser debida simplemente a que no existan terrenos en venta dentro de un radio de acción razonable de la fuente de agua residual regenerada y que, por lo tanto, la entidad responsable de la gestión de las aguas residuales no puede adquirir, o bien a que el coste de los terrenos disponibles sea tan elevado que resulte económicamente más ventajoso minimizar la superficie de terreno utilizada para regar con agua residual regenerada.

## **PRIMERA FASE DEL DISEÑO: SUPERFICIE DE TERRENO Y CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO NECESARIAS**

El objetivo de la primera fase del diseño es definir la superficie total de terreno y el volumen de almacenamiento de agua necesarios para la explotación del sistema de riego. Los aspectos metodológicos de esta primera fase del diseño se describen individualmente a continuación.

### **Sistemas de Tipo 1**

Como indica la Figura 8.1, las fases intermedias de que consta el proceso de determinación de la superficie de terreno y del volumen de almacenamiento necesarios son las siguientes:

1. Selección del cultivo.
2. Selección del sistema de distribución de agua.
3. Determinación de las necesidades de agua.
4. Determinación de la superficie de terreno necesaria.
5. Determinación del volumen de almacenamiento necesario.

#### **Selección del cultivo**

La selección del cultivo es el primer paso del proceso de diseño, ya que la mayor parte de las demás decisiones, tales como el tratamiento previo del agua antes de su distribución, el sistema de distribución y las dotaciones de

riego, dependen del tipo de cultivo elegido. El proceso de selección de cultivos se describe en el Capítulo 6.

### **Selección del sistema de riego**

La selección del tipo de sistema de distribución de agua ha de hacerse en esta etapa del proceso de diseño, ya que para determinar posteriormente la cantidad total de agua necesaria es esencial conocer previamente la eficiencia de aplicación del sistema de distribución adoptado.

Entre los factores a tener en cuenta para la selección del sistema de distribución de agua cabe destacar los siguientes:

1. Las características de la zona que se desea regar, tales como la topografía, la permeabilidad del suelo, la capacidad del suelo para almacenar agua y la profundidad del suelo.
2. Las especies vegetales que se desea cultivar.
3. El nivel de gestión y la cantidad de mano de obra especializada necesarios.
4. Los costes de adquisición y de explotación del sistema de riego.
5. La cantidad de agua necesaria y la calidad exigida para la misma.

Los sistemas de riego pueden clasificarse en tres grandes grupos: 1) sistemas de riego por aspersión, 2) sistemas de riego superficial y 3) sistemas de riego localizado. Hay que indicar, no obstante, que no es frecuente utilizar los sistemas de riego localizado con aguas residuales regeneradas, ya que la turbiedad del agua de riego ha de ser muy baja en todo momento si se quiere evitar la obstrucción de los emisores. La Tabla 8.1 indica diversos tipos de sistemas de riego por aspersión y de superficie comúnmente utilizados, junto con las características más destacadas de cada uno de ellos y las condiciones más adecuadas para su uso.

En la Tabla 8.1 no aparecen los costes de los diferentes sistemas ya que éstos pueden variar considerablemente dependiendo de la localización geográfica y de las características del terreno de riego. No obstante, el análisis comparativo de las diferentes alternativas deberá basarse en valores aproximados de los costes locales de los equipos de riego, de la mano de obra, de la energía eléctrica y de los trabajos de construcción. En general, los sistemas mecanizados o automatizados, tales como los de riego por aspersión fijos o de pivote central, tienen unos costes de adquisición relativamente altos y unos costes de explotación relativamente bajos, en comparación con los sistemas de riego por aspersión desplazables manualmente o los sistemas de riego superficial. Hay que señalar, no obstante, que los sistemas de riego superficial también pueden automatizarse.

Tabla 8.1 Tipos de sistemas de distribución de agua de riego y condiciones para su utilización (Continúa en la página siguiente).

Sistema de riego	Idoneidad y condiciones de utilización				
	Cultivos	Topografía	Suelo (a)	Agua	Eficacia de aplicación, %
<b>1. Sistemas de riego por aspersión</b>					
Portátil	Árboles frutales, forrajes, cereales, alfalfa, viñedos, hortalizas y cultivos de crecimiento lento	Desnivel máximo de un 20%	VI mínima de 2,5 mm/hora CRA: 75 mm	Cantidad: ninguna Calidad : una elevada MDT puede causar quemaduras en las hojas	70-80
Sobre ruedas, desplazamiento lateral	Cualquier cultivo de menos de 90 cm de alto	Desnivel máximo de un 15%	VI mínima de 2,5 mm/hora CRA: 75 mm	Cantidad: ninguna Calidad : igual que en el caso anterior	70-80
Fijo	Sin restricción	Sin restricción	VI mínima de 1,2 mm/hora	Cantidad: ninguna Calidad : igual que en el caso anterior	70-80
Pivote central o de desplazamiento lateral automático	Cualquier cultivo a excepción de árboles	Desnivel máximo de un 15%	VI mínima de 7,5 mm/hora CRA: 50 mm	Cantidad: requiere grandes caudales Calidad : igual que en el caso anterior	70-80
Cañón de riego	Forrajes, cereales, alfalfa, cultivos y hortalizas	Desnivel máximo de un 15%	VI mínima de 7,5 mm/hora CRA: 50 mm	Cantidad: 0,4 a 4 m <sup>3</sup> /min.unidad Calidad: igual que en el caso anterior	70-80
<b>2. Sistemas de riego superficial</b>					
Amelgas inclinadas de hasta 4,5 m de ancho	Forrajes, cereales, alfalfa, viñedos	Desnivel máximo de un 7%. Desnivel transversal del 0,2%	VI mínima de 7,5 mm/hora VI máxima de 150 mm/hora	Cantidad: requiere caudales moderados	65-85
Amelgas inclinadas de hasta 30 m de ancho	Forrajes, cereales, alfalfa, viñedos	Desnivel máximo entre 0,5 y 1,0% Desnivel transversal del 0,2%	VI mínima de 7,5 mm/hora VI máxima de 150 mm/hora Profundidad: suficiente para el desnivel exigido	Cantidad: requiere grandes caudales	65-85
Riego por canteros (a nivel)	Cereales, cultivos en hilera, arroz, árboles frutales	Desnivel máximo: nivelado Desnivel transversal del 0,2%	VI mínima de 2,5 mm/hora VI máxima de 150 mm/hora Profundidad: suficiente para el desnivel exigido	Cantidad: requiere caudales moderados	75-90
Surcos	Hortalizas, cultivos en hilera, árboles frutales, viñedos	Desnivel máximo de un 3% Desnivel transversal del 10% (problemas de erosión)	VI mínima de 2,5 mm/hora VI máxima : sin restricción, siempre que la longitud del surco sea ajustada a la entrada Profundidad: suficiente para el desnivel exigido	Cantidad: requiere caudales moderados	70-85

Tabla 8.1 (Continuación) Tipos de sistemas de distribución de agua de riego y condiciones para su utilización.

Sistema de riego	Idoneidad y condiciones de utilización				
	Cultivos	Topografía	Suelo (a)	Agua	Eficacia de aplicación, %
<b>3. Sistemas de riego superficial</b>					
Surcos curvos en desnivel (graded contour furrows)	Hortalizas, cultivos en hilera, árboles frutales, viñedos	Desnivel máximo de un 8% en ondulación Desnivel transversal del 10% (problemas de erosión)	VI mínima de 2,5 mm/hora VI máxima: sin restricción, siempre que la longitud del surco sea ajustada a la entrada Es necesario que los suelos no formen costras	Cantidad: requiere caudales moderados	70-85
<b>4. Sistemas de riego localizado</b>					
Riego localizado	árboles frutales, viñedos, hortalizas, plantas de vivero	Sin restricción	VI mínima de 0,5 mm/hora	Cantidad: sin restricción	70-85

VI = velocidad de infiltración;

CRA = capacidad de retención de agua.

La Tabla 8.2 resume las ventajas e inconvenientes de los sistemas de riego por aspersión con respecto a los sistemas de riego superficial. Las características físicas de los diferentes sistemas de riego aparecen descritas en diversos trabajos (USEPA, 1981; Jensen, 1980).

### Volumen neto de agua de riego necesaria

El volumen neto de agua de riego necesaria para un cultivo (VN), durante un período de tiempo determinado, se define como la lámina de agua necesaria para satisfacer las pérdidas por evapotranspiración (ET) del cultivo cuando éste alcanza su máxima capacidad productiva, mas el volumen de agua necesario para procesos agrícolas como el lavado del suelo, la germinación de las semillas, el control del clima, la protección contra las heladas y la aplicación de fertilizantes o productos químicos. Si sólo se tienen en cuenta las necesidades de agua para satisfacer la ET y el lavado del suelo (LS), el volumen neto de agua necesario durante un período de tiempo concreto viene definido por la siguiente ecuación:

$$VN = (ET - P) \left( 1 + \frac{LS}{100} \right) \quad [8-1]$$

donde:

VN = volumen neto de agua, en mm.

ET = evapotranspiración, en mm.

P = precipitación, en mm.

LS = agua necesaria para el lavado del suelo, en %.

Tabla 8.2 Ventajas e inconvenientes de los sistemas de riego por aspersión en comparación con los sistemas de riego superficial.

Ventajas	Inconvenientes
1. Puede utilizarse en suelos porosos y de calidad variable.	1. El coste inicial puede ser elevado.
2. Puede utilizarse en suelos de escaso espesor.	2. Los costes energéticos pueden ser mayores que para los sistemas de riego superficial.
3. Puede utilizarse en terrenos ondulados.	3. Los mayores niveles de humedad pueden aumentar los riesgos de enfermedad para algunos cultivos.
4. Puede utilizarse en suelos fácilmente erosionables.	4. El riego por aspersión de aguas muy salinas puede causar quemaduras en las hojas.
5. Puede utilizarse con pequeños caudales de agua.	5. Las gotitas de agua pueden causar daños en las flores de los frutales, o deteriorar la calidad de algunos frutales o productos hortícolas.
6. Puede utilizarse en presencia de un nivel freático elevado.	6. Los sistemas portátiles o móviles pueden quedar atascados en algunos suelos arcillosos.
7. Puede utilizarse para riegos frecuentes y de baja intensidad.	7. Los sistemas de riego por aspersión requieren un grado de tratamiento previo del agua superior al de los sistemas de riego superficial, a fin de evitar problemas de obstrucción durante la explotación.
8. El control y la medición del agua utilizada son más sencillos.	8. La distribución del agua está sometida a la distorsión del viento.
9. El control y el vertido de las aguas de infiltración que se requieren son mínimos.	9. El arrastre de aerosoles por el viento aumenta las posibilidades de contacto del agua residual con el público.

Durante la primera fase del diseño, basta con calcular el valor mensual de VN con objeto de poder utilizarlo en el cálculo del volumen de almacenamiento. Los valores de la expresión (ET - P) utilizados en este capítulo tienen un nivel de probabilidad del 90% de ser excedidos, es decir, cabe esperar que ese valor

sea sobrepasado en un 90% de los casos. La adopción de este valor resulta en una estimación conservadora de la superficie de terreno necesaria, tal como se analiza en el apartado dedicado al estudio del terreno necesario para regar.

### **Volumen total de agua de riego**

Si se tiene en cuenta que los sistemas de riego no distribuyen el agua de forma uniforme sobre el terreno y que una parte de ésta se pierde durante su aplicación sobre los cultivos, se comprende la necesidad de disponer de un volumen de agua superior al estrictamente necesario para satisfacer las necesidades del cultivo y así poder asegurar que toda la zona regada recibe el volumen neto de agua que necesita. La lámina de agua necesaria, denominada volumen total de agua, puede obtenerse mediante la siguiente expresión:

$$VT = \frac{VN}{(E_u / 100)} \quad [8-2]$$

donde:

VT = volumen total de agua necesario, en mm.

VN = volumen neto de agua necesario, en mm.

$E_u$  = eficiencia de aplicación unitaria del sistema de distribución, en % .

La Tabla 8.1 indica los intervalos de la eficiencia de aplicación unitaria que pueden alcanzarse en la práctica con los diferentes sistemas de riego. La selección del valor de  $E_u$  necesario para efectuar los cálculos de diseño ha de realizarse teniendo en cuenta, entre otros factores, las características de la zona de riego. Las mayores eficiencias de aplicación de los sistemas de riego por aspersión pueden alcanzarse en zonas con climas fríos, humedades relativas altas y velocidades medias del viento reducidas, mientras que las eficiencias de aplicación mínimas de este tipo de sistema de riego se alcanzarán en zona de clima cálido, humedades relativas bajas y velocidades medias del viento elevadas. Por otra parte, la máxima eficiencia de aplicación de los sistemas de riego superficial se obtendrá cuando la permeabilidad del suelo sea uniforme en toda la longitud del surco, mientras que la mínima eficiencia de aplicación de este tipo de sistema de riego se registrará cuando la permeabilidad del suelo varíe a lo largo del surco.

Además de las pérdidas de agua registradas durante el riego, también puede producirse una cierta pérdida de agua durante su aducción desde el embalse de regulación hasta el sistema de distribución. Es necesario, por lo tanto, estimar las pérdidas por infiltración que pueden llegar a producirse en los canales de aducción, con objeto de obtener un valor de diseño del coeficiente de eficiencia del sistema de aducción con el que poder calcular a su vez la capacidad hidráulica del sistema de distribución de agua.

### Dotación hidráulica

La dotación hidráulica de un sistema de riego es el volumen de agua residual distribuida por unidad de superficie de terreno y por unidad de tiempo. Como se ha mencionado anteriormente, en la primera fase de diseño se utilizan valores mensuales de los diferentes parámetros. En los sistemas de Tipo 1, la dotación de riego mensual coincide con el volumen total de agua necesaria mensualmente y se le designa con el símbolo  $DR_1$ . Las Tablas 8.3 y 8.4 ilustran el proceso seguido para determinar las dotaciones de riego mensuales de un sistema de riego de Tipo 1 situado en el Valle Central de California y dedicado al cultivo doble de maíz y veza-avena, en el primer caso, y al cultivo de una pradera permanente, en el segundo caso.

Tabla 8.3 Ejemplo ilustrativo del cálculo de la dotación de riego media mensual para un sistema de Tipo 1 con un cultivo doble de maíz y de veza-avena.

[1] Mes	[2] $(ET - P)_{90}$ (a)	[3] $1 + \frac{LS}{100}$ (b)	[4] $\frac{100}{E_u}$ (c)	[5]=[2]x[3]x[4] Dotación de riego $DR_1$ , mm
Enero	- 94	---	---	---
Febrero	- 66	---	---	---
Marzo	- 46	---	---	---
Abril	34	1,1	1,25	47
Mayo	26	1,1	1,25	36
Junio	120	1,1	1,25	165
Julio	217	1,1	1,25	298
Agosto	170	1,1	1,25	234
Septiembre	52	1,1	1,25	72
Octubre	27	1,1	1,25	37
Noviembre	- 53	---	---	---
Diciembre	- 76	---	---	---
Total	311			889

- a) Valor que se sobrepasa en un 90% de los casos, correspondiente a la ciudad de Davis, California. Para más información puede consultarse el Capítulo 5.  
 b) Un 10% del agua de riego se dedica al lavado del suelo.  
 c) Se ha supuesto una eficiencia de aplicación unitaria del 80%.

### Aportación máxima de nitrógeno

Cuando el agua de percolación de un sistema de riego con agua residual regenerada pueda llegar a incorporarse a un acuífero que se utiliza como fuente de abastecimiento de agua potable, el sistema de riego ha de diseñarse de modo que la concentración media de nitrógeno en el agua de percolación no exceda de 10 mg/l N anualmente. La hipótesis comúnmente adoptada en estos casos es

suponer que todo el nitrógeno del agua residual se convertirá en nitrato. La metodología seguida para estimar la dotación de riego que permitirá satisfacer esta concentración máxima de nitrógeno en el agua de percolación es la contenida en el Manual para el Diseño de Procesos de Tratamiento de Agua Residual en el Terreno (USEPA, 1981).

Tabla 8.4 Ejemplo ilustrativo del cálculo de la dotación de riego media mensual para un sistema de Tipo 1 en una pradera permanente.

[1] Mes	[2] (ET - P) <sub>90</sub> (a)	[3] 1 + $\frac{LS}{100}$ (b)	[4] $\frac{100}{E_u}$ (c)	[5]=[2]x[3]x[4] Dotación de riego DR <sub>1</sub> , mm
Enero	- 102	---	---	---
Febrero	- 73	---	---	---
Marzo	- 51	---	---	---
Abril	53	1,0	1,25	66
Mayo	139	1,0	1,25	174
Junio	174	1,0	1,25	218
Julio	189	1,0	1,25	236
Agosto	160	1,0	1,25	200
Septiembre	122	1,0	1,25	153
Octubre	43	1,0	1,25	54
Noviembre	- 53	---	---	---
Diciembre	- 84	---	---	---
Total	517			1 101

- a) Valor que se sobrepasa en un 90% de los casos, correspondiente a la ciudad de Davis, California. Se ha supuesto que el valor de ET para una pradera es igual a la evapotranspiración potencial ET<sub>o</sub>. Para más información puede consultarse el Capítulo 5.
- b) No se dedica ningún agua de riego para el lavado del suelo, es decir, LS = 0.
- c) Se ha supuesto una eficiencia de aplicación unitaria del 80%.

El proceso de cálculo seguido es el siguiente:

- Determinar la dotación de riego anual permisible, a partir de las correspondientes concentraciones máximas de nitrógeno, mediante la siguiente expresión:

$$DR_N = \frac{C_p \times (P - ET) + 100 \times A_N}{(1 - f) \times C_N - C_p} \quad [8-3]$$

donde:

- $DR_N$  = dotación de riego anual permisible, basada en las concentraciones máximas de nitrógeno correspondientes, en mm/año.
- $C_p$  = concentración máxima permisible de nitrato en el agua de percolación, en mg/l N. El valor recomendado es 10 mg/l N.
- $(P - ET)$  = diferencia entre la precipitación registrada durante un año normal y la evapotranspiración del cultivo, en mm/año.
- $A_N$  = tasa de asimilación de nitrógeno, en kg/ha.año.
- $C_N$  = concentración de nitrógeno en el agua residual utilizada para regar, en mg/l N. Esta concentración debe ser la que tiene el agua después de cualquier tratamiento a que se haya sometido con anterioridad a su entrada en el sistema de distribución de la zona de riego.
- $f$  = fracción del nitrógeno presente en el agua de riego que es eliminada por desnitrificación y volatilización. El valor de diseño recomendado es de 0,20.
2. Comparar el valor de  $DR_N$  con la suma anual de  $DR_1$  calculada previamente en las Tablas 8.3 y 8.4. Si el valor de  $DR_N$  es igual o superior al valor anual de  $DR_1$ , el valor utilizado en el diseño será  $DR_1$ . Si el valor de  $DR_N$  es inferior al valor anual de  $DR_1$ , el proyectista dispone de tres opciones para aumentar suficientemente el valor de  $DR_N$  y así poder satisfacer el volumen total de agua de riego necesaria  $DR_1$ :
- Reducir la concentración de nitrógeno del agua de riego, mediante la utilización de un proceso de tratamiento previo a la distribución del agua sobre el terreno. Para más información sobre estos aspectos puede consultarse el Capítulo 2.
  - Seleccionar un cultivo diferente cuya tasa de asimilación de nitrógeno sea superior, o utilizar una combinación de dos cultivos a lo largo del año.
  - Demostrar, mediante la utilización de un modelo, que la intensidad de los procesos de mezcla y dilución del agua de percolación con las aguas subterráneas actuales será suficiente como para permitir el uso de mayores concentraciones de nitrógeno en el agua de percolación ( $C_p$ ) utilizada en la Ecuación 8-3.

El Ejemplo 8.1 ilustra la aplicación de este método de cálculo, para un sistema de riego de Tipo 1 y en un cultivo como el considerado en la Tabla 8.4.

## Ejemplo 8.1 Determinación del aporte máximo de nitrógeno.

Datos de partida:

1. La concentración de nitrógeno en el agua residual regenerada es de  $C_N = 25$  mg/l N.
2. La tasa de asimilación de nitrógeno por el cultivo,  $A_N$ , es de 300 kg/ha.año.
3. La concentración de nitrato permisible en el agua de percolación es de  $C_p = 10$  mg/l N.
4. La diferencia entre la precipitación registrada y la evapotranspiración del cultivo,  $(P - ET)$  en mm/año, es la correspondiente a un año medio.
5. La fracción del nitrógeno presente en el agua de riego que es eliminada por desnitrificación y volatilización asciende a  $f = 0,20$ .

Proceso de cálculo:

1. Se calcula la dotación de riego anual permisible a partir de las concentraciones máximas permitidas de nitrógeno, utilizando la Ecuación 8-3:

$$DR_N = \frac{C_p \times (P - ET) + 100 \times A_N}{(1 - f) \times C_N - C_p}$$

$$DR_N = \frac{10 \times (- 876) + 100 \times 303}{(1 - 0,2) \times 25 - 10}$$

$$DR_N = 2\ 154 \text{ mm/año}$$

2. Se compara el valor obtenido de  $DR_N$  con el valor anual de  $DR_1$ , obtenido en la Tabla 8.4:

$$DR_N = 2\ 154 \text{ mm/año} \quad \text{es mayor que} \quad DR_1 = 1\ 101 \text{ mm/año}$$

por lo tanto, el valor que deberá utilizarse en el proyecto será el correspondiente a  $DR_1$ .

### Superficie de terreno necesaria

La superficie de cultivo regada con agua residual regenerada se denomina superficie de terreno o superficie de campo. La superficie de terreno necesaria se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$A = \frac{Q \times (365 \text{ días/año}) + \delta V_a}{10 \times DR} \quad [8-4]$$

donde:

A = superficie de terreno, en hectáreas.

Q = caudal medio diario de agua residual (sobre un período de un año), en m<sup>3</sup>/día.

$\delta V_a$  = aumento o disminución neta del volumen de agua almacenada producido por la precipitación, la evaporación y la infiltración registradas en el embalse regulador, en m<sup>3</sup>/año.

DR = dotación de riego anual de proyecto, en mm/año.

En un primer paso, la superficie de terreno debe estimarse sin tener en cuenta el aumento o disminución del volumen de agua producidos en el embalse regulador. Una vez determinada la superficie del embalse regulador, el valor de  $\delta V_a$  puede calcularse a partir de los valores correspondientes de la precipitación y la evaporación. El valor de  $\delta V_a$  así obtenido permite calcular, en una segunda iteración, un valor corregido de la superficie de terreno. Como se ha comentado en apartados anteriores, la utilización de un valor de (ET - P) que será sobrepasado en un 90% de los casos hace que el cálculo del volumen de agua riego necesaria proporcione un valor de la superficie de terreno mayor que la que se obtendría utilizando un valor de (ET - P) representativo de un año medio.

Esto significa que, en años en que el valor real de (ET - P) sobrepase el valor (ET - P)<sub>90</sub> adoptado, no se dispondrá de agua residual regenerada suficiente para satisfacer las necesidades totales del cultivo en toda la superficie de terreno regada. En esos casos, el regante puede optar por aumentar el volumen de agua residual regenerada mediante aportaciones de otras fuentes de agua de riego, o por llevar a cabo el riego de toda o parte de la superficie de terreno cultivado utilizando cantidades de agua inferiores a las que necesitan las plantas. Esta forma de explotación del sistema de riego, denominada de riego deficitario, ha sido analizada por Jensen (1980).

### Sistemas de Tipo 2

El diseño de un sistema de riego de Tipo 2 consta de las siguientes fases:

1. Selección del cultivo.

2. Selección del sistema de distribución.
3. Determinación de la velocidad de percolación permisible.
4. Determinación de la dotación de riego mensual máxima permisible.
5. Determinación de la superficie de terreno.
6. Determinación del volumen de almacenamiento necesario.

### Selección del cultivo

Los cultivos que mejor se adaptan a los sistemas de Tipo 2 son los caracterizados por una gran capacidad de asimilación de nitrógeno, un gran consumo de agua por evapotranspiración, una gran tolerancia a los suelos húmedos, una escasa sensibilidad a los componentes del agua residual y unas mínimas exigencias de explotación. Entre los cultivos que poseen todas o gran parte de esas características pueden señalarse determinadas hierbas de forraje perennes, hierbas de césped y algunas especies arbóreas. Entre los forrajes cuyo cultivo es más satisfactorio pueden mencionarse el alpiste (*Phalaris arundinacea*), la festuca, el raygrás inglés (*Lolium perenne*), el raygrás italiano, el dactilo (*Dactylis glomerata*) y la grama (*Cynodon dactylon*). El alpiste y la festuca tienen una tolerancia muy grande a la humedad. Las especies cultivadas en praderas permanentes rotatorias tienen la ventaja de no exigir una interrupción del riego, siempre que la rotación de los animales se coordine con el programa de riego. Las plantaciones de árboles más frecuentemente utilizadas con los sistemas de Tipo 2 son las plantaciones mixtas de árboles de hojas caducas y de pinos. El Capítulo 6 contiene un análisis más completo de los criterios utilizados en la selección de cultivos.

### Selección del sistema de riego

Los criterios utilizados para la selección del sistema de distribución de agua de riego en los sistemas de Tipo 2 son básicamente los mismos que los indicados para los sistemas de Tipo 1. No obstante, en los sistemas de Tipo 2, la eficiencia de aplicación unitaria del sistema de distribución no constituye un factor de especial importancia, ya que la cantidad de agua riego utilizada es superior al consumo total de agua por parte del cultivo.

### Velocidad de percolación admisible

Una vez que el volumen de agua de riego ha sobrepasado la capacidad de absorción de agua de un suelo, el exceso de agua añadida percolará por debajo de la zona radicular, hasta incorporarse al acuífero subterráneo o al sistema de drenaje. Este agua de percolación se denomina agua de percolación profunda. En algunos sistemas de riego de Tipo 1 puede ser necesario provocar este tipo de percolación profunda, a fin de producir un lavado de las sales existentes en la zona radicular, tal como se analiza en el Capítulo 7.

No obstante, en los sistemas de riego de Tipo 2, la utilización de una cantidad de agua de percolación profunda superior a la necesaria para efectuar el lavado del suelo no tiene ningún objetivo, a no ser el del tratamiento y el vertido del agua residual regenerada. En cualquier caso, la cantidad de agua de percolación profunda que puede utilizarse tiene siempre un máximo permisible, que viene definido por la necesidad de obtener un cultivo comercializable sin que por ello se produzcan problemas de explotación o condiciones molestas, ni se deterioren los aprovechamientos de aguas subterráneas.

El valor de la velocidad de percolación admisible utilizado en el proyecto se obtiene a partir de la permeabilidad saturada de la capa menos permeable de los 2,4 m superiores del suelo. En general, los sistemas de Tipo 2 no deben utilizarse en zonas en que la permeabilidad límite sea inferior a 5 mm/hora. Aunque estos sistemas de riego pueden utilizarse en zonas con permeabilidades inferiores, su adopción en esos casos hace necesaria una explotación cuidadosa que evite la creación de molestias tales como las producidas por aguas estancadas, por infiltraciones y por mosquitos.

La metodología utilizada para determinar la velocidad de percolación permisible es una modificación de la contenida en el Manual de Diseño de Procesos de la USEPA (1981), y consta de las siguientes partes:

1. Determinar mediante ensayos de campo la permeabilidad mínima del perfil del suelo saturado, utilizando agua limpia. Si la permeabilidad mínima en distintos puntos del terreno es diferente, el valor adoptado será una media ponderada en función de los tipos de suelos que se describen en el Capítulo 4.
2. Establecer una velocidad de percolación máxima diaria aproximada entre el 4 y el 6% de la permeabilidad mínima del perfil del suelo. Este porcentaje puede alcanzar valores de hasta el 10% en suelos cuya permeabilidad sea superior a 50 mm/hora. Por otra parte, cuando la permeabilidad límite sea inferior a 15 mm/hora, o cuando ésta no se conozca con precisión, será necesario adoptar valores de ese porcentaje en el tramo inferior del intervalo. La velocidad de percolación diaria se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$VP_d = (\text{permeabilidad, mm/hora}) \times (24 \text{ horas/día}) \times (0,04 \text{ a } 0,06)$$

3. Calcular la velocidad de percolación mensual de diseño, introduciendo las correcciones necesarias para tener en cuenta los períodos de descanso. La adopción de estos períodos de interrupción del riego puede venir impuesta por:
  - a. La recogida de la cosecha o las tareas de cultivo.
  - b. Las lluvias. No obstante, esta circunstancia no obliga a efectuar ninguna corrección, ya que la precipitación ya ha sido tomada en cuenta en la ecuación del balance másico de agua.

- c. La existencia de temperaturas bajo cero. El sistema de riego debe permanecer fuera de servicio durante los meses en que las temperaturas medias son inferiores a  $-4^{\circ}\text{C}$ . Para obtener información relativa a estas temperaturas pueden consultarse las estaciones meteorológicas de California (Water Information Center Inc., 1974), o las Oficinas de Extensión Cooperativa de cada condado, en donde se dispone de datos climatológicos detallados.
4. Calcular la velocidad de percolación mensual de diseño mediante la siguiente expresión:

$$VP_m = VP_d \times (\text{número de días de funcionamiento al mes})$$

La Tabla 8.5 contiene un ejemplo ilustrativo de la metodología seguida para determinar la velocidad de percolación mensual de diseño.

Tabla 8.5 Balance másico de agua para determinar las dotaciones de riego de un sistema de riego de Tipo 2 en una plantación de árboles.

[1] Mes	[2] (ET - P) <sub>90</sub> (a) mm	[3] VP (b) mm	[4]=[2]+[3] DR <sub>2</sub> (c) mm
Enero	- 94	144	53
Febrero	- 66	144	81
Marzo	- 46	147	101
Abril	76	147	223
Mayo	168	147	315
Junio	208	147	355
Julio	226	147	373
Agosto	193	147	340
Septiembre	147	147	294
Octubre	61	147	208
Noviembre	- 48	147	99
Diciembre	- 76	147	71
Anual	749	1 764	2 513

- a) Valor de la diferencia entre evapotranspiración y precipitación que es sobrepasada en un 90% de los casos, correspondiente a una plantación de pinos en la ciudad de Davis, California.
- b) Velocidad de percolación máxima permisible correspondiente a una permeabilidad límite del suelo de 5,1 mm/hora.  
 $VP_{\text{máx}} = (5,1 \text{ mm/hora}) \times (24 \text{ horas/día}) \times (30 \text{ días/mes}) \times 0,04 = 147 \text{ mm/mes}$ .  
 Se ha supuesto que el calendario de riego no incluye ningún día de descanso.
- c) Dotación de riego para el sistema de riego de Tipo 2.

### Dotación de riego máxima admisible

La determinación de la dotación de riego máxima admisible se realiza a partir de la expresión general del balance másico de agua, utilizando las velocidades mensuales de percolación. Teniendo en cuenta que no está permitido que el agua utilizada para regar produzca escorrentía, la ecuación del balance másico de agua queda reducida a la siguiente expresión:

$$DR = (ET - P) + VP \quad [8-5]$$

donde:

DR = dotación de riego de agua residual, en mm/mes

(ET - P) = evapotranspiración neta, en mm/mes

VP = velocidad de percolación admisible, en mm/mes.

La metodología de cálculo consta de las fases siguientes:

1. Estimar el valor mensual de término (ET - P) a partir de valor que es sobrepasado en un 90% de los casos, tal como indica el Capítulo 5.
2. Calcular la dotación de riego de cada mes utilizando la Ecuación 8-5 y los valores mensuales de (ET - P) y VP.
3. Sumar las dotaciones de riego mensuales a fin de obtener la dotación de riego anual admisible para sistemas de Tipo 2, valor designado mediante DR<sub>2</sub>. La Tabla 8.5 ilustra este proceso de cálculo mediante su aplicación a una plantación de pinos.

### Aportación máxima de nitrógeno

El valor así obtenido para DR<sub>2</sub> debe compararse con la dotación de riego admisible deducida a partir de los aportes máximos de nitrógeno, tal como se ha analizado en apartados anteriores para el caso de los sistemas de Tipo 1.

Si el valor de DR<sub>2</sub> anual resulta ser superior al de DR<sub>N</sub>, y si este último valor no puede incrementarse mediante la utilización de cultivos con una mayor capacidad de asimilación de nitrógeno o mediante una disminución de la concentración de nitrógeno del agua residual, la dotación de riego anual que deberá adoptarse en el proyecto será DR<sub>N</sub>. Este último valor permite calcular de nuevo las dotaciones de riego mensuales máximas, multiplicando simplemente los valores previamente obtenidos de las dotaciones de riego mensuales por el cociente DR<sub>N</sub>/DR<sub>2</sub>.

### Superficie de terreno necesaria

La superficie mínima de terreno necesaria para poder utilizar un sistema de Tipo 2 puede calcularse mediante la Ecuación 8-4 a partir de la dotación de

riego anual máxima admisible, es decir, del menor de los valores  $DR_2$  y  $DR_N$ . En el proceso de cálculo de la superficie de terreno realmente utilizada con un sistema de riego de Tipo 2 pueden considerarse dos casos. En un primer caso, el objetivo que se persigue es minimizar la superficie de cultivo y de este modo minimizar el coste de adquisición del terreno o el coste de su arrendamiento; en este caso, la superficie de terreno considerada en el proyecto es la mínima calculada mediante la Ecuación 8-4. En un segundo caso, se parte de la hipótesis de que el terreno puede utilizarse de forma gratuita, pero la superficie disponible es inferior a la calculada para un sistema de riego de Tipo 1. En este caso, es necesario comparar la superficie de terreno disponible con la superficie mínima necesaria para un sistema de riego de Tipo 2.

Si la superficie disponible es superior a la mínima necesaria para este tipo de sistema, toda la superficie disponible puede utilizarse como superficie de proyecto. Los valores de la dotación de riego mensual que habrán de adoptarse en el proyecto pueden calcularse de nuevo, simplemente multiplicando los valores máximos mensuales previamente obtenidos por el cociente entre la superficie de terreno mínima y la superficie de terreno disponible.

### **Superficie Adicional de Terreno Necesario**

Tanto los sistemas de riego de Tipo 1 como los de Tipo 2 pueden necesitar una superficie de terreno adicional a la estrictamente necesaria para las actividades de riego. Entre los usos comúnmente asignados a esta superficie adicional de terreno pueden señalarse las instalaciones de tratamiento previo del agua, los caminos de servicio, las zonas de separación o protección y los embalses reguladores. En este apartado sólo nos ocuparemos de la superficie de terreno requeridas por las zonas de separación o protección, ya que las exigencias de terreno correspondientes a los otros tres usos vienen fijadas por criterios técnicos generales que no se analizan en este Manual.

En California, la anchura de las zonas de separación o protección situadas alrededor de edificios, de vías públicas, de pozos y de embalses de agua viene especificada por los Consejos Regionales de Lucha Contra la Contaminación del Agua, en función de las recomendaciones de los servicios sanitarios del Estado y de los condados. En algunos casos, la colocación de árboles o arbustos en los bordes o el perímetro de las instalaciones puede reducir la anchura exigida para la zona de separación, a la vez que mejora la aceptación del proyecto por parte del público. La colocación de especies vegetales de diferentes alturas reduce el arrastre de aerosoles por el viento, mejora el aspecto visual y proporciona un hábitat para los animales salvajes. Las especies de hoja perenne ofrecen la solución más satisfactoria para los sistemas de riego que se explotan de forma ininterrumpida a lo largo de todo el año.

### **Capacidad de Almacenamiento Necesaria**

La metodología seguida para determinar el volumen de almacenamiento necesario en un sistema de riego de Tipo 2 es la misma que la descrita en los

sistemas de Tipo 1. El proceso de cálculo utilizado es una modificación del método adoptado en el Manual de Diseño de Procesos de la USEPA (1981). En una primera fase del cálculo, el volumen de almacenamiento necesario se estima a partir de un balance másico de agua. El volumen así estimado es corregido posteriormente, mediante la incorporación del aumento o disminución neta del volumen de agua producido por la precipitación o la evaporación, para obtener finalmente el volumen de almacenamiento de proyecto.

### Estimación de la capacidad de almacenamiento necesaria

El proceso de cálculo del volumen de almacenamiento necesario para un sistema de riego de Tipo 2 como el ilustrado en Tabla 8.5, cuyo caudal medio diario es de 3 785 m<sup>3</sup>/día, consta de las siguientes fases:

1. Tabular las dotaciones de riego mensuales de proyecto, tal como se indica en la Tabla 8.5.
2. Transformar las dotaciones de riego mensuales en unidades de volumen, mediante la expresión que aparece a continuación, tabulando los resultados así obtenidos tal como se indica en la Tabla 8.6:

$$V = 10 \times A \times DR \quad [8-6]$$

donde:

V = volumen correspondiente a la dotación de riego mensual, en m<sup>3</sup>.

A = superficie de terreno estimada, en hectáreas.

DR = dotación de riego mensual, en mm

3. Determinar o estimar el volumen de agua residual realmente disponible cada mes, Q<sub>m</sub> expresado en m<sup>3</sup>, tabulando los valores así obtenidos tal como se indica en la Tabla 8.6. En algunas poblaciones, el caudal afluente de agua residual varía significativamente a lo largo del año, como puede apreciarse en el ejemplo contenido de la Tabla 8.6. Los valores de Q<sub>m</sub> utilizados deben reflejar la variación mensual del caudal deducida a partir de registros históricos.
4. Calcular la variación neta del volumen de agua almacenada cada mes, mediante la diferencia entre el volumen de agua residual disponible ese mes y la correspondiente dotación de riego mensual.
5. Calcular el volumen de agua acumulada al final de cada mes, mediante la adición del cambio de volumen de agua almacenada durante un mes al volumen de agua acumulada hasta el mes anterior.

El proceso de cálculo debe iniciarse con el embalse vacío y al comienzo del período más largo de almacenamiento. El mes

correspondiente a ese período es normalmente octubre o noviembre. El valor máximo del volumen acumulado constituye el volumen de almacenamiento necesario que ha de utilizarse en los cálculos finales de proyecto.

Tabla 8.6 Estimación del volumen de almacenamiento necesario para el sistema de riego de Tipo 2 de la plantación de árboles considerada en la Tabla 8.5.

[1] Mes	[2] Volumen de agua residual utilizada (a) m <sup>3</sup>	[3] Volumen de agua residual disponible (b) m <sup>3</sup>	[4]=[3]-[2] Variación del volumen almacenado m <sup>3</sup>	Σ [4] Volumen de agua almacenado m <sup>3</sup>
Octubre	114 300	118 900	4 600	0
Noviembre	53 500	90 800	37 300	4 600
Diciembre	37 900	94 300	56 400	41 900
Enero	27 900	93 300	65 400	98 300
Febrero	43 500	90 800	47 300	163 700
Marzo	54 700	117 300	62 600	211 000
Abril (d)	122 700	113 500	- 9 200	273 600
Mayo	174 000	117 500	- 56 500	264 400
Junio	196 300	136 300	- 60 000	207 900
Julio	206 400	136 300	- 70 100	147 900
Agosto	188 000	136 300	- 51 700	77 800
Septiembre	162 300	136 300	- 26 000	26 100
Anual	1 381 500	1 381 600		(c) 100

- a) Valores calculados mediante la Ecuación 8-6 y las dotaciones de riego que aparecen en la Tabla 8.5:

$$A = \frac{(3\,785 \text{ m}^3/\text{día}) \times (365 \text{ días/año})}{10 \times (2\,513 \text{ mm/año})} = 54,98 \text{ ha}$$

- b) Valor obtenido a partir de una superficie de terreno de 54,98 ha y un caudal medio de 3 785 m<sup>3</sup>/día, ajustado mediante las correspondientes correcciones estacionales.  
 c) Error de redondeo que puede despreciarse.  
 d) Mes de máximo volumen almacenado.

### Cálculo final del volumen de almacenamiento

El Ejemplo 8.2 ilustra la aplicación del método de cálculo del volumen de almacenamiento, basándose en la ecuación de balance másico de agua y los datos correspondientes de la Tabla 8.6.

Ejemplo 8.2 Proceso de cálculo para determinar el volumen de almacenamiento final necesario.

---

Cálculos:

1. Utilizando el volumen de almacenamiento estimado y un valor aproximado de la profundidad del embalse compatible con las condiciones locales, se calcula la superficie de terreno necesaria para el embalse regulador:

$$A_e = \frac{V_e \text{ (estimado)}}{10\,000 \times h_e}$$

donde:

$A_e$  = superficie del embalse regulador, en ha.

$V_e$  = volumen de almacenamiento estimado, en  $m^3$ .

$h_e$  = profundidad estimada del embalse, en m.

Suponiendo, por ejemplo, que  $h_e = 3,7$  m, la superficie estimada es:

$$A_e = \frac{273\,600}{10\,000 \times 3,7} = 7,39 \text{ ha}$$

2. Calcular el volumen neto de agua que se acumula o se pierde mensualmente del embalse debido a la lluvia, la evaporación y las infiltraciones:

$$\delta V_e = 10 \times [(P - E_{\text{embalse}})_{90} - \text{infiltración}] \times (A_e)$$

donde:

$\delta V_e$  = aumento o disminución neta de agua almacenada, en  $m^3$ .

$(P - E_{\text{emb}})_{90}$  = valor de la diferencia entre precipitación y evaporación en el embalse regulador que se sobrepasa en un 90% de los casos, en mm.

$A_e$  = superficie del embalse regulador, en ha.

El valor de  $(P - E_{\text{emb}})_{90}$  puede estimarse a partir de la media de los valores de  $(P - ET_o)_{90}$  y de  $(P - ET_{\text{árboles}})_{90}$ , o bien puede calcularse directamente mediante el método descrito en el Capítulo 5.

En este ejemplo se supondrá que la infiltración es nula.

Tabla 8.7 Proceso de cálculo del volumen de almacenamiento final necesario.

[1] Mes	[2] Variación neta de volumen m <sup>3</sup>	[3] Volumen de agua residual disponible m <sup>3</sup>	[4] Volumen de agua residual utilizada m <sup>3</sup>	[5]=[2]+[3]-[4] Variación del volumen almacenado m <sup>3</sup>	[6] Volumen de agua almacenado m <sup>3</sup>
Octubre	- 3 800	118 900	110 500	4 600	0
Noviembre	3 700	90 800	51 800	42 700	4 600
Diciembre	5 800	94 300	36 700	63 400	47 300
Enero	7 200	93 300	27 000	73 500	110 700
Febrero	5 100	90 800	42 000	53 900	184 200
Marzo	3 600	117 300	52 900	68 000	238 100
Abril (a)	- 4 700	113 500	118 600	- 9 800	306 100
Mayo	- 11 100	117 500	168 000	- 61 600	296 300
Junio	- 13 900	136 300	189 800	- 67 400	234 700
Julio	- 15 200	136 300	199 600	- 78 500	167 300
Agosto	- 12 800	136 300	181 800	- 58 300	88 800
Septiembre	- 9 700	136 300	156 900	- 30 300	30 500
Anual	- 45 800	1 381 600	1 335 600		200 (b)

- a) Mes correspondiente al volumen de almacenamiento máximo de proyecto.  
b) Error de redondeo que puede despreciarse.

Los resultados de esta fase del cálculo vienen tabulados en la segunda columna de la Tabla 8.7.

3. Tabular el volumen de agua residual disponible cada mes  $Q_m$ , teniendo en cuenta las posibles fluctuaciones mensuales en el caudal de agua residual. La tercera columna de la Tabla 8.7 ilustra la variación mensual en el caudal afluente de agua residual regenerada.
4. Calcular un valor ajustado de la superficie de terreno regada, teniendo en cuenta el aumento o disminución neta anual del volumen de agua almacenada:

$$A' = \frac{\sum Q_m + \sum \delta V_a}{10 \times DR}$$

donde:

$A'$  = superficie de terreno ajustada, en hectáreas.

$\sum Q_m$  = volumen de agua residual disponible anualmente, en m<sup>3</sup>.

$\Sigma \delta V_a$  = variación neta del volumen de agua residual, en  $m^3$ .

DR = dotación de riego anual de proyecto, en mm/año.

En este ejemplo, el valor de  $A'$  es igual a

$$A' = \frac{1\ 381\ 600 + (-45\ 800)}{10 \times 2\ 513} = 53,16 \text{ ha}$$

Como puede observarse, los cálculos finales del proyecto han dado lugar a una reducción en la superficie de terreno necesaria para regar, pasando del valor inicialmente estimado de 54,98 hectáreas hasta el valor ajustado de 53,16 hectáreas.

5. Calcular el volumen ajustado de agua residual utilizada mensualmente, a partir de la dotación de riego mensual de proyecto y la superficie de terreno ajustada:

$$V_m = 10 \times A' \times DR_m$$

donde:

$V_m$  = volumen de agua residual utilizada mensualmente, en  $m^3$ .

$A'$  = superficie de terreno ajustada, en hectáreas.

$DR_m$  = dotación de riego mensual de proyecto, en mm.

Los resultados correspondientes de esta fase el cálculo aparecen en la columna 4 de la Tabla 8.7

6. Calcular la variación neta del volumen de agua almacenada cada mes, sumando al volumen de agua residual disponible durante cada mes el aumento o disminución del volumen de agua registrado durante ese mes, y substrayendo el volumen de agua residual utilizada durante ese mismo período de tiempo. Los resultados de esta fase del cálculo aparecen en la columna 5 de la Tabla 8.7.
7. Calcular el volumen de agua acumulada al final de cada mes, sumando la variación neta del volumen de agua almacenada cada mes al volumen total de agua acumulada al término del mes precedente. El proceso de cálculo debe iniciarse en el primer mes del período de almacenamiento más largo, para el que se considera que el volumen de agua residual acumulado es nulo. El máximo valor del volumen mensual de agua acumulada representa el volumen de almacenamiento necesario que debe utilizarse en el

proyecto. Los resultados de esta fase del cálculo aparecen en la columna 6 de la Tabla 8.7.

Como resultado de este proceso de cálculo se obtiene un volumen de almacenamiento de proyecto de 306 100 m<sup>3</sup>.

### Regulación de caudales en paralelo (*off-line storage*)

Aunque puede estar permitido en ciertos casos regar con efluente primario, hay que señalar que un efluente primario ha de ser sometido a un tratamiento previo antes de ser almacenado para su uso posterior, tal como se analiza en el Capítulo 2. Una remodelación adecuada de las tuberías de aducción del agua residual, de modo que se consiga un by-pass del sistema de tratamiento y de almacenamiento, puede permitir el riego directo con efluente primario. La Figura 8.2 muestra un esquema de esta disposición de las conducciones de aducción de agua, denominada "*off-line storage*" o by-pass del sistema de almacenamiento.

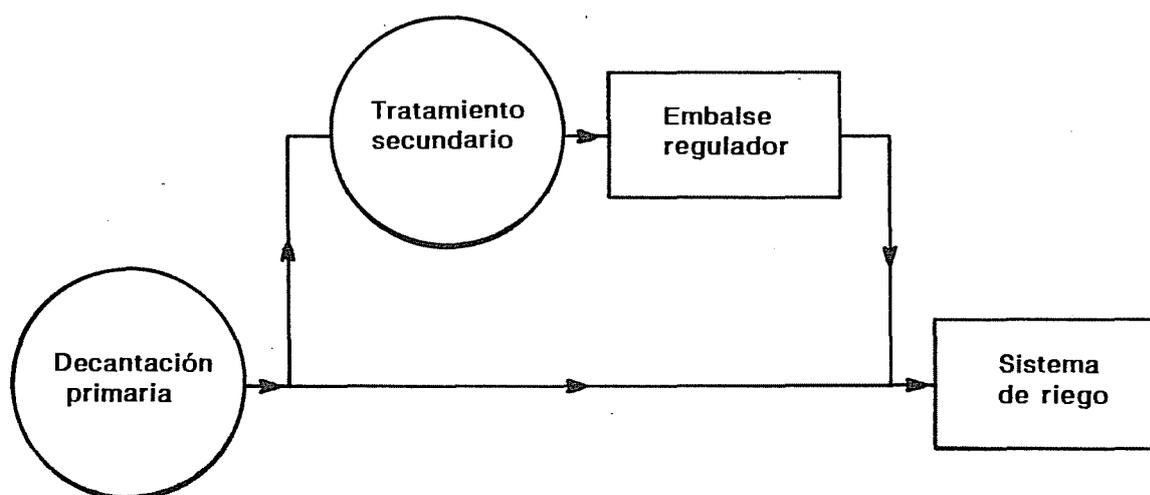


Figura 8.2 Diagrama esquemático de las conducciones de un dispositivo de by-pass del sistema de almacenamiento, denominado "*off-line storage*".

## SEGUNDA FASE DEL DISEÑO: VOLUMEN DE AGUA NECESARIA Y CALENDARIO DE RIEGO

La segunda fase del diseño de un sistema de riego consiste en determinar los parámetros de diseño comunes a todos los sistemas de distribución de agua, que son los siguientes:

1. El volumen de agua utilizado para regar.
2. La frecuencia de riego.

La metodología a seguir durante esta segunda fase del diseño, tanto para los sistemas de riego de Tipo 1 como para los de Tipo 2, se describe en el ejemplo contenido en el último apartado de esta sección.

### **Volumen de Agua Utilizado para Regar**

El volumen de agua empleado durante un riego se expresa comúnmente en términos del espesor de la lámina de agua, en mm, que sería necesario distribuir sobre el terreno para satisfacer las necesidades de agua de riego. Para determinar este parámetro de diseño es necesario conocer dos factores: 1) la capacidad de retención de agua (CRA) del suelo en la zona radicular de las plantas y 2) el déficit de agua en la zona radicular que la gestión de la explotación permite que pueda alcanzarse antes de realizar un nuevo riego.

La cantidad de agua disponible para ser utilizada por las plantas se define como la diferencia entre el contenido de agua del suelo a su "capacidad de campo" y el correspondiente al "punto de marchitez". El contenido de humedad correspondiente al punto de marchitez se define como la humedad presente en un suelo sometido a un vacío de 15 bar.

La CRA de un suelo varía principalmente en función de su textura. La Tabla 8.8 contiene los intervalos normales de la CRA de las diferentes texturas de suelos de California. Aunque es preferible siempre disponer de medidas directas, los valores que aparecen en la Tabla 8.8 pueden utilizarse cuando no se dispone de datos experimentales. La cantidad total de agua disponible (ADT) en un suelo puede calcularse multiplicando el valor de la CRA por el espesor de la zona radicular.

Los estudios de suelos publicados por el Servicio de Conservación de Suelos del Ministerio de Agricultura de los Estados Unidos y el Servicio de Extensión Cooperativa permiten obtener información relativa a la textura del suelo, a su profundidad y a su capacidad de retención de agua (CRA). Estos informes pueden consultarse en la mayor parte de las bibliotecas públicas de las ciudades y condados, o en las oficinas locales del Servicio de Conservación de Suelos o del Servicio de Extensión Cooperativa.

El valor porcentual, o el espesor de la lámina de agua correspondiente, del volumen total de agua disponible en el suelo que las plantas pueden utilizar antes de que se realice un nuevo riego se denomina déficit permitido por la explotación (DPE). El valor normalmente adoptado para el DPE es igual al del consumo máximo de agua que no produce una disminución de la producción por hectárea o de la calidad del cultivo. El intervalo normal del DPE se sitúa entre un 30 y un 50% de la capacidad de retención de agua de la zona radicular de la planta. En el caso de cultivos anuales, el DPE varía en función del estadio de desarrollo de las plantas, siendo menor durante las fases críticas de su

crecimiento. Para obtener los valores del DPE recomendados para determinados cultivos concretos se recomienda consultar a los asesores del Servicio de Extensión Cooperativa.

Tabla 8.8 Capacidad de retención de agua (CRA) de los suelos de California en función de su textura.

Tipo de textura	Capacidad de retención de agua mm de agua/ m profundidad
Turba y estiércol	200 - 300
Arcillosa > 60%	117 - 150
Arcillosa < 60%	142 - 167
Arcillo-limosa	142 - 167
Arcillo-arenosa	133 - 167
Franco-arcillo-limosa	167 - 208
Franco-arcillosa	167 - 208
Franco-arcillo-arenosa	142 - 183
Franco-limosa	150 - 200
Franca	142 - 183
Franca de arena muy fina	142 - 167
Franca de arena fina	133 - 150
Franco-arenosa	100 - 133
Franca de arena gruesa	92 - 117
Arena muy fina franca	92 - 108
Arena fina franca	83 - 108
Arena franca	58 - 83
Arena gruesa franca	50 - 67
Arena muy fina	58 - 83
Arena fina	50 - 83
Arenosa	50 - 83
Arena gruesa	33 - 67

Los sistemas de riego se proyectan normalmente para poder "rellenar" la capacidad de "almacenamiento" de agua del suelo cuando la cantidad extraída de ese "almacén" alcanza el valor del DPE. El volumen neto de agua que debe ser aportado por medio del riego puede calcularse mediante la ecuación:

$$H_{\text{neto}} = \text{ADT} \times (\text{DPE}/100) \quad [8-7]$$

donde:

$H_{\text{neto}}$  = volumen neto de agua que ha de remplazarse mediante riego, en mm.

ADT = volumen total de agua disponible en la zona radicular de las plantas, en mm.

DPE = Déficit permitido por la explotación, en %.

Para determinar el volumen de agua que debe utilizarse durante un riego con un sistema de Tipo 1 es necesario tener en cuenta dos factores adicionales: 1) el volumen de agua necesario para el lavado del suelo (LS) y 2) la eficiencia de aplicación unitaria del sistema de riego ( $E_u$ ). Estos dos factores han sido analizados durante el estudio de la primera fase del diseño. El volumen total de agua que será necesario utilizar puede calcularse mediante la siguiente ecuación:

$$H = \frac{H_{\text{neto}} + \left( H_{\text{neto}} \times \frac{LS}{100} \right)}{\left( E_u / 100 \right)} \quad [8-8]$$

donde:

$H$  = volumen de agua utilizado para regar, en mm.

$H_{\text{neto}}$  = volumen neto de agua que ha de remplazarse durante el riego, en mm.

LS = volumen de agua necesario para el lavado del suelo, en %.

$E_u$  = eficiencia de aplicación unitaria del sistema de riego, en %.

En los sistemas de Tipo 2, el volumen total de agua utilizado para regar depende del valor de la dotación de riego mensual obtenido en la primera fase de diseño y de la frecuencia de riego correspondiente a cada mes obtenida mediante la ecuación:

$$H = DR_m \times \frac{t_m}{30} \quad [8-9]$$

donde:

$H$  = volumen total de agua utilizado en un riego, en mm.

$DR_m$  = dotación de riego mensual de un mes determinado, en mm.

$t_m$  = tiempo máximo transcurrido entre dos riegos durante el mes considerado, en días.

### Frecuencia de Riego

La frecuencia de riego se define como el número de días transcurridos entre dos riegos consecutivos. En la práctica, los agricultores planifican los riegos o determinan la frecuencia de riego por medio de uno de los tres métodos siguientes:

1. Un calendario de riego fijo, elaborado por los agricultores en base a su experiencia.
2. Un seguimiento periódico del contenido de humedad del suelo, utilizando instrumentos tales como tensiómetros, bloques de resistencia o sensores de neutrones, o mediante muestreos del suelo.
3. Cálculos del balance másico de agua, utilizando valores de la capacidad de retención de agua del suelo y de la evapotranspiración.

El tercero de esos métodos, basado en el balance másico de agua, es el normalmente utilizado para determinar la frecuencia de riego durante la fase de diseño. El diseño del sistema de riego se realiza a partir de la frecuencia mínima de riego correspondiente al período de máximo consumo de agua por evapotranspiración. La frecuencia de riego correspondiente a la máxima ET puede calcularse a partir de  $H_{\text{neta}}$  y del valor máximo de ET, mediante la ecuación:

$$t_{\text{máx}} = \frac{H_{\text{neta}}}{ET_{\text{máx}}} \quad [8-10]$$

donde:

$t_{\text{máx}}$  = número máximo de días transcurridos entre dos riegos consecutivos, durante un período de ET máxima.

$H_{\text{neta}}$  = volumen neto de agua que ha de ser remplazada mediante riego, en mm.

$ET_{\text{máx}}$  = velocidad de evapotranspiración diaria máxima del cultivo, en mm/día.

El Capítulo 5 describe detalladamente la metodología seguida para estimar la velocidad de evapotranspiración máxima de un cultivo durante un mes determinado. No obstante, para poder calcular el valor de  $ET_{\text{máx}}$  según el método descrito en el Capítulo 5 es necesario conocer previamente el valor de  $H_{\text{neta}}$ .

En general, los sistemas de riego deben diseñarse de manera que el ciclo de riego pueda completarse en un período de tiempo inferior a  $t_{\text{máx}}$ , disponiendo así de un cierto margen de seguridad para compensar las averías que puedan producirse y para realizar las operaciones de cultivo necesarias. Si el sistema se diseña de manera que deba funcionar de forma ininterrumpida, la aparición de cualquier avería puede provocar daños al cultivo o disminuir la producción por hectárea. Se considera normalmente adecuado un factor de seguridad del 25%, aunque determinadas técnicas de cultivo, como la producción de heno, pueden requerir una reducción de hasta el 50% del tiempo permitido entre dos riegos consecutivos. Por consiguiente, la frecuencia de riego adoptada durante el diseño puede calcularse mediante la expresión:

$$t_{\text{dis}} = (1 - 0,25) \times t_{\text{máx}} \quad [8-11]$$

donde:

$t_{dis}$  = tiempo de diseño necesario para completar el programa de riego durante un período de máxima ET, en días.

$t_{máx}$  = número máximo de días que pueden transcurrir entre dos riegos consecutivos durante un período de máxima ET.

0,25 = factor de seguridad elegido en este caso.

El período de tiempo transcurrido entre dos riegos consecutivos durante un mes determinado puede calcularse mediante la ecuación siguiente:

$$t_m = \frac{H_{neta}}{ET_{máx-m}} \quad [8-12]$$

donde:

$t_m$  = número máximo de días transcurridos entre dos riegos consecutivos durante el mes m.

$H_{neta}$  = volumen neto de agua que debe remplazarse mediante riego, en mm.

$ET_{máx-m}$  = velocidad de evapotranspiración diaria máxima del cultivo durante el mes m, en mm/día.

En los sistemas de Tipo 2, la Ecuación 8-12 puede utilizarse para determinar los valores mensuales de  $t_m$  que han de utilizarse posteriormente en la Ecuación 8-9 para calcular el volumen total de agua utilizado para regar, valor que se ha designado con la letra H.

Los Ejemplos 8.3 y 8.4 ilustran la metodología de cálculo que es necesario seguir para determinar el volumen de agua necesario para regar y la frecuencia de riego, respectivamente.

**Ejemplo 8.3** Método de cálculo del volumen de agua necesario y de la frecuencia de riego correspondientes a un sistema de riego de Tipo 1 con el que se realiza un cultivo de maíz.

Hipótesis de partida:

1. La profundidad efectiva de la zona radicular es de 1,2 m.
2. La capacidad de retención de agua (CRA) de un suelo franco es de 165 mm de lámina de agua por cada metro de profundidad.

3. El déficit permitido por la explotación (DPE) durante períodos de máxima ET es de un 50%.
4. La fracción del volumen de agua de riego dedicada al lavado del suelo (LS) es de un 10%.
5. La eficiencia de aplicación unitaria ( $E_u$ ) es de un 80%.

Cálculos:

1. Determinar la cantidad total de agua disponible en la zona radicular:

$$ADT = CRA \times (\text{profundidad de la zona radicular})$$

$$ADT = 165 \text{ mm/m} \times 1,2 \text{ m} = 198 \text{ mm}$$

2. Calcular el volumen neto de agua utilizado para regar:

$$H_{\text{neto}} = ADT \times (DPE / 100)$$

$$H_{\text{neto}} = 198 \times (50 / 100) = 99 \text{ mm}$$

3. Determinar el volumen de agua aplicada en cada riego:

$$H = \frac{H_{\text{neto}} + (H_{\text{neto}} \times LS / 100)}{E_u / 100}$$

$$H = \frac{99 + (99 \times 10 / 100)}{80 / 100} = 136 \text{ mm}$$

4. Determinar el valor máximo de la ET diaria para un período de recurrencia de 10 años correspondiente al mes más desfavorable, el mes de julio en concreto, mediante la Figura 5.8 y el valor de  $H_{\text{neto}}$ , siguiendo el método indicado en el Capítulo 5. El valor resultante en este caso es  $ET_{\text{máx}} = 9,7 \text{ mm/día}$ .
5. Determinar el período de tiempo máximo que debe transcurrir entre dos riegos consecutivos en un período de máxima ET:

$$t_{\text{máx}} = H_{\text{neto}} / ET_{\text{máx}}$$

$$t_{\text{máx}} = 99 / 9,7 = 10,2 \text{ días}$$

adoptándose finalmente el valor de  $t_{\text{máx}} = 10 \text{ días}$ .

6. Determinar el período de tiempo de diseño necesario para llevar a cabo el riego de toda la superficie de terreno:

$$t_{\text{dis}} = (1 - 0,25) \times t_{\text{máx}}$$

$$t_{\text{dis}} = 0,75 \times 10 = 7,5 \text{ días}$$

adoptándose finalmente el valor de  $t_{\text{dis}} = 7 \text{ días}$ .

**Ejemplo 8.4** Método de cálculo del volumen de agua necesario y de la frecuencia de riego correspondientes a un sistema de riego de Tipo 1 con el que se cultiva una plantación de pinos.

Hipótesis de partida:

1. La profundidad efectiva de la zona radicular es de 1,5 m.
2. La capacidad de retención de agua (CRA) de un suelo franco-arcilloso es de 165 mm de agua por cada metro de profundidad.
3. El déficit permitido por la explotación (DPE) durante períodos de máxima ET es de un 50%.

Cálculos:

1. Determinar la cantidad total de agua disponible en la zona radicular:

$$\text{ADT} = \text{CRA} \times (\text{profundidad de la zona radicular})$$

$$\text{ADT} = 165 \text{ mm/m} \times 1,5 \text{ m} = 248 \text{ mm}$$

2. Calcular el volumen neto de agua utilizado para regar:

$$H_{\text{neto}} = \text{ADT} \times (\text{DPE} / 100)$$

$$H_{\text{neto}} = 248 \times (50 / 100) = 124 \text{ mm}$$

3. Determinar el valor máximo de la ET diaria para un período de recurrencia de 10 años correspondiente al mes de julio, mediante la Figura 5.8 y el valor de  $H_{\text{neto}}$ , siguiendo el método indicado en el Capítulo 5. Los valores correspondientes a cada mes se calculan de forma similar. El valor resultante en este caso es  $\text{ET}_{\text{máx-m}} = 9,9 \text{ mm/día}$ .
4. Determinar el período de tiempo máximo que ha de transcurrir entre dos riegos consecutivos durante el mes de julio:

$$t_{\text{máx-m}} = H_{\text{neto}} / \text{ET}_{\text{máx-m}}$$

$$t_{\text{máx-m}} = 124 / 9.9 = 12,5 \text{ días}$$

adoptándose finalmente el valor de  $t_{\text{máx-m}} = 13$  días.

5. Determinar la cantidad de agua utilizada en cada riego durante el mes de julio. Los valores correspondientes a otros meses se calculan de forma similar mediante los datos contenidos en la Tabla 8.5.

$$H = DR_m \times t_{\text{máx-m}} / 30$$

$$H = 373 \times 13 / 30 = 162 \text{ mm}$$

6. Determinar el período de tiempo necesario para llevar a cabo el riego de toda la superficie de terreno, durante el mes de julio:

$$t_{\text{dis}} = (1 - 0,25) \times t_{\text{máx-m}}$$

$$t_{\text{dis}} = 0,75 \times 13 = 9,8 \text{ días}$$

adoptándose finalmente el valor de  $t_{\text{dis}} = 10$  días.

### TERCERA FASE DEL DISEÑO: PROYECTO DETALLADO DEL SISTEMA

La Tabla 8.9 contiene un resumen de diversas referencias técnicas disponibles para el diseño de los diferentes componentes de un sistema de riego. La descripción detallada de la metodología de diseño que se incluye en esta sección permite estimar adecuadamente la capacidad hidráulica de un sistema de riego. Por otra parte, el Servicio de Conservación de Suelos del Ministerio de Agricultura de los Estados Unidos ha elaborado diversas normas prácticas sobre diversos aspectos del diseño.

#### Sistemas Fijos de Riego por Aspersión

Los sistemas de riego por aspersión pueden dividirse en dos grandes grupos: 1) los sistemas fijos y 2) los sistemas con movimiento lateral periódico, bien sean desplazables sobre ruedas o desplazables manualmente. Los parámetros de diseño de un sistema fijo de riego por aspersión son los siguientes:

1. La tasa de aplicación de agua.
2. La duración del riego.
3. La zona regada.
4. La capacidad hidráulica del sistema.

5. La selección y separación de los aspersores.
6. El dimensionamiento y distribución de los conductos laterales.

Tabla 8.9 Referencias técnicas relativas al diseño detallado de los componentes de un sistema de riego.

Componente del sistema de riego	Referencias
Aspectos generales	Jensen (1980), Merriam y Keller (1978), Servicio de Conservación de Suelos (1975).
Aspersores fijos	Fry y Gray (1971), Servicio de Conservación de Suelos (1975), Pair (1975).
Aspersores móviles	Dillon, Hiler y Vittetoe (1972), Servicio de Conservación de Suelos (1975), Pair (1975).
Riego mediante surcos	Booher (1974), Servicio de Conservación de Suelos (en prensa).
Riego por amelgas	Booher (1974), Servicio de Conservación de Suelos (1974).
Riego localizado	Servicio de Conservación de Suelos (en prensa).
Retorno de aguas de escorrentía	Schulbach y Meyer (1979).
Sistemas de drenaje	Van Schilfgaarde (1974), Servicio de Conservación de Suelos (1972), Bureau of Reclamation (1978).
Embalses reguladores	Bureau of Reclamation (1973).

### Tasa de aplicación de agua

La tasa de aplicación de agua de un sistema de riego por aspersión es el caudal de agua que éste distribuye por unidad de superficie de terreno. Las unidades normalmente utilizadas para medirla son mm/hora. Los sistemas fijos de riego por aspersión se dimensionan de modo que la tasa media de aplicación de agua sobre la superficie de terreno regada sea inferior a la velocidad de absorción del agua por la superficie del suelo, de modo que no llegue a producirse escorrentía superficial. Las tasas de aplicación de agua pueden aumentarse cuando el cultivo cubre totalmente el terreno. Este aumento no debe sobrepasar el 100% de la tasa de aplicación correspondiente al suelo baldío (USEPA, 1981). Cuando se trata de terrenos inclinados, la tasa de aplicación de agua debe disminuirse atendiendo a los factores recomendados en la Tabla 8.10.

Desde el punto de vista práctico, el valor mínimo de diseño utilizado para la tasa de aplicación de agua es 5 mm/hora.

Tabla 8.10 Reducciones recomendadas de la tasa de aplicación de agua para un sistema de riego por aspersión situado en un terreno en pendiente. Las reducciones están referidas a los valores correspondientes a un terreno llano (Fry y Gray, 1971).

Pendiente, %	Reducción de la tasa de aplicación de agua, %
0 - 5	0
6 - 8	20
9 - 12	40
13 - 20	60
> 20	75

### Duración del riego

El período de tiempo durante el que la cantidad de agua  $H$  se distribuye sobre el terreno se denomina duración del riego. La duración del riego es función de  $H$  y de la tasa media de aplicación de agua, pudiendo calcularse mediante la siguiente ecuación:

$$T_r = \frac{H}{I} \quad [8-13]$$

donde:

$T_r$  = duración del riego, en horas.

$H$  = espesor total de lámina de agua utilizada para regar, en mm.

$I$  = tasa media de aplicación de agua, en mm/hora.

La tasa media de aplicación de agua puede ajustarse de modo que la duración del riego resultante sea conveniente para el regante y compatible con los horarios de trabajo de los trabajadores agrícolas.

### Zona regada

Normalmente, los sistemas fijos de riego por aspersión no se utilizan para regar toda la superficie de terreno durante un mismo riego. Por el contrario, la superficie a regar se suele subdividir en parcelas o zonas, de modo que sólo se riegue una de ellas durante un riego. Esto requiere lógicamente el establecimiento de un plan de riego sistemático, de modo que toda la superficie de terreno reciba un riego dentro del período de tiempo  $t_{dis}$ . El tamaño mínimo requerido de la zona de riego puede calcularse con la ecuación:

$$A_{min} = \frac{A \times T_r}{24 \times t_{dis}} \quad [8-14]$$

donde:

$A_{min}$  = superficie mínima de la zona de riego, en hectáreas.

$A$  = superficie total de la zona de riego, en hectáreas.

$T_r$  = duración del riego, en horas.

$t_{dis}$  = tiempo de diseño adoptado para completar el programa de riego durante un período de máxima ET, en días.

Aunque es posible utilizar superficies de la zona de riego superiores a la obtenida con la fórmula, y de este modo reducir las necesidades de mano de obra, ello hace que deba aumentarse la capacidad hidráulica del sistema, tal como se analiza en el apartado siguiente.

### Capacidad hidráulica del sistema

La determinación de la capacidad hidráulica máxima del sistema es un requisito imprescindible para poder dimensionar adecuadamente sus diversos componentes, tales como las tuberías y las estaciones de bombeo. En los sistemas fijos de riego por aspersión con una tasa de aplicación de agua constante, la capacidad hidráulica del sistema puede obtenerse mediante la fórmula siguiente:

$$Q = 10 \times A \times I \quad [8-15]$$

donde:

$Q$  = capacidad hidráulica del sistema, en  $m^3$ /hora.

$A$  = superficie total de la zona de riego, en hectáreas.

$I$  = tasa media de aplicación de agua, en mm/hora.

### Selección y separación de los aspersores

En los sistemas fijos de riego por aspersión, la tasa de aplicación de agua de riego puede expresarse en función del caudal de los aspersores, de la separación de los aspersores a lo largo de los conductos laterales y de la separación de los laterales a lo largo de la conducción principal, de acuerdo con la siguiente expresión:

$$I = \frac{1000 \times q_a}{S_a \times S_L} \quad [8-16]$$

donde:

$I$  = tasa media de aplicación de agua, en mm/hora.

$q_a$  = caudal del aspersor, en m<sup>3</sup>/hora.

$S_a$  = separación entre aspersores a lo largo de los conductos laterales, en m.

$S_L$  = separación entre conductos laterales a lo largo de la conducción principal, en m.

La selección de los aspersores y la determinación de la separación entre ellos se realizan siguiendo un proceso iterativo. El método normalmente utilizado consiste en seleccionar un determinado tipo de aspersor, colocado a un cierto intervalo en el conducto lateral, y determinar a continuación el caudal que ha de poder desaguar el aspersor para proporcionar la tasa de aplicación de agua requerida con el espaciamiento adoptado. La tasa de aplicación puede obtenerse mediante la Ecuación 8-13. El siguiente paso consiste en consultar las especificaciones de los fabricantes de aspersores con objeto de determinar los tamaños de las bocas de los aspersores, las presiones de trabajo y los diámetros de superficie mojada que permitan alcanzar la tasa de aplicación deseada.

Los diámetros de la superficie de terreno mojada así obtenidos deben compararse con las distancias de separación supuestas, a fin de determinar si satisfacen los criterios de separación. Los espaciamientos recomendados están basados en un porcentaje del diámetro de la superficie mojada y varían con las características del viento. La Tabla 8.11 resume los criterios recomendados para establecer la separación entre aspersores. Para detalles más concretos sobre estos temas pueden consultarse las referencias indicadas en la Tabla 8.9.

### Dimensionamiento y distribución de los conductos laterales

Las dimensiones de los conductos principales y de los conductos laterales de un sistema de riego por aspersión deben seleccionarse de modo que las pérdidas de carga para el caudal de proyecto no superen un valor previamente establecido. Un criterio generalmente utilizado consiste en limitar las pérdidas de carga, tanto estáticas como de servicio, en la conducción principal a un 15% de

la presión de funcionamiento de los aspersores. De este modo, la variación entre los caudales de los aspersores de un mismo conducto lateral será de un 10% aproximadamente.

La posición o distribución de los conductos laterales sobre el terreno debe realizarse teniendo en cuenta la topografía y la dirección del viento. Las referencias contenidas en la Tabla 8.9 pueden consultarse si se desean mayores detalles sobre estos temas.

Tabla 8.11 Criterios recomendados para establecer la separación entre aspersores (Fry y Gray, 1971).

Velocidad media del viento en km/hora	Separación entre aspersores % del diámetro mojado (a)
0 - 11	40 (entre aspersores)
11 - 16	65 (entre laterales)
> 16	30 (entre aspersores) 50 (entre laterales)

a) Estos valores corresponden a aspersores de alta presión. Aspersores más recientes, con presiones comprendidas entre 2 y 3 Kg/cm<sup>2</sup>, tienen un alcance del chorro de agua 3 m inferior, lo que obliga a un ajuste de la separación de sus ramales laterales.

### Aspersores de Cañón de Riego

Los parámetros de diseño de un cañón de riego son los siguientes:

1. La tasa de aplicación de agua de riego.
2. La superficie de riego de cada aspersor.
3. La caudal de cada aspersor.
4. La separación de las trayectorias de movimiento.
5. La velocidad de desplazamiento.
6. El número de aspersores.
7. La capacidad hidráulica del sistema.
8. El tamaño de la tubería y de la manguera.

## 9. La distribución en planta del sistema de riego.

**Tasa de aplicación de agua de riego**

Las tasas de aplicación de agua de los sistemas móviles de riego por aspersión, tales como los de pivote central o los de cañón de agua móvil, varían con el tiempo y el espacio, y son necesariamente superiores a las tasas correspondientes a los sistemas fijos, debido a que el agua que llega a un punto determinado sólo lo hace durante una fracción de la duración del riego. En el caso de un cañón de agua móvil, la tasa de aplicación de agua es una función de las características de la boquilla y puede determinarse a partir de las tablas de especificaciones técnicas del fabricante. La tasa de aplicación mínima para los aspersores más pequeños oscila entre 6,5 a 7,5 mm/hora. Los aspersores de mayor tamaño llegan a alcanzar tasas de aplicación de agua próximas a 12,5 mm/hora.

Hay que mencionar aquí la posibilidad de utilizar aspersores con un movimiento circular incompleto, cuando se desea no mojar la zona delantera de la franja de terreno por la que se desplaza la unidad móvil. No obstante, la adopción de esta forma de regar provoca un aumento de la tasa superficial de aplicación de agua que es directamente proporcional a la reducción impuesta sobre la revolución del aspersor. Así mismo, es posible emplear tasas de aplicación de agua superiores a la capacidad de retención del suelo o de la superficie cubierta por la vegetación, siempre que se tengan en cuenta los márgenes de variación correspondientes a: 1) la mayor capacidad de retención de agua que tiene el suelo al inicio del riego y 2) el almacenamiento temporal de agua que puede producirse sobre la superficie del suelo. Los márgenes recomendados para el almacenamiento superficial de agua en suelos de diferentes pendientes aparecen resumidas en la Tabla 8.12. Es evidente que si se sobrepasa la capacidad de almacenamiento superficial de un suelo se provocará la aparición de escorrentía superficial.

Tabla 8.12 Valores recomendados para el almacenamiento de agua sobre la superficie de un suelo, en función de la pendiente del terreno (Dillon y cols., 1972).

Pendiente del terreno, %	Almacenamiento superficial recomendado, mm
1 - 3	7,5
3 - 5	2,5

### Otros parámetros de diseño

El proceso de calculo seguido para determinar los restantes parámetros de diseño puede esquematizarse de la siguiente forma:

1. Estimar la superficie de terreno regada con cada aspersor. En la práctica, la superficie de diseño máxima es de 32 ha aproximadamente.
2. Estimar el número de horas al día que cada aspersor debe funcionar, dando un margen de tiempo suficiente, 1 hora como mínimo, para poder trasladar el cañón de agua al extremo de la línea de recorrido. Aunque este valor depende de las características de cada tipo de cañón, los valores máximos considerados no deberían ser nunca superiores a 22 horas al día.
3. Estimar el caudal del aspersor por medio de la fórmula:

$$q_a = \frac{10 \times H \times A_a}{t_{\text{máx}} \times T_r} \quad [8-17]$$

donde:

$q_a$  = caudal del aspersor, en m<sup>3</sup>/hora.

H = espesor total de lámina de agua utilizada para regar, en mm.

$A_a$  = superficie de terreno regada por un aspersor, en hectáreas.

$t_{\text{máx}}$  = número máximo de días transcurridos entre dos riegos consecutivos, durante un período de ET máxima.

$T_r$  = Duración del riego, en horas/día.

4. Seleccionar en las tablas de especificaciones técnicas del fabricante el tamaño del cañón de agua y la presión de funcionamiento que aseguran una caudal como el estimado. Las presiones de servicio deben ser superiores a 5,6 kg/cm<sup>2</sup>.
5. Verificar que el caudal de agua aplicado mediante el aspersor elegido se corresponde con la velocidad de absorción de agua por parte del suelo o de la superficie cultivada. Disminuir el caudal del aspersor seleccionado hasta que su tasa de aplicación de agua sea compatible con la velocidad de absorción de agua del suelo y la capacidad de almacenamiento superficial, de modo que no se produzca escorrentía.
6. Determinar la separación de las franjas de desplazamiento de los aspersores, basándose en el diámetro de la superficie regada por el tipo de aspersor elegido y de los valores recomendados en la Tabla 8.13.

Tabla 8.13 Valores máximos recomendados para la separación entre franjas de recorrido de las toberas de un sistema móvil de riego por aspersión.

Velocidad del viento, km/h	Separación entre franjas, % del diámetro mojado
0	80
1,5 - 8	70 - 75
9,5 - 16	60 - 65
> 16	50 - 55

7. Calcular la velocidad de desplazamiento del aspersor mediante la siguiente fórmula:

$$v_a = \frac{1000 \times q_a}{S_f \times H} \quad [8-18]$$

donde:

$v_a$  = velocidad de desplazamiento del aspersor, en m/hora.

$q_a$  = caudal del aspersor, en m<sup>3</sup>/hora.

$S_f$  = separación entre las franjas de desplazamiento de los aspersores, en m.

$H$  = espesor de lámina de agua utilizada para regar, en mm.

8. Calcular la superficie de terreno realmente regada por cada aspersor mediante la fórmula:

$$A_a = \frac{S_f \times v_m \times t_{dis}}{10\,000} \quad [8-19]$$

donde:

$A_a$  = superficie de terreno regada por un aspersor, en hectáreas.

$S_f$  = separación entre las franjas de desplazamiento de los aspersores, en m.

$v_m$  = velocidad media de desplazamiento del aspersor, en m/día.

$t_{dis}$  = tiempo de diseño necesario para completar el programa de riego durante un período de máxima ET, en días, obtenido previamente mediante la Ecuación 8-11.

9. Calcular el número total de aspersores necesarios para completar el sistema de riego, utilizando la siguiente ecuación:

$$N_a = \frac{A}{A_a} \quad [8-20]$$

donde:

$N_a$  = número total de aspersores necesarios.

$A$  = superficie de terreno que se proyecta regar, en hectáreas.

$A_a$  = superficie de terreno regada por un aspersor, en hectáreas.

10. Determinar la capacidad hidráulica total del sistema de riego mediante la expresión:

$$Q = q_a \times N_a \quad [8-21]$$

donde:

$Q$  = capacidad hidráulica total del sistema, en  $m^3$ /hora.

$q_a$  = caudal del aspersor, en  $m^3$ /hora.

$N_a$  = número total de aspersores de que consta el sistema de riego.

11. Seleccionar los diámetros de las tuberías y de las mangueras flexibles de forma que el coste de adquisición y explotación sea mínimo.
12. Distribuir en planta las conducciones principales de forma que la longitud sea mínima, situando las franjas de desplazamiento de los aspersores en dirección perpendicular al viento predominante.

### Aspersores sobre Pivote Central

Los parámetros de diseño de un sistema de riego por aspersión sobre pivote central son los siguientes:

1. La tasa de aplicación de agua de riego.
2. La superficie de terreno regada por cada aspersor.
3. El caudal de cada aspersor.

4. La velocidad de rotación del brazo lateral.
5. El tamaño y separación de los aspersores.

Los sistemas de riego por aspersión mediante pivote central tienen una escasa implantación en California y por ello no se analizan con detalle en este Manual. Para mayor información al respecto puede consultarse el estudio de Dillon y cols. (1972).

## Sistemas de Riego Superficial

### Distribución de los surcos

La metodología de diseño de los sistemas de riego mediante surcos tiene un carácter totalmente empírico y está basada en la experiencia obtenida a través de la evaluación de las características operativas de diversos casos satisfactorios de este tipo sistemas de riego. Las referencias técnicas indicadas en la Tabla 8.9 contienen explicaciones más detalladas de los métodos de diseño de este tipo de sistema de riego.

Los parámetros de diseño de un sistema de riego mediante surcos son las siguientes:

1. La pendiente del surco.
2. La separación entre surcos.
3. La longitud de los surcos.
4. El caudal circulante por el surco.
5. La duración del riego.
6. La superficie de terreno regada.
7. La capacidad hidráulica del sistema.

La *pendiente del surco* depende de la topografía del terreno. La pendiente máxima recomendada para surcos rectilíneos es de un 2%. La pendiente de los surcos puede reducirse orientándolos según la diagonal del campo de riego. Cuando la pendiente del terreno oscila entre un 2 y un 10%, es posible disponer los surcos según las líneas de nivel o utilizar surcos provistos de ondulaciones.

La *separación entre surcos* que se adopte dependerá de la capacidad de retención de agua del suelo. El criterio principal para establecer la separación entre surcos es asegurar que el movimiento lateral del agua entre surcos adyacentes pueda humedecer toda la zona radicular antes de percolar hacia zonas más profundas. La Tabla 8.14 muestra la separación entre surcos recomendada para los distintos tipos de suelo y de subsuelo.

Tabla 8.14 Distancias óptimas de separación entre surcos. Datos tomados de McCulloch (1973).

Tipo de suelo	Separación óptima entre surcos, m
Arenas gruesas, con perfil de suelo uniforme	0,30
Arenas gruesas, sobre un subsuelo compacto	0,45
De arenas finas a franco-arenosos, con perfil de suelo uniforme	0,60
De arenas finas a franco-arenosos, sobre subsuelos más compactos	0,75
Arenosos intermedios a franco-limosos, con perfil de suelo uniforme	0,90
Arenosos intermedios a franco-limosos, sobre subsuelos más compactos	1,00
Franco-arcillo-limosos, con perfil de suelo uniforme	1,20
Suelos muy arcillosos, con perfil uniforme	0,90

La *longitud del surco* debe ser suficiente para permitir una distribución del agua razonablemente uniforme, ya que los costes de construcción y de mano de obra aumentan a medida que la longitud del surco disminuye. La Tabla 8.15 muestra los valores máximos recomendados para la longitud del surco en función de la pendiente del terreno, del tipo de suelo y de la cantidad de agua utilizada para regar.

El valor óptimo del *caudal circulante por un surco* se determina normalmente por ajustes sucesivos sobre el terreno, una vez que el sistema de riego ha sido instalado (Merriam y Keller, 1978). La mayor eficiencia de aplicación del agua puede conseguirse comenzando a regar con el mayor caudal que puede circular con seguridad por el surco. Una vez que el agua de riego ha alcanzado el extremo final del surco, el caudal de agua puede disminuirse o suprimirse completamente a fin de reducir el volumen de escorrentía. Como norma general, es preferible disponer de surcos cuya capacidad hidráulica sea tal que permita al agua alcanzar el extremo opuesto antes de que transcurra un cuarto del tiempo necesario para que el agua se infiltre en el terreno, lo que es equivalente también a una quinta parte de la duración del riego.

El diseño de las bombas de abastecimiento y los sistemas de aducción debe de hacerse de tal modo que el caudal circulante por el surco pueda alcanzar el valor máximo permisible. Este valor máximo viene determinado generalmente por la posibilidad de que se produzcan erosiones en el surco cuando su pendiente es superior a un 0,3%. El máximo caudal circulante que no producirá erosión en un surco puede estimarse mediante la siguiente ecuación:

$$q_s = \frac{0,038}{P} \quad [8-22]$$

donde:

$q_s$  = valor máximo del caudal circulante por el surco, en  $m^3/min$ .

$P$  = pendiente del terreno, en %.

En terrenos cuya pendiente es inferior a un 0,3%, el valor máximo del caudal circulante por el surco viene determinado por la capacidad hidráulica del surco, estimada mediante la expresión:

$$q_h = 3 \times A_s \quad [8-23]$$

donde:

$q_h$  = capacidad hidráulica del surco, en  $m^3/min$ .

$A_s$  = área transversal del surco, en  $m^2$ .

Tabla 8.15 Valores máximos recomendados para la longitud de un surco de cultivo, expresada en metros, en función del tipo de suelo y de la cantidad de agua utilizada en cada riego. Datos tomados de Booher (1974).

Pendiente del surco, %	Suelos arcillosos				Suelos francos				Suelos arenosos			
	espesor medio de lámina de agua utilizada para regar, en mm											
	75	150	230	305	50	100	150	200	50	75	100	125
0,05	910	400	400	400	120	270	400	400	60	90	150	180
0,10	340	430	460	490	180	340	430	460	90	120	180	210
0,20	370	460	520	610	210	370	460	520	120	180	240	300
0,30	400	490	610	790	270	400	490	580	150	210	270	400
0,50	400	490	550	730	270	370	460	520	120	180	240	300
1,00	270	400	490	580	240	300	370	460	90	150	210	240
1,50	240	330	430	490	210	270	340	400	75	120	180	210
2,00	210	270	340	400	180	240	300	340	60	90	150	180

La *duración del riego* es la suma del tiempo necesario para que el agua se infiltre hasta la profundidad deseada más el tiempo necesario para que el agua llegue hasta el extremo opuesto del surco. El tiempo necesario para que el agua se infiltre en el terreno depende de la capacidad de absorción del propio surco. No existe un método normalizado para estimar la capacidad de absorción de agua de un surco. El método recomendado para estimar tanto la capacidad

hidráulica del surco como la velocidad de infiltración consiste en realizar ensayos de campo como los indicados por Merriam y Keller (1978).

La *superficie de terreno regada* durante cada riego es función del número de riegos que pueden efectuarse durante un día, lo que depende a su vez de la mano de obra disponible y de la duración del riego. La superficie de terreno regada puede calcularse mediante la ecuación siguiente:

$$A_r = \frac{A}{N_r \times t_{dis}} \quad [8-24]$$

donde:

$A_r$  = superficie de terreno regada durante cada riego, en hectáreas.

$A$  = superficie total de terreno de riego, en hectáreas.

$N_r$  = número de riegos realizados cada día.

$t_{dis}$  = valor de diseño adoptado para el tiempo que debe transcurrir entre dos riegos consecutivos, en días.

La *capacidad hidráulica del sistema de riego* es función del número de surcos existentes en la zona regada y del caudal circulante por ellos. El número de surcos que es necesario disponer puede calcularse mediante la expresión:

$$N_s = \frac{10\,000 \times A_r}{L_s \times S_s} \quad [8-25]$$

donde:

$N_s$  = número de surcos en la superficie de terreno regada.

$A_r$  = superficie de terreno regada, en hectáreas.

$L_s$  = longitud de los surcos, en metros.

$S_s$  = separación entre dos surcos contiguos, en metros.

Una vez determinados estos parámetros, la capacidad hidráulica del sistema de riego puede calcularse mediante la expresión:

$$Q = N_s \times (q_s \text{ ó } q_h) \quad [8-26]$$

donde:

$Q$  = capacidad hidráulica del sistema de riego, en  $m^3/\text{min}$ .

$N_s$  = número de surcos existentes en la zona regada.

$q_s$  = máximo caudal circulante por el surco, en  $m^3/min$ .

$q_h$  = capacidad hidráulica del surco, en  $m^3/min$ .

### Distribución de las Amelgas (*Graded border*)

El Servicio de Conservación de Suelos ha desarrollado métodos semi-empíricos de diseño para todas las alternativas de sistemas de riego por amelgas. Los detalles concretos de estos métodos de diseño se describen en las referencias técnicas contenidas en la Tabla 8.9.

Los parámetros de diseño necesarios para definir la distribución de las amelgas son:

1. La pendiente de las amelgas.
2. La anchura de las amelgas.
3. La longitud de las amelgas.
4. El caudal circulante unitario.
5. La duración del riego.
6. La superficie de terreno regada.
7. La capacidad hidráulica del sistema de riego.

Un sistema de riego por amelgas puede implantarse en terrenos con pendientes de hasta un 7%, aunque las pendientes más frecuentes son iguales o inferiores a un 2%. La construcción de terrazas permite la implantación de amelgas en terrenos con pendientes de hasta un 20%.

La *anchura de las amelgas* viene normalmente determinada por las características propias de la maquinaria agrícola disponible, aunque también depende hasta cierto punto de la pendiente y del tipo de suelo, en cuanto que éstos parámetros afectan la uniformidad de la distribución del agua dentro de las amelgas. Las Tablas 8.16 y 8.17 contienen diversas directrices útiles para estimar la anchura de las amelgas.

El valor más apropiado para la longitud de una amelga depende de la pendiente del terreno, del valor máximo admisible del caudal circulante, del espesor de lámina de agua utilizada para regar, de la capacidad de retención de agua del suelo y de la configuración del terreno. Las directrices contenidas en las Tablas 8.16 y 8.17 son útiles para obtener una estimación inicial de la longitud de las amelgas.

El caudal de agua circulante se expresa en unidades de caudal por unidad de anchura de las amelgas, normalmente en términos de  $\text{m}^3/\text{min.m}$ . La mejor forma de determinar el caudal circulante óptimo es mediante ensayos experimentales sobre el terreno, tal como lo describen Merriam y Keller (1978). Los valores del caudal circulante indicados en las Tablas 8.16 y 8.17 para diferentes tipos de suelo y de cultivos pueden utilizarse en las fases iniciales del proyecto. Para obtener estimaciones más exactas de esta variable pueden utilizarse los métodos descritos en las referencias indicadas en la Tabla 8.9.

Tabla 8.16 Directrices para el diseño de un sistema de riego por amelgas, para un cultivo de raíces profundas. Datos tomados de Booher (1974).

Tipo de suelo y velocidad de infiltración	Pendiente %	Caudal circulante $\text{m}^3/\text{min.m}$ (a)	Volumen medio de agua usada mm	Tamaño de la amelga ancho m	Tamaño de la amelga largo m
ARENOSO velocidad de infiltración $\geq 25$ mm/h	0,4 - 0,6	0,500 - 0,610	100	9 - 12	60 - 90
	0,4 - 0,6	0,550 - 0,610	100	9 - 12	60 - 90
	0,6 - 1,0	0,330 - 0,500	100	6 - 9	75
ARENO-FRANCO velocidad de infiltración 20-25 mm/h	0,2 - 0,4	0,390 - 0,610	125	12 - 30	75 - 150
	0,4 - 0,6	0,330 - 0,500	125	7 - 12	75 - 150
	0,6 - 1,0	0,170 - 0,033	125	7	75
FRANCO-ARENOSO velocidad de infiltración 13-17 mm/h	0,2 - 0,4	0,330 - 0,450	150	12 - 30	90 - 240
	0,4 - 0,6	0,220 - 0,390	150	6 - 12	90 - 180
	0,6 - 1,0	0,110 - 0,220	150	6	90
FRANCO-ARCILLOSO velocidad de infiltración 6-13 mm/h	0,2 - 0,4	0,170 - 0,220	180	12 - 30	180 - 300
	0,4 - 0,6	0,110 - 0,170	180	6 - 12	90 - 180
	0,6 - 1,0	0,055 - 0,110	180	6	300
ARCILLOSO velocidad de infiltración 2-6 mm/h	0,2 - 0,3	110 - 220	200	12 - 30	> 370

a) Caudal circulante por un metro de ancho de la amelga.

El período de tiempo necesario para distribuir la cantidad de agua deseada puede determinarse mediante la siguiente ecuación:

$$t_r = \frac{L_a \times H}{60\,000 \times q_u} \quad [8-27]$$

donde:

$t_r$  = duración del riego, en horas.

$L_a$  = longitud de la amelga, en m.

$H$  = espesor total de lámina de agua utilizada para regar, en mm.

$q_u$  = caudal de agua circulante por un metro de ancho de la amelga, en  $m^3/\text{min.m}$ .

Tabla 8.17 Directrices para el diseño de un sistema de riego por amelgas, para un cultivo de raíces someras. Datos tomados de Booher (1974).

Tipo de suelo y velocidad de infiltración	Pendiente %	Caudal circulante $m^3/\text{min.m}$ (a)	Volumen medio de agua usada mm	Tamaño de la amelga ancho m	Tamaño de la amelga largo m
FRANCO-ARCILLOSO	0,15 - 0,6	0,330 - 0,450	50 - 100	5 - 18	9 - 180
0,60 m de profundidad sobre subsuelo permeable	0,6 - 1,5 1,5 - 4,0	0,220 - 0,390 0,110 - 0,220	50 - 100 50 - 100	5 - 6 5 - 6	90 - 180 90
ARCILLOSO	0,15 - 0,6	0,170 - 0,220	100 - 150	5 - 18	180 - 300
0,60 m de profundidad sobre subsuelo permeable	0,6 - 1,5 1,5 - 4,0	0,110 - 0,170 0,055 - 0,110	100 - 150 100 - 150	5 - 6 5 - 6	180 - 300 180
FRANCO	1,0 - 4,0	0,055 - 0,220	25 - 75	5 - 6	90 - 300
0,15-0,45 m de profundidad sobre suelo duro e impermeable					

a) Caudal circulante por un metro de ancho de la amelga.

La *superficie de terreno* regada puede determinarse mediante la Ecuación 8.24 siguiendo el mismo método que el indicado en el caso de sistemas de riego mediante surcos.

La *capacidad hidráulica del sistema de riego* depende del número de amelgas de que consta la superficie total de terreno que se desea regar, de la anchura de las amelgas y del caudal circulante por unidad de ancho. La capacidad hidráulica del sistema de riego puede calcularse mediante la ecuación:

$$Q = \frac{10\,000 \times A_r \times q_u}{L_a} \quad [8-28]$$

donde:

$Q$  = capacidad hidráulica del sistema de riego, en  $m^3/\text{min}$ .

$A_r$  = superficie de terreno que se desea regar, en hectáreas.

$q_u$  = caudal de agua circulante por un metro de ancho de la amelga, en  $m^3/\text{min.m}$ .

$L_a$  = longitud de la amelga, en m.

### **Materiales de Construcción**

Los componentes de un sistema de distribución de agua han de estar contruidos con materiales que aseguren su durabilidad y operatividad durante su uso con un agua residual cuyo contenido salino y de materias en suspensión puede ser elevado. Los equipos, especialmente las conducciones y las boquillas, deben ser resistentes a la corrosión y capaces de funcionar sin averías en presencia de materias en suspensión y de sustancias orgánicas como las contenidas en las aguas residuales. Las tuberías de aluminio deben estar revestidas interiormente con una capa protectora contra la corrosión.

### **Sistemas de Retorno de las Aguas de Escorrentía**

Las normas de los servicios técnicos de la administración prohíben normalmente que los terrenos regados con agua residual regenerada produzcan aguas de escorrentía superficial. Los sistemas de riego por aspersión deben proyectarse de tal modo que el agua de riego no pueda producir escorrentía superficial. No obstante, los sistemas de riego superficial producen casi siempre una cierta cantidad de escorrentía que debe quedar confinada dentro del terreno regado. Un sistema típico de retorno de las aguas de escorrentía es el constituido por un depósito o sumidero, una o varias bombas hidráulicas y una tubería de retorno. La Tabla 8.18 contiene directrices útiles para estimar el volumen de agua de escorrentía, la duración del flujo de agua de escorrentía y el volumen del dispositivo de contención de dichas aguas. Las bombas hidráulicas pueden ser del tamaño que resulte más adecuado, aunque se recomienda que posean una capacidad mínima igual a un 25% de la capacidad hidráulica del sistema de riego (Hart, 1975). Para obtener información adicional sobre estos temas pueden consultarse las referencias indicadas en la Tabla 8.9.

### **Sistemas de Drenaje Subterráneo**

Los apartados siguientes contienen una evaluación de la necesidad de disponer de un sistema de drenaje subterráneo así como un breve análisis de los diversos aspectos a tener en cuenta durante su diseño.

#### **Necesidad de un sistema de drenaje subterráneo**

Los sistemas de drenaje subterráneo son necesarios para asegurar que las condiciones existentes en la zona radicular de las plantas son idóneas para su desarrollo. La presencia de un nivel freático elevado, a menos de 3 metros bajo

la superficie del suelo, es un signo revelador de un drenaje subterráneo deficiente e indica la necesidad de instalar drenajes subterráneos que mantengan el suelo en condiciones adecuadas. Incluso cuando no existe un nivel freático, o cuando éste se encuentre a gran profundidad, es necesario evaluar siempre las condiciones del terreno a fin de determinar si pueden presentarse problemas de drenaje en el futuro, como consecuencia de su puesta en regadío.

Tabla 8.18 Valores recomendados para los parámetros de diseño de un sistema de retorno de las aguas de escorrentía de un sistema de riego. Datos tomados de Hart (1975).

Tipo	Velocidad de infiltración mm/h	Intervalo de textura del suelo	Duración máxima del caudal de escorrentía  % del período de riego	Volumen estimado de escorrentía,  % del volumen de riego	Volumen máximo recomendado de escorrentía,  % del volumen de riego
Muy lento a lento	1,5 - 5,0	arcilloso a franco-arcilloso	33	15	30
Lento a moderado	5,0 - 15,0	franco-arcilloso a franco-limoso	33	25	50
Moderado a moderadamente rápido	15,0 - 150	franco-limoso a franco-arenoso	75	35	70

El primer aspecto a tener en cuenta en ese estudio es el perfil del suelo y, muy particularmente, su permeabilidad en los 3 m superficiales. Así mismo, debe determinarse la posible existencia de diferencias significativas en la permeabilidad del suelo debido a la presencia de lentejones de arcilla o de capas de suelo duro e impermeable. Esta dos últimos tipos de formación geológica pueden producir elevaciones localizadas del nivel freático, lo que puede provocar a su vez problemas de drenaje aún cuando el nivel freático general se encuentre a profundidades iguales o superiores a 3 metros. Los cambios de permeabilidad del suelo en función de la profundidad, tal como ocurre en suelos de textura ligera situados sobre una capa de arcilla, pueden crear también problemas de drenaje. La existencia de una cualquiera de estas circunstancias puede provocar la aparición de problemas de drenaje, por lo que deben adoptarse las medidas necesarias para la instalación de un sistema de drenaje subterráneo.

Cuando el nivel freático se extiende bajo una gran superficie de terreno, el régimen del flujo de agua existente debe evaluarse mediante una red de pozos de observación, en los que pueda medirse la elevación de la altura piezométrica. Estos datos experimentales permitirán determinar la dirección del flujo de agua, lo que puede ayudar a su vez a determinar el tipo de sistema de drenaje necesario. Si los datos obtenidos de los pozos de observación revelan cambios insignificantes del nivel freático bajo toda la zona, puede ser una indicación de

que el drenaje subterráneo a gran escala es deficiente y de que existen grandes posibilidades de que se presenten problemas de drenaje si la zona se dedica al regadío. El análisis del flujo de agua puede proporcionar también información sobre las fuentes reales o potenciales de agua de drenaje. Si el régimen de flujo indica que el riego que se realiza en las zonas más altas del campo aporta caudales de aguas subterráneas, es muy posible que sea necesario instalar un sistema de drenaje en los campos situados más abajo. No obstante, la colocación de un conducto que intercepte las aguas provenientes de las zonas más altas puede ser suficiente para evacuar las aguas de drenaje.

Otro aspecto a tener en cuenta es la ubicación del terreno con respecto a canales, zanjas, ríos, lagunas o cualquier otra masa de agua próximas. Las infiltraciones desde estas masas de agua pueden contribuir substancialmente a agravar los problemas actuales o futuros de drenaje del terreno de riego.

Por último, es necesario considerar el volumen potencial de agua de drenaje que puede generarse en la zona. Para obtener este valor es necesario determinar la cantidad y la frecuencia de las precipitaciones que se registran en la zona y la fracción de agua de riego que, destinada al lavado del suelo, ha de emplearse en el control de la salinidad del suelo.

### **Consideraciones relativas al diseño del sistema de drenaje**

Si las investigaciones preliminares indican la existencia de problemas de drenaje, o la posibilidad de que éstas ocurran en el futuro, es necesario instalar un sistema de drenaje subterráneo. No obstante, antes de proceder a su instalación definitiva, es necesario determinar el método que se desea adoptar para la evacuación del agua de drenaje. En algunas zonas se utilizan zanjas abiertas, en las que el sistema de drenaje subterráneo desagua por gravedad, que conducen el agua de drenaje hasta el punto de vertido final. Cuando no es posible realizar el desagüe por gravedad, es necesario utilizar un sumidero en donde recoger el agua de drenaje e impulsarla posteriormente mediante una bomba hidráulica hasta el conducto de vertido final.

Cuando no existe un sistema de conducciones específico que permita verter el agua proveniente del sistema de drenaje subterráneo, es necesario encontrar una forma alternativa de verter esas aguas. Entre los posibles métodos a considerar pueden mencionarse el vertido en el sistema de canales de agua de riego, el vertido en cursos de agua o canales, la recirculación sobre el terreno de riego, el vertido en una marisma o la utilización de una laguna de evaporación. El factor determinante a tener en cuenta cuando se trata de verter el agua de drenaje a un curso de agua superficial, como un río, un canal o una zanja de riego, es la calidad del agua de drenaje.

Las aguas de drenaje de buena calidad pueden verterse normalmente, siempre que se obtengan los correspondientes permisos de vertido. Sin embargo, si la calidad del agua de drenaje es deficiente y no se dispone de un método de vertido que evite el deterioro de la calidad de los usuarios situados aguas abajo, será necesario considerar su vertido final dentro de los límites de la propia zona

de riego. Si esto tampoco fuera posible, la única solución alternativa es encontrar zonas de terreno con unas condiciones de drenaje más satisfactorias.

Una vez establecida la necesidad de instalar un sistema de drenaje subterráneo y la posibilidad de verter adecuadamente el agua de drenaje, el paso siguiente consiste en proyectar un sistema de drenaje que permita un control satisfactorio del nivel freático. Esto requiere la selección de los valores más adecuados de la profundidad y la separación de los tubos de drenaje, que a su vez dependen del tipo de cultivo, del tipo de suelo, de la calidad del agua subterránea, de la calidad del agua de riego y del volumen de agua de drenaje.

La profundidad del nivel freático necesaria para mantener unas buenas condiciones en la zona radicular depende de diversos factores como el tipo de cultivo, el tipo de suelo y la calidad de las aguas subterráneas y del agua de riego. En general, en condiciones de aridez como las existentes en el Valle del San Joaquín, el control de la profundidad del nivel freático tiene como objetivo evitar una acumulación excesiva de sales por ascenso de aguas subterráneas saladas hacia la zona radicular. Hay que señalar que, en este caso, la calidad de las aguas subterráneas es normalmente muy inferior a la del agua de riego. La profundidad del nivel freático recomendada viene indicada en la Tabla 8.19. Por otra parte, en las zonas en que el nivel freático es elevado y las aguas subterráneas son salinas, se recomienda utilizar cultivos tolerantes a las sales.

Tabla 8.19 Profundidad recomendada para el nivel freático en zonas áridas. Datos tomados de Booher (1974).

Cultivo	Profundidad del nivel freático, m		
	Textura de suelo fina (permeable)	Textura de suelo media	Textura de suelo gruesa
de campo	0,9	1,2	0,9
hortícola	0,9	1,1	0,9
de árboles	1,4	1,4	1,1

Nota: Durante los períodos de mantenimiento de barbecho, el nivel freático debe mantenerse a una profundidad de 1,4 m, en suelos de textura fina y ligera, y entre 1,5 y 1,8 m, en suelos de textura media.

No obstante, en zonas como las de la Costa Central de California, los únicos objetivos del drenaje pueden ser evitar la saturación del suelo y la mejora de la circulación sobre el terreno. En otros casos, el drenaje sólo funciona durante los meses de invierno, cuando se registran grandes cantidades de lluvia. Lógicamente, el agua de drenaje en estos casos es en general de buena calidad.

La separación entre tubos de drenaje necesaria para mantener el nivel freático a la profundidad deseada dependerá del volumen de agua que debe drenarse, de la permeabilidad del suelo y de la diferencia de cotas entre el nivel freático en la vertical del punto medio entre los conductos de drenaje y el propio tubo de drenaje. La permeabilidad de un suelo es una medida de la facilidad con la que el agua se mueve a través de éste. Un suelo arenoso tiene generalmente una permeabilidad elevada, mientras que un suelo arcilloso tiene normalmente una permeabilidad baja; no obstante, estas propiedades no son necesariamente ciertas en todos los casos. Por ello, se recomienda determinar experimentalmente la permeabilidad del suelo que se desea drenar, tal como indica el Capítulo 4.

Un ensayo de campo es el método más usual y sencillo para medir la permeabilidad *in situ*. El método consiste en perforar un orificio hasta una profundidad mínima igual a la prevista para el sistema de drenaje, tal como se indica en la Figura 8.3, y dejar que el nivel del agua en el orificio alcance el equilibrio con el nivel freático. Una vez alcanzado el equilibrio, el orificio debe vaciarse de agua rápidamente, iniciando a continuación el registro de la altura del nivel del agua en función del tiempo. Mediante la representación gráfica de la altura alcanzada por el agua en función del tiempo transcurrido es posible obtener una curva cuya pendiente en el origen permite calcular la permeabilidad del suelo, tal como se ilustra en la Figura 8.4. La ecuación utilizada para estimar la permeabilidad del suelo tiene la forma siguiente:

$$K = - C \times (\text{Pendiente en el origen}) \quad [8-29]$$

donde K representa la permeabilidad del suelo y C es un parámetro dependiente del diámetro del orificio, de la profundidad del orificio por debajo del nivel freático, de la profundidad del agua en el orificio después de que ha sido vaciado y de la ubicación de las capas impermeables o permeables respecto al fondo del orificio. Los valores de C para las diversas combinaciones de estos factores aparecen en la Tabla 8.20.

El volumen de agua que será necesario drenar puede estimarse a partir de del volumen de percolación profunda obtenido mediante la ecuación siguiente:

$$q_d = \frac{(P/100) \times V_r}{t} \quad [8-30]$$

donde:

$q_d$  = coeficiente de drenaje, expresado como el volumen de agua que será necesario drenar en 24 horas.

$V_r$  = volumen de agua utilizado para regar.

P = porcentaje del agua de riego que se convierte en agua de percolación profunda.

t = tiempo transcurrido entre dos riegos sucesivos, en días.

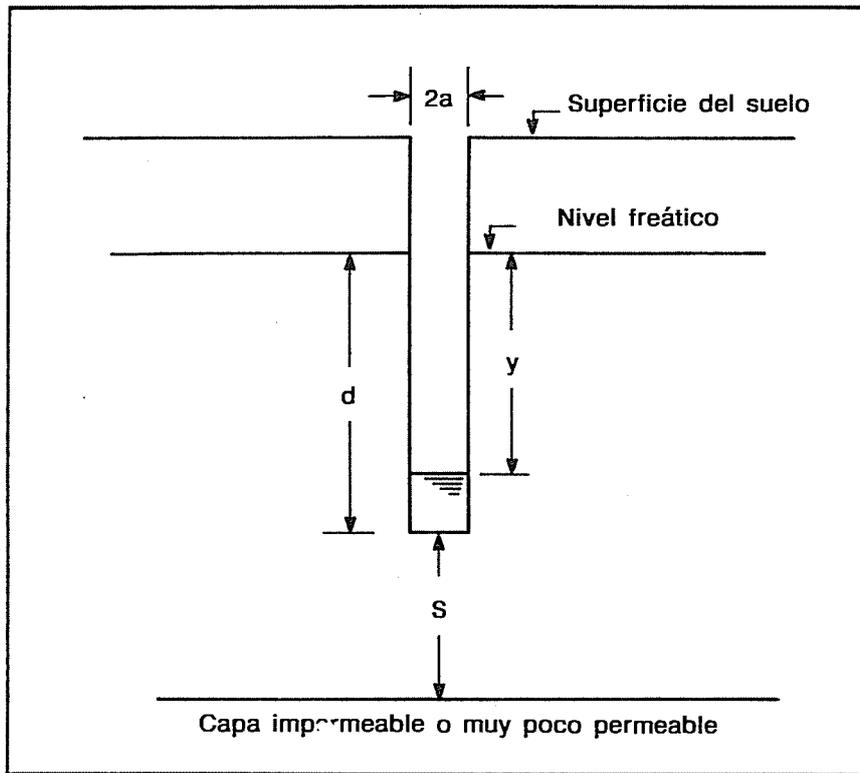


Figura 8.3 Ensayo de determinación de la permeabilidad del suelo.

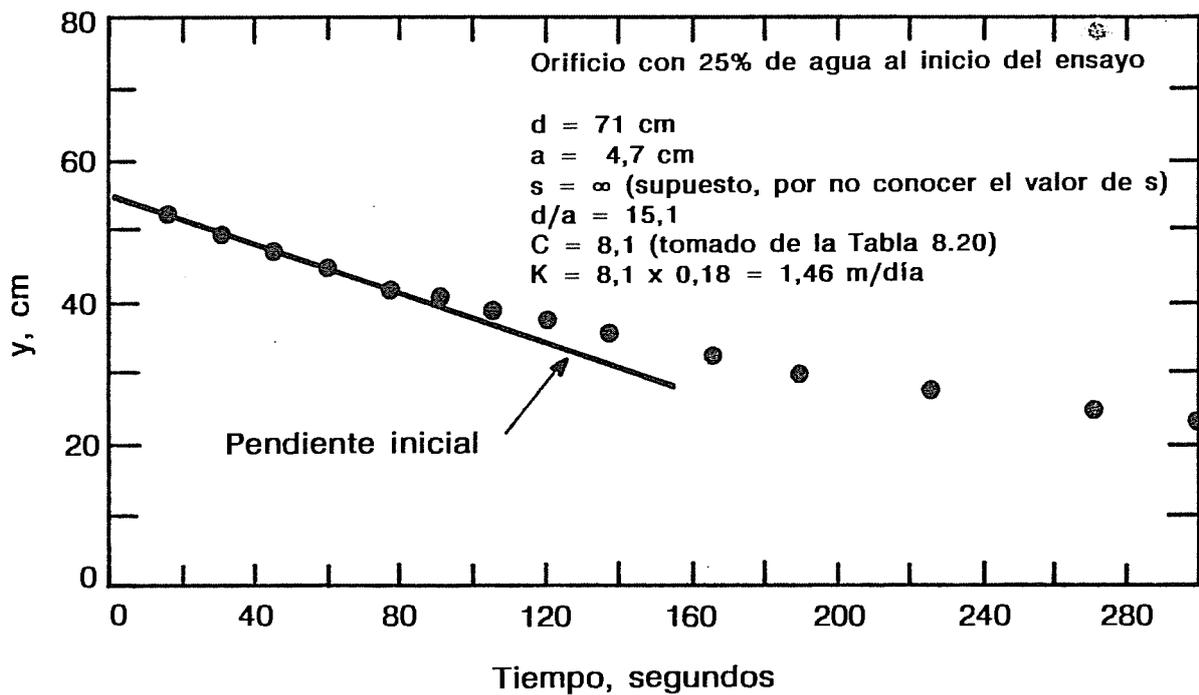


Figura 8.4 Método gráfico para estimar la permeabilidad de un suelo a partir de los datos experimentales del ensayo de campo.

No obstante, hay que resaltar la posibilidad de que en ciertos casos se produzca un flujo lateral significativo de agua subterránea proveniente de las capas adyacentes o superiores. En general, el volumen de agua generado por este flujo lateral es desconocido.

Tabla 8.20 Valores del parámetro C de la Ecuación 8-28. Multiplicando el correspondiente valor de C por la velocidad de ascensión del agua en el orificio, medida en cm/s, se obtiene el valor de la permeabilidad del suelo circundante, k, medida en m/día.

d/a	Nivel inicial	Capa impermeable situada a una profundidad s/d =							
		0,00	0,05	0,10	0,20	0,50	1,00	2,00	5,00
1	vacío	447,0	423,0	404,0	375,0	323,0	386,0	264,0	255,0
	25% lleno	469,0	450,0	434,0	408,0	360,0	324,0	303,0	292,0
	50% lleno	555,0	537,0	522,0	497,0	449,0	411,0	386,0	380,0
2	vacío	186,0	176,0	167,0	154,0	134,0	123,0	118,0	116,0
	25% lleno	196,0	187,0	180,0	168,0	149,0	138,0	133,0	131,0
	50% lleno	234,0	225,0	218,0	207,0	188,0	175,0	169,0	167,0
5	vacío	51,9	58,6	46,2	52,8	38,7	36,9	36,1	
	25% lleno	54,8	52,0	49,9	46,8	42,8	41,0	40,2	
	50% lleno	66,1	63,4	61,3	58,1	53,9	51,9	51,0	
10	vacío	18,1	16,9	16,1	15,1	14,1	13,6	13,4	
	25% lleno	19,1	18,1	17,4	16,5	15,5	15,0	14,8	
	50% lleno	23,3	22,3	21,5	20,6	19,5	19,0	18,8	
20	vacío	5,91	5,53	5,30	5,06	4,81	4,70	4,66	
	25% lleno	6,27	5,94	5,73	5,50	5,25	5,15	5,10	
	50% lleno	7,76	7,34	7,12	6,88	6,60	6,48	6,43	
50	vacío	1,25	1,18	1,14	1,11	1,07	1,05		
	25% lleno	1,33	1,27	1,23	1,20	1,16	1,14		
	50% lleno	1,64	1,57	1,54	1,50	1,46	1,44		
100	vacío	0,37	0,35	0,34	0,34	0,33	0,32		
	25% lleno	0,40	0,38	0,37	0,36	0,35	0,35		
	50% lleno	0,49	0,47	0,46	0,45	0,44	0,44		

Continúa en la página siguiente

Una vez conocidas la permeabilidad del suelo, la cantidad de agua de drenaje, la profundidad del nivel freático en la vertical del punto medio entre los conductos de drenaje y la profundidad de estos mismos conductos, es posible calcular la separación entre los tubos de drenaje utilizando un método apropiado. El método de cálculo normalmente empleado en el Valle del San Joaquín está basado en el nomograma indicado en la Figura 8.5, desarrollado de forma experimental a partir de caudales de drenaje y de profundidades del nivel freático obtenidos en sistemas de drenaje existentes.

El proceso de cálculo consiste en determinar en primer lugar el cociente entre el caudal de drenaje,  $q_d$ , y la permeabilidad del suelo, K, teniendo en

cuenta que ambos valores han de venir expresados en las mismas unidades. El valor del cociente así obtenido se sitúa sobre el eje de ordenadas de la Figura 8.5, y desde él se traza una línea horizontal hasta interceptar la línea correspondiente a la altura relativa del nivel freático sobre el drenaje, designada con la letra  $m$ . El valor de  $m$  representa la diferencia entre la profundidad del conducto de drenaje y la profundidad del nivel freático en la vertical del punto medio de los conductos de drenaje. Desde el punto de intersección así obtenido se traza una línea vertical hasta el eje de abscisas. El valor de la abscisa obtenido representa la separación entre conductos de drenaje buscada. La Figura 8.5 ilustra este proceso de cálculo. Las referencias indicadas en la Tabla 8.9 proporcionan una descripción más detallada de otros métodos de diseño.

Tabla 8.20 (Continuación) Valores del parámetro C de la Ecuación 8-28. Multiplicando el correspondiente valor de C por la velocidad de ascensión del agua en el orificio, medida en cm/s, se obtiene el valor de la permeabilidad del suelo circundante,  $k$ , medida en m/día.

d/a	Nivel inicial	s/d = $\infty$ Capa de grava situada a una profundidad s/d =				
		medio infinito	5,00	2,00	1,00	0,5
1	vacío	254,0	252,0	241,0	213,0	166,0
	25% lleno	291,0	289,0	278,0	248,0	198,0
	50% lleno	379,0	377,0	359,0	324,0	264,0
2	vacío	115,0	115,0	113,0	106,0	91,0
	25% lleno	131,0	130,0	128,0	121,0	106,0
	50% lleno	167,0	166,0	164,0	156,0	139,0
5	vacío	35,8		35,5	34,6	32,4
	25% lleno	40,0		39,6	38,6	36,3
	50% lleno	50,7		50,3	49,2	46,6
10	vacío	13,4		13,3	13,1	12,6
	25% lleno	14,8		14,7	14,5	14,0
	50% lleno	18,7		18,6	18,4	17,8
20	vacío	4,64		4,62	4,58	4,46
	25% lleno	5,08		5,07	5,02	4,89
	50% lleno	6,41		6,39	6,34	6,19
50	vacío	1,04			1,03	1,02
	25% lleno	1,13			1,12	1,11
	50% lleno	1,43			1,42	1,39
100	vacío	0,32			0,32	0,31
	25% lleno	0,35			0,34	0,34
	50% lleno	0,44			0,43	0,43

Quando existe la posibilidad de que el flujo lateral llegue a alcanzar una importancia significativa, la separación relativa de los conductos de drenaje debe disminuirse atendiendo a la importancia que se conceda a ese flujo lateral. Hay que señalar no obstante que este ajuste se realiza por iteraciones sucesivas. Si

una vez instalado el sistema de drenaje se observa que la profundidad del nivel freático en la vertical del punto medio de los conductos de drenaje no es la adecuada, puede ser necesario instalar conductos de drenaje adicionales para disminuir la separación relativa entre ellos.

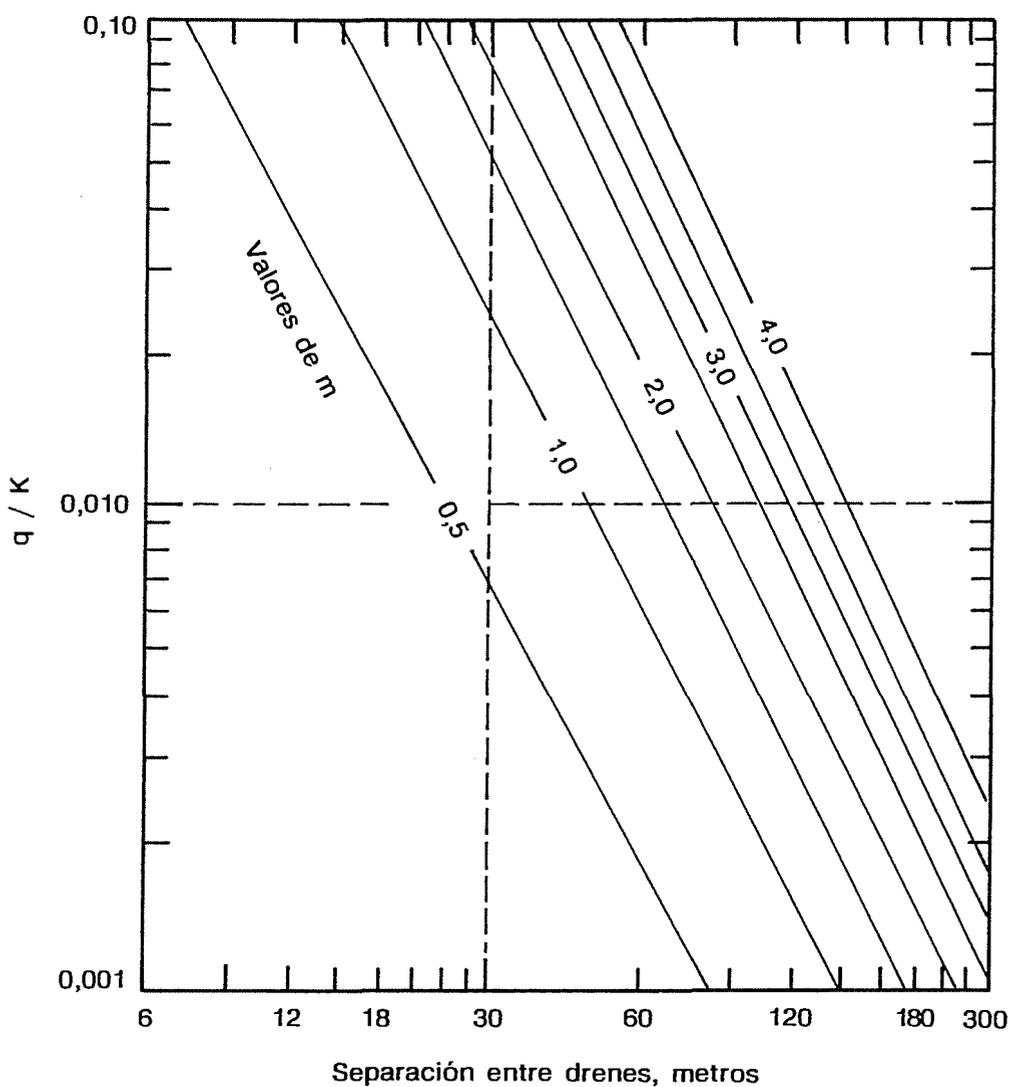


Figura 8.5 Nomograma utilizado par determinar la separación entre drenes en el Valle del San Joaquín.

**Plan de Explotación**

Además de los planos y documentos de proyecto, el ingeniero proyectista debe elaborar un plan de explotación destinado al responsable de la explotación del sistema de riego. Este plan de explotación debería contener la siguiente información:

1. Un plano de la superficie de terreno regada en la que aparezcan:
  - a. La numeración de los campos, su superficie y su cultivo.
  - b. El trazado del sistema de riego y sus dispositivos de control.
  - c. El trazado del sistema de drenaje y sus dispositivos de control.
  - d. Cualquier otra información de interés.
2. Una descripción del perfil del suelo, en la que se indique:
  - a. Los cambios de textura en función de la profundidad.
  - b. La capacidad de retención de agua (CRA).
  - c. El déficit permitido por la explotación (DPE) antes de que deba iniciarse el riego.
3. La información relativa al cultivo, en particular:
  - a. Como implantar el cultivo.
  - b. La rotación de cultivos, si es necesaria.
  - c. La profundidad de la zona radicular.
  - d. Los períodos críticos del crecimiento.
4. La descripción del agua de riego que se va a utilizar:
  - a. La fuente de abastecimiento, bien sea agua residual o una mezcla de diversos tipos de agua.
  - b. Los parámetros de calidad del agua de riego.
  - c. Los caudales de agua y el tiempo durante el que se dispondrá de ellos.
  - d. La presión de servicio.
  - e. Los medios de control del caudal o de la presión.

5. La forma de elaborar el calendario de riegos.
6. El modo de determinar cuando debe interrumpirse el riego.
7. El número de campos que pueden regarse simultáneamente.
8. El orden en que deben regarse los diferentes campos.
9. La secuencia de operaciones que debe seguirse para poner en marcha el sistema de riego.
10. La secuencia de operaciones que debe seguirse para parar el sistema de riego.
11. Los dispositivos de seguridad.
12. Las tareas de mantenimiento y su frecuencia.
13. El calendario del programa de vigilancia exigido tanto por los servicios de la administración como por la gestión de los cultivos.
14. El diseño (planos) del sistema de riego.

## REFERENCIAS

- Boast, C.W. y D. Kirkham (1971). Auger hole seepage theory. *Proceedings of the American Society of Soil Science*, 35(3):365-373.
- Booher, L.J. (1974). *Surface Irrigation*. FAO Agricultural Development Paper No. 95. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Roma, Italia.
- Bureau of Reclamation of the U.S. Department of the Interior (1973). *Design of Small Dams*. 2ª edición. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.
- Bureau of Reclamation of the U.S. Department of the Interior (1978). *Drainage Manual*. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.
- Dickey, G.L. y W.L. Johnston (1971). *The Development of an Agricultural Drainage Guide*. Paper No. 71-241. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Michigan.
- Dillon, R.C., E.A Hiler y G. Vittetoe (1972). Center-pivot sprinkler design based on intake characteristics. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 15(5):996-1001.
- Fry, A.W. y A.S. Gray (1971). *Sprinkler Irrigation Handbook*. 10ª Edición. Rain Bird Sprinkler Manufacturing Corporation. Glendora, California.
- Hart, W.E. (1975). *Irrigation System Design*. Colorado State University, Department of Agricultural Engineering. Fort Collins, Colorado.
- Jensen, M.E., Editor (1980). *Design and Operation of Farm Irrigation Systems*. American Society of Agricultural Engineers, Monograph No. 3. St. Joseph, Michigan.
- McCulloch, A.W. (1973). *Lockwood-Ames Irrigation Handbook*. W.R. Ames Company, Gering, Nebraska.

- Merriam, J.L. y J. Keller (1978). *Irrigation System Evaluation: a Guide for Management*. Utah State University, Logan, Utah.
- Pair, C.H., Editor (1975). *Sprinkler Irrigation*, 4ª edición. Sprinkler Irrigation Association. Silver Spring, Maryland.
- Schulbach, H. y J.L. Meyer (1979). *Tailwater Recovery Systems, their Design and Cost*. Leaflet No. 21063. University of California, Division of Agricultural Sciences, Davis, California.
- Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del U.S. Department of Agriculture (1972). *Drainage of Agricultural Land*. A practical handbook for the planning, design, construction, and maintenance of agricultural drainage systems. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.
- Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del U.S. Department of Agriculture (1974). Border irrigation. Capítulo 4, sección 15, en el libro titulado *Irrigation: SCS National Engineering Handbook*. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.
- Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del U.S. Department of Agriculture (1975). *Agricultural Waste Management Field Manual*. USDA, Soil Conservation Service, Washington, D.C.
- Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del U.S. Department of Agriculture (1983). Sprinkler irrigation. Capítulo 11, sección 15. En el libro titulado *Irrigation: SCS National Engineering Handbook*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del U.S. Department of Agriculture (en prensa). Furrow irrigation. Capítulo 5, sección 15, en el libro titulado *Irrigation: SCS National Engineering Handbook*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Servicio de Conservación de Suelos (SCS) del U.S. Department of Agriculture (en prensa). Trickle irrigation. Capítulo 7, sección 15, en el libro titulado *Irrigation: SCS National Engineering Handbook*. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 615/1-81-013, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Van Schilfhaarde, J., Editor (1974). *Drainage for Agriculture*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- Water Information Center Inc. (1974). *Climates of the States--Western States*, Vol. II. Port Washington, New York.

# CAPÍTULO 9

---

## ASPECTOS ECONÓMICOS DEL RIEGO CON AGUA RESIDUAL REGENERADA

Charles V. Moore, Kent D. Olson y Miguel A. Mariño

### INTRODUCCIÓN

Para que el riego con agua residual regenerada represente una alternativa razonable para un municipio, es preciso demostrar su viabilidad económica y financiera tanto a los agricultores como a los propietarios de las tierras y a los arrendatarios. La viabilidad económica y financiera de estos proyectos es importante para el propio municipio y para el agricultor. Cuando el municipio es el propietario de los terrenos, el proyecto tiene que ser atrayente también para los posibles arrendatarios; dicho de otro modo, la utilización contractual del agua residual regenerada ha de permitir a los futuros responsables de la explotación agrícola obtener un beneficio que no podrían conseguir si no dispusieran de ella.

Las primeras secciones de este capítulo describen brevemente las características de la oferta de agua residual tratada relativas a: 1) la estacionalidad de los caudales, tanto si se utiliza o no un sistema de regulación de caudales, 2) los costes de transporte y 3) los factores determinantes del precio del agua. En las secciones posteriores se analizan los factores determinantes de la demanda económica de agua residual tratada, entre los que cabe mencionar la evapotranspiración de los cultivos que puedan realizarse, los métodos alternativos de riego, el valor nutritivo de los efluentes primario y secundario de agua residual tratada y los problemas causados por la salinidad; en estas secciones también se incluyen algunos comentarios generales sobre el riesgo y la inseguridad característicos de esta actividad económica.

Por último, este capítulo examina globalmente el sistema de tratamiento y vertido de agua residual mediante la aplicación de un modelo de programación lineal a una explotación agrícola individual. Este modelo trata de ilustrar las posibles alternativas de que dispone un agricultor para alcanzar su objetivo de obtener el mayor beneficio posible, dentro de los márgenes de variación de la

oferta y de la demanda y de las condiciones contractuales del uso de agua residual regenerada.

## CAACTERÍSTICAS DE LA OFERTA DE AGUA RESIDUAL TRATADA

### Variaciones Estacionales de los Caudales

Los caudales de agua residual generados por las actividades comerciales e industriales de carácter estacional muestran una variación periódica similar (Metcalf and Eddy, 1981). Del mismo modo, las fluctuaciones estacionales de determinados sectores de población, como el de estudiantes o el de turistas, también dan lugar a variaciones extremas de los caudales de agua residual. El Capítulo 2 contiene un análisis de las variaciones estacionales que suelen registrarse en los caudales de agua residual.

La Figura 9.1 muestra la evolución mensual de los caudales afluentes a la planta de tratamiento de agua residual de la ciudad de Davis, California, cuya población aproximada es de 35 000 personas y en la que no existe ninguna industria con un consumo importante de agua. La única gran instalación de productos alimenticios existente en la ciudad dispone de una planta de tratamiento propia, al igual que ocurre con el campus de la Universidad de California.

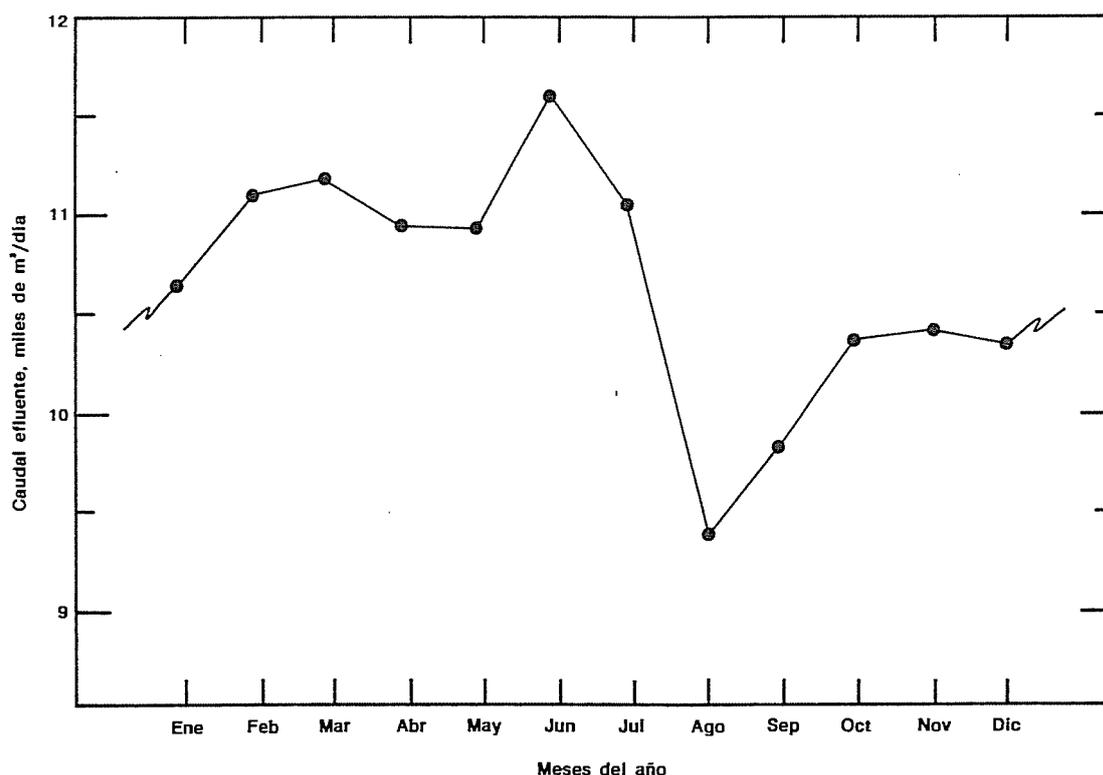


Figura 9.1 Caudal medio diario registrado durante los diferentes meses del año en la planta de tratamiento de agua residual de la ciudad de Davis, California, durante el período de 1973 a 1981.

## Costes del Sistema de Aducción

El coste total de la aducción de agua hasta el lugar de su reutilización dependerá principalmente de la distancia existente entre éste y la planta de tratamiento, así como de la posible impulsión que deba realizarse para trasladar el agua hasta una zona cuyas condiciones topográficas y agronómicas sean favorables para una explotación agrícola de regadío.

Los costes de construcción varían de unas áreas geográficas a otras, e incluso dentro de una misma área, en función de las características de la zona en que deban realizarse las obras, ya sea ésta de carácter rural o bien de carácter urbano. Los costes de construcción varían también en función del tipo y material de la conducción utilizada, de los accesorios y dispositivos que se instalen, de la profundidad a que deba colocarse la conducción y de la impulsión hidráulica que haya de realizarse. Así, por ejemplo, una curva típica representativa de los costes de construcción de una conducción de agua, en dólares de 1978, en función de su capacidad hidráulica es la propuesta por Ocanas y Mays (1980). La curva está basada en los datos recogidos por Dames y Moore (1978) y tiene la siguiente expresión:

$$CC = 5,88 \times Q^{0,461} \quad [9-1]$$

donde:

CC = coste de construcción por metro lineal, en dólares de 1978.

Q = capacidad hidráulica de proyecto, en m<sup>3</sup>/día.

Dames y Moore (1978) recopilaron los presupuestos de adjudicación de las obras de más de 500 instalaciones de bombeo de agua residual, con capacidades comprendidas entre 380 m<sup>3</sup>/día y más de 380000 m<sup>3</sup>/día, y con alturas de elevación comprendidas entre 3 m y más de 30 m. El análisis de estos datos les permitió concluir que el coste de construcción de una estación de bombeo puede estimarse mediante la expresión siguiente:

$$CB = 59,6 \times Q^{1,08} \quad [9-2]$$

donde:

CB = coste de construcción de la estación de bombeo, expresado en dólares de 1978 por metro de altura de elevación del agua.

Q = capacidad hidráulica de proyecto, en m<sup>3</sup>/día.

## Regulación de Caudales en Paralelo (*Off-line storage*)

Un componente esencial de cualquier sistema de riego es un dispositivo de regulación de caudales. Entre los factores a tener en cuenta para determinar la capacidad de un embalse regulador de caudales de agua residual regenerada

hay que destacar la duración de la estación en que no es necesario regar, los caudales de agua residual necesarios, el régimen de precipitaciones de la zona, la evaporación característica de la zona y la permeabilidad del terreno de cultivo (Loehr y cols., 1979). La Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA, 1975) ha desarrollado programas de cálculo con ordenador que, basados en variaciones climáticas y meteorológicas, permiten estimar los volúmenes de agua que es necesario almacenar en las distintas zonas de los Estados Unidos. Así, por ejemplo, el período medio de tiempo en que no es necesario regar en la zona de Sacramento, y durante el cual sería necesario disponer normalmente de un dispositivo de regulación de caudales, es aproximadamente de 40 días.

La mayoría de los embalses de regulación de agua de riego agrícola se construyen con diques de material uniforme (USEPA, 1977). En California, todo embalse cuyos diques sean superiores a 1,8 m y cuya capacidad exceda de 62000 m<sup>3</sup> está sometido a la normativa estatal relativa al proyecto y construcción de presas y, por lo tanto, sus planos deben ser revisados y aprobados por los servicios administrativos correspondientes (California Department of Water Resources, 1974).

La Figura 9.2 ilustra los costes de construcción y de explotación y mantenimiento de los dispositivos de regulación de caudales en función de su capacidad. El coste de construcción de un depósito de 3800 m<sup>3</sup> de capacidad asciende aproximadamente a 5000 dólares de 1979. A este coste habrá de añadirse en determinados casos el de recubrimiento de las superficies interiores del embalse y el de protección de sus diques. Como muestra la Figura 9.2, el coste de explotación y mantenimiento puede reducirse significativamente a medida que aumenta el tamaño del embalse. No obstante, hay que indicar que estos costes son solamente estimativos. Si se desea información adicional sobre la elaboración de este tipo de datos puede consultarse el estudio realizado por Reed y cols. (1979).

Los costes asociados con la regulación de caudales de agua residual pueden ser sufragados tanto por el municipio como por el propietario de los terrenos, e incluso por ambas partes a la vez, dependiendo de las condiciones contractuales establecidas entre el municipio y el propietario del terreno. En cualquier caso, hay que señalar que los costes de regulación de caudales pueden ser muy considerables y, por lo tanto, deben tenerse muy en cuenta durante el análisis de la viabilidad económica de la utilización de agua residual regenerada. La importancia y las consecuencias que un dispositivo de regulación de caudales en paralelo tienen para los responsables de una explotación agrícola en que se utilice agua residual tratada para regar serán analizadas detalladamente en el apartado dedicado al ajuste entre oferta y demanda de agua, titulado "Visión de Conjunto".

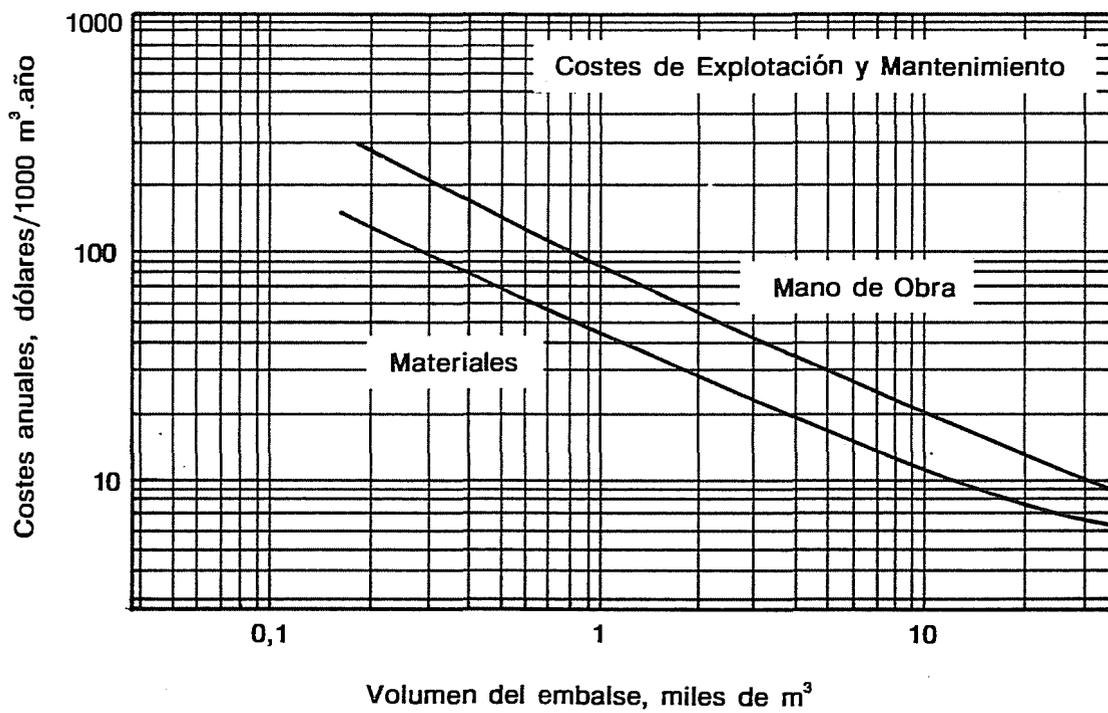
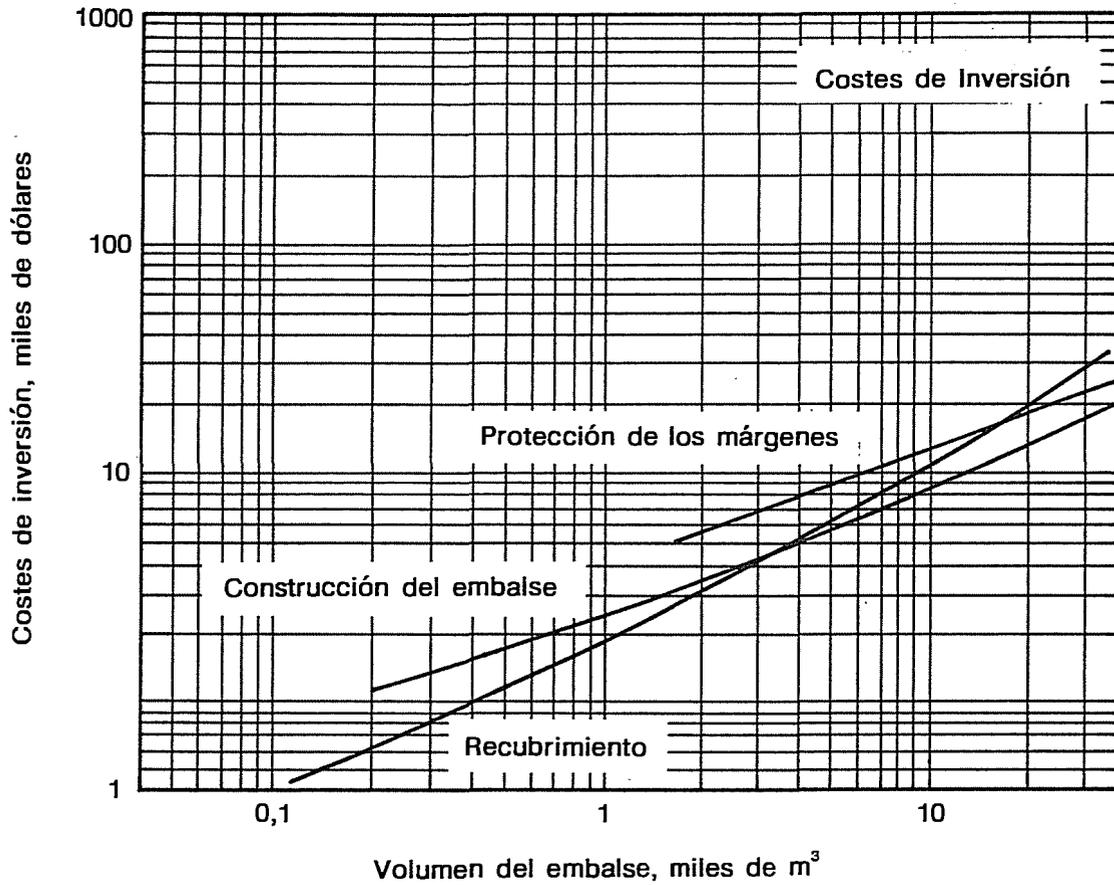


Figura 9.2 Costes de construcción y de explotación y mantenimiento de un embalse de regulación de caudales, expresados en dólares de 1979 (Reed y cols., 1979).

## **Determinación del Precio del Agua**

El objetivo principal de un municipio a la hora de establecer el precio del agua es minimizar el coste correspondiente al vertido de un cierto volumen de efluente cuya calidad ha de satisfacer unas determinadas normas. Si para satisfacer estas normas de calidad es necesario construir un tratamiento terciario, los costes pueden minimizarse simplemente suministrando el agua de forma gratuita a los agricultores, evitando así los gastos necesarios para satisfacer esas normas más restrictivas. Por el contrario, puede ocurrir que la demanda de agua para riego sea lo suficientemente grande como para permitir que el municipio pueda recuperar todos los gastos de tratamiento, transporte y regulación de caudales, mediante la venta del agua a los agricultores.

Por otra parte, el objetivo principal tanto de los agricultores como de los propietarios del terreno es maximizar sus beneficios y, por lo tanto, su decisión de comprar o aceptar agua residual tratada dependerá de la cantidad, de la calidad y del coste del agua residual tratada, así como del calendario según el cual puedan disponer de ella.

La negociación llevada a cabo entre el municipio y el agricultor en base a todos esos factores y variables permitirá establecer el precio del agua que figurará finalmente en el contrato establecido entre ambos. Así, por ejemplo, si las normas de calidad del agua establecen que el efluente de la planta ha de permitir su uso para deportes acuáticos, y si conseguir este nivel de tratamiento cuesta 0,11 dólares/m<sup>3</sup>, la solución más satisfactoria para el municipio sería subvencionar el coste del agua a los agricultores hasta el límite de los 0,11 dólares/m<sup>3</sup>, en lugar de gastar esa cantidad en el proceso de tratamiento del agua. De hecho, los agricultores pueden estar incluso dispuestos a pagar por un efluente secundario de agua residual, lo que significaría una disminución del coste neto del tratamiento del agua residual para el municipio.

La Tabla 9.1 indica diversos valores del coste de tratamiento del agua residual en función del uso previsto para ésta. Estos costes de reutilización del agua, expresados en dólares de 1974, han sido adaptados del estudio realizado por Middleton (1977) para un sistema de tratamiento de 38000 m<sup>3</sup>/día. No obstante, hay que señalar que los costes indicados sólo tienen un valor ilustrativo general y no pueden aplicarse a unas condiciones locales concretas.

## **Fiabilidad del Sistema**

Los Criterios de Regeneración de Agua Residual figuran en el Título 22, División 4, Secciones 60 301 - 60 357 del California Administrative Code. El texto de este documento figura en el Anexo F de este Manual y su análisis detallado se realiza en el Capítulo 10. Un reciente estudio llevado a cabo por el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California (Ling, 1978) sobre las instalaciones de regeneración de agua residual puso de manifiesto que un 72% de las 243 plantas examinadas alcanzaban un nivel de tratamiento superior al requerido por el uso previsto para el efluente.

Tabla 9.1 Costes de tratamiento de un agua residual en función del tipo de uso. Valores representativos de una instalación de tratamiento de 38000 m<sup>3</sup>/día de capacidad, expresados en dólares de 1974. Datos tomados de Middleton (1977).

Uso del agua	Costes de construcción, en dólares	Costes totales de producción, dólares/m <sup>3</sup>
Riego	- depende de la calidad de agua exigida -	
Recreo	9 641 000	0,108
Industrial	8 237 000	0,094
Doméstico:		
No potable	6 302 000	0,064
Casi potable	12 357 000	0,164

## CARACTERÍSTICAS DE LA DEMANDA DE AGUA DE RIEGO

### Variación Diaria y Estacional de la Demanda y de la Aducción

La cantidad de agua que necesita un cultivo es función de la estación del año considerada. En California, la demanda de agua durante los meses estivales es muy alta, mientras que durante los meses de invierno la demanda disminuye en razón de la lluvia disponible y de las temperaturas más bajas. Hay que resaltar que las fluctuaciones experimentadas por la evapotranspiración (ET) de un año para otro pueden desviarse considerablemente del correspondiente valor medio anual y, por lo tanto, la cantidad de agua necesaria para un determinado cultivo puede experimentar una variación similar. Las pérdidas de agua por evaporación y transpiración han sido evaluadas en función del tipo de cultivo y de la zona geográfica considerada. Por otra parte, la tasa de ET varía en función de la superficie total de las hojas, de la temperatura, del viento y de otras condiciones climáticas. Para obtener información adicional sobre los valores de la evapotranspiración puede consultarse el Capítulo 5.

La demanda de agua de un cultivo puede estimarse a partir de las tasas de evapotranspiración. No obstante, hay que señalar que un exceso de agua puede ser tan perjudicial para las plantas como la misma escasez de agua. Esta circunstancia puede hacer que, durante los meses de escasa demanda de agua, sea necesario disponer de un dispositivo de regulación de caudales en el que recoger los volúmenes sobrantes de agua de riego.

Estas mismas fluctuaciones de la demanda de agua pueden provocar una variación similar en su precio. De este modo, el precio del agua durante los meses de verano será más alto, debido a una mayor demanda por parte de los agricultores, mientras que su valor durante el invierno será menor, ya que los

agricultores no necesitarán agua, pudiendo incluso verse enfrentados a un exceso de agua con ocasión de un año lluvioso. Del mismo modo, un municipio puede verse obligado a pagar a los agricultores para que éstos acepten el vertido del agua durante los meses de bajo consumo y, por el contrario, los agricultores pueden estar dispuestos a pagar por el agua residual regenerada durante los meses de gran demanda. Hay que señalar que la utilización de tierras de cultivo para el vertido de agua residual durante los meses de baja demanda puede ser incompatible con su explotación agrícola durante otros meses del año, si los períodos de vertido se solapan con los de siembra o de recogida de la cosecha.

### **Cultivos Potencialmente Adaptables**

El agua residual regenerada puede utilizarse para regar prácticamente cualquier tipo de cultivo, siempre que el municipio correspondiente la haya sometido a un nivel de tratamiento adecuado antes de suministrársela al agricultor. Es muy importante, por lo tanto, que el agricultor tenga una idea muy clara de los niveles de calidad del agua residual regenerada que proyecta usar antes de formalizar el contrato de utilización. Los Capítulos 2, 3 y 10 contienen una evaluación más detallada de la significación de los diferentes parámetros de calidad del agua y de su influencia en el proceso de selección de los cultivos.

### **Restricciones Sanitarias**

Un agua residual regenerada que ha sido sometida a un proceso de oxidación, de clarificación, de filtración y de desinfección puede ser utilizada para regar una gran variedad de cultivos. Un efluente terciario de agua residual cuya concentración de coliformes totales no supere 2,2 CT/100 ml puede utilizarse para regar cultivos y hortalizas, incluso mediante un sistema de riego por aspersión. En otras palabras, un efluente de este tipo puede ser utilizado para regar cualquiera de los cultivos que un agricultor podría normalmente realizar utilizando agua de riego proveniente de pozos o de la red de canales de riego. Hay que señalar, no obstante, que si el precio de este tipo de efluente se establece en función de su coste de producción para la municipalidad, su precio será lógicamente relativamente alto.

La utilización de un efluente secundario restringe en cierto modo los tipos de cultivos que pueden regarse con él. El efluente de un proceso de tratamiento secundario en el que el agua residual ha sido oxidada y desinfectada, y su concentración de coliformes totales sobrepasa 2,2 CT/100 ml, puede utilizarse para regar praderas dedicadas a ganado productor de leche, pero no para cultivos de consumo humano.

Un efluente primario sólo puede utilizarse para el riego de cultivos no destinados al consumo humano, tales como forrajes, plantas productoras de fibras y semilleros; no obstante, un efluente primario puede utilizarse para el riego de árboles frutales y viñedos, siempre que éste se realice mediante sistemas de riego superficial. Para una descripción más detallada de los niveles de tratamiento exigidos en cada caso concreto se recomienda consultar los

Criterios de Regeneración de Agua Residual, contenidos en el California Administrative Code, Título 22, División 4, Salud Ambiental, 1978. Estos criterios aparecen en el Anexo F y son analizados con detalle en el Capítulo 10.

### **Restricciones Climatológicas**

Las condiciones climatológicas de una zona influyen sobre la demanda de agua de riego y, consecuentemente, sobre la demanda de agua regenerada, de dos formas diferentes. En primer lugar, una estación de crecimiento de los cultivos de corta duración restringe la gama de cultivos disponibles para el agricultor en esa zona geográfica; esto hace que, con frecuencia, las zonas geográficamente elevadas sólo puedan ser utilizadas para praderas de regadío, forrajes y cereales de invierno. Por otra parte, una estación de crecimiento corta implica también una menor evapotranspiración por parte de las plantas y, en consecuencia, una menor necesidad de agua por hectárea.

En segundo lugar, la demanda de agua de riego puede experimentar variaciones apreciables debido a cambios en la temperatura media diaria y en la velocidad del viento, incluso en zonas geográficas con estaciones de crecimiento largas, iguales o superiores a 225 días. Esto hace que un forraje cultivado en la zona desértica del sur de California consuma significativamente más agua que un cultivo idéntico realizado en el Valle del Sacramento, tanto en los meses punta como en cada una de las estaciones del año. En igualdad de condiciones, la mayor duración de la estación de crecimiento que se registra en el sur de California permite conseguir una producción por hectárea adicional; este margen económico superior permite pagar el agua a un precio más elevado en esa zona, en comparación con otras cuya estación de crecimiento sea más corta. ☼

### **Restricciones Debidas al Terreno**

La permeabilidad de los suelos se analiza detalladamente en el Capítulo 4. En general, la concentración de materia disuelta en un agua residual será superior, aproximadamente en 300 mg/l, al valor correspondiente a un agua de abastecimiento público, tal como se analiza en el Capítulo 2. El drenaje de un suelo determinado, tanto natural como artificial, modificará la capacidad de las sales para desplazarse a través de la zona radicular. Si la gestión del riego en uno de estos suelos no es adecuada, los cultivos con baja tolerancia a la salinidad tendrán dificultades para germinar y no podrán alcanzar una producción por hectárea satisfactoria, pudiendo ocurrir en algunos casos que esta producción llegue a ser económicamente inviable.

### **Consideraciones Comerciales**

Las zonas de cultivo de la mayoría de las especies recolectables y de forraje están ampliamente distribuidas por todos los Estados Unidos y, por lo tanto, el acceso de estos productos a los mercados no constituye un problema especial. No obstante, muchos de los cultivos especializados de California

requieren necesariamente la existencia de un contrato de producción o de comercialización. El riesgo financiero que constituye no tener un cliente para los cultivos perecederos en el momento de su recolección puede ser excesivo para algunas explotaciones agrícolas. Los tomates destinados a la industria alimentaria y las remolachas azucareras, a pesar de que se cultivan ampliamente en California, requieren un contrato de producción con el industrial elaborador. Por otra parte, la necesidad de disponer de un contrato de producción puede hacer que un agricultor se vea imposibilitado para cambiar rápidamente los tipos de especies cultivadas y así poder utilizar agua residual tratada para regar. En otras palabras, la rigidez impuesta por los calendarios de producción, de recogida y de comercialización puede ser tal que no permita el riego con agua residual municipal y, consecuentemente, haga que su vertido durante cualquier período de tiempo sea problemático.

El riego con agua residual puede adaptarse mucho mejor al cultivo de especies más resistentes, como el trigo, los pastos o el maíz, ya que las condiciones del mercado no requieren normalmente el establecimiento de contratos de comercialización y el agricultor dispone de una mayor flexibilidad. En consecuencia, estos cultivos pueden adaptarse al calendario de riego con agua residual mucho más fácilmente que los productos perecederos.

### **Métodos de Distribución y Aplicación**

Los sistemas de distribución de agua de riego pueden clasificarse generalmente en dos grandes categorías: superficial y por aspersión. Existe un gran número de posibles combinaciones entre estos dos tipos de sistemas. Para poder elegir la combinación más económica dentro de la amplia gama de tecnologías disponibles, el agricultor debe conocer bien los costes de mano de obra, los costes del agua, las tasas de interés y el coste de la energía eléctrica a lo largo del tiempo, así como las características del suelo, las condiciones climáticas y los cultivos que mejor se adaptan a las condiciones de la zona agrícola donde se piensa utilizar el agua.

Aunque este Manual no puede abarcar todos los posibles métodos de riego, sí trata de proporcionar directrices generales de interés para el responsable de la planificación. El aumento progresivo que el coste de los abastecimientos de agua está experimentando, en relación con los salarios y las tasas de interés, permite invertir cantidades adicionales de dinero de forma rentable en tecnologías destinadas a conservar agua. Así, por ejemplo, en el caso de un sistema de riego superficial, a medida que el coste del agua aumenta es posible invertir una cierta cantidad de dinero en disminuir las pérdidas de agua mediante el uso de tuberías, la instalación de sistemas de recogida del agua de escorrentía, la nivelación del terreno mediante rayo laser y la disminución de las longitudes de los canales de distribución del agua.

Los sistemas de riego por aspersión tienen generalmente una eficacia de distribución del agua muy similar entre ellos, por lo que la selección del sistema a adoptar en cada caso viene determinada principalmente por el objetivo de conseguir unas menores exigencias de mano de obra y unos menores costes de

amortización y de explotación. La topografía del terreno puede hacer que el riego por aspersión sea el único método factible para regar un determinado terreno. No obstante, cuando se trata de decidir si debe o no realizarse la puesta en regadío de un terreno, es necesario tener en cuenta los siguientes factores:

1. Una presión de  $1 \text{ kg/cm}^2$  equivale a 98,1 kPa y representa un altura de 10 metros de columna de agua en la boquilla de salida. Por lo tanto, un aspersor de  $4,2 \text{ kg/cm}^2$  representa un elevación de agua de 42 metros. De modo similar, un aspersor de  $5 \text{ kg/cm}^2$  representa una elevación de 50 metros.
2. En 1982, el coste de la energía eléctrica para impulsión en California oscilaba aproximadamente entre 0,29 y 0,32 dólares por cada 1000  $\text{m}^3$  elevados un metro de altura. Por lo tanto, el coste de presurizar un sistema de riego por aspersión variará entre 12,16 y 13,18 dólares/1000  $\text{m}^3$ . Estos costes está previsto que aumenten de un 2 a un 3% por encima de la tasa de inflación general durante los próximos años.
3. Es necesario evaluar tanto los beneficios obtenidos mediante las medidas de conservación de agua como los costes necesarios para conseguir esos beneficios.

En igualdad de condiciones, la elección entre un sistema de riego superficial y uno de riego por aspersión debe realizarse teniendo en cuenta que un sistema de riego superficial puede tolerar una eficacia de riego significativamente menor y unos costes de mano de obra mayores antes de que un aumento del coste del agua haga que los aspersores lleguen a ser rentables. El sistema de riego más económico debe ser seleccionado solamente después de haber considerado todos estos factores y las características propias del terreno que se desea regar.

### **Métodos de Riego Alternativos**

A pesar del auge que el riego localizado con agua natural está adquiriendo, su uso con agua residual no será analizada en esta sección, ya que la experiencia disponible en California es extremadamente limitada en este campo.

#### **Riego por aspersión**

La decisión de utilizar un sistema de riego por aspersión o un sistema de riego superficial no es una cuestión simple o trivial. A excepción de las exigencias de calidad asociadas con las precauciones sanitarias analizadas en secciones anteriores, la elección debe realizarse sobre las mismas bases que si se tratara de agua de riego natural.

La utilización de aspersores puede estar indicada cuando la topografía o la falta de uniformidad en los tipos de suelo hacen imposible el riego superficial. Entre las ventajas adicionales del riego por aspersión pueden citarse una mejor

gestión de la salinidad, un riego más uniforme y ligero y un mejor control de la temperatura y de la humedad. Entre las desventajas del riego por aspersión pueden citarse la elevada inversión inicial, los costes de amortización y los costes de explotación. El aumento tan rápido experimentado por los costes energéticos hace que el coste de la energía necesaria para la impulsión y el funcionamiento de un sistema de riego por aspersión deba examinarse con gran atención en el futuro. Además de esto, el regante ha de considerar los costes fijos asociados con los intereses y la depreciación de los equipos, así como los costes de mantenimiento y reparación.

No parece que existan ventajas específicas entre unos u otros sistemas de riego por aspersión cuando se utiliza agua residual tratada. Por lo tanto, la elección de un sistema de riego por aspersión de entre los sistemas disponibles de desplazamiento manual, de desplazamiento sobre ruedas, los fijos o los de pivote central, debe basarse no sólo en consideraciones económicas sino también de otro tipo. No obstante, la colocación de los aspersores debe realizarse con un cuidado especial, o bien utilizar dispositivos de protección, de modo que el agua residual tratada no sea arrastrada por el viento hasta las propiedades adyacentes.

### **Sistemas de riego superficial**

A excepción de las restricciones impuestas por las razones de tipo sanitario analizadas en secciones anteriores, el uso de agua residual tratada para regar debería tener una reducida importancia en el proceso de selección del sistema de riego superficial. El criterio más importante a tener en cuenta en este proceso de selección es la definición del sistema de distribución más rentable, en base a unos valores determinados del precio del agua, de los costes salariales y de las tasas de interés. Cuanto mayor sea el precio del agua residual tratada en la compuerta de acceso al campo de riego, mayores serán los incentivos económicos para invertir en dispositivos y técnicas de ahorro de agua, tales como el uso de tuberías de aducción, la utilización de tuberías provistas de compuertas y válvulas, la nivelación del terreno mediante rayo laser y la utilización de sesiones de riego más cortas.

### **Sistemas de recuperación de caudales de retorno**

Tanto si se elige un sistema de riego por aspersión como si se opta por un sistema de riego superficial, puede ser necesario disponer de un sistema de recogida de los caudales de retorno o caudales de agua de escorrentía. Los servicios sanitarios de los condados o los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación del Agua pueden prohibir que las aguas de escorrentía salgan del terreno de riego, impidiendo que lleguen a verterse en los canales de drenaje o en los cursos naturales de agua. Esta prohibición puede llegar a imponerse cuando se utilizan para regar efluentes de un proceso de tratamiento primario o secundario de agua residual y, especialmente, cuando la cantidad de agua utilizada para regar es superior a la consumida por el cultivo a fin de conseguir así el "vertido" del exceso de agua. Si el coste del agua residual tratada a su llegada a la compuerta del campo de cultivo es relativamente elevado, la

instalación de un sistema de recuperación de aguas de escorrentía puede ser una técnica de conservación de agua rentable económicamente.

### Valor de los Nutrientes de un Agua Residual Tratada

La producción por hectárea asociada a los elementos nutritivos contenidos en un agua residual está sometida a la ley de rendimientos decrecientes, al igual que cualquier otra variable económica. Así, por ejemplo, la Figura 9.3 muestra los resultados de un ensayo de campo realizado en el Condado de Sonoma en el que se trataba de comparar la producción obtenida con un efluente secundario de agua residual que contenía 16,9 mg/l de nitrógeno, 32,0 mg/l de fósforo y 15,8 mg/l de potasio, y la producción obtenida con un agua de riego proveniente del abastecimiento público municipal. Como puede apreciarse en la Figura 9.3, el eje de ordenadas refleja la producción por hectárea, en términos de peso seco y peso húmedo de maíz ensilado, mientras que el eje de abscisas indica los aportes de nitrógeno expresados en kg/ha.

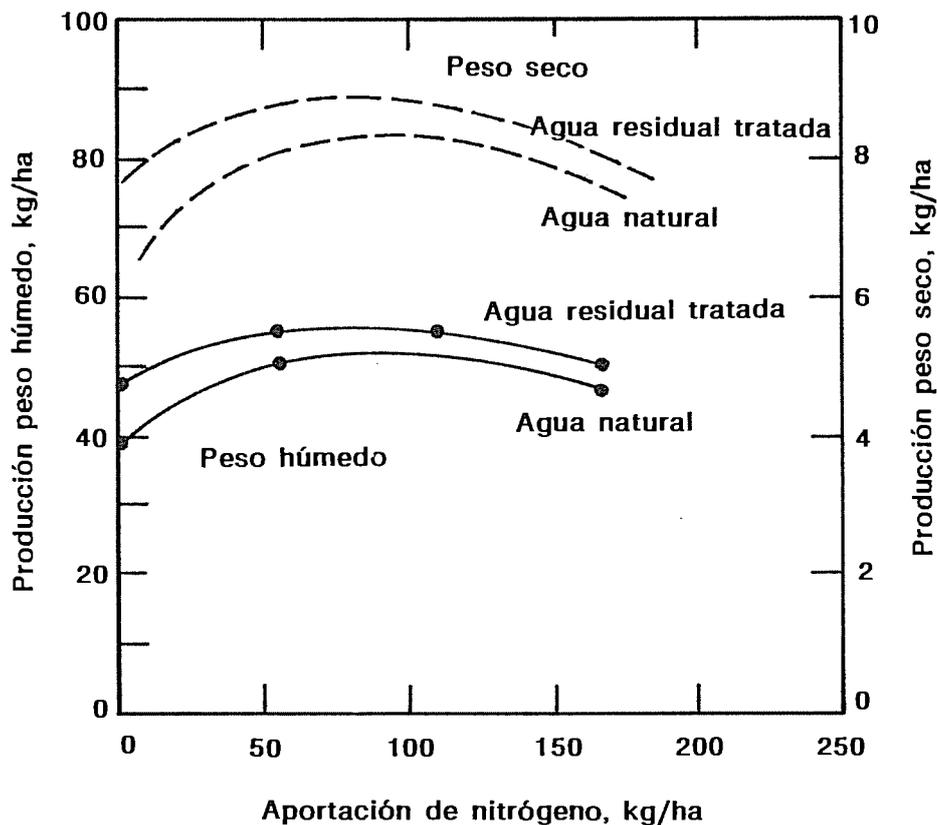


Figura 9.3 Producción por hectárea de maíz ensilado en función del aporte de nitrógeno en el Condado de Sonoma, California, en 1975.

La determinación del valor económico de los elementos nutritivos presentes en un agua residual tratada es una tarea más difícil. No obstante, un análisis como el realizado en el Condado de Sonoma permite obtener diversos resultados de interés. En primer lugar, este experimento puso de manifiesto el escaso aumento de la producción por hectárea que se consigue cuando la cantidad de nitrógeno utilizada es superior a 56 kg/ha, así como la reducción de la producción provocada cuando se sobrepasa un aporte de 84 kg/ha de nitrógeno. A la vista de estos resultados, un agricultor podría utilizar de forma ventajosa hasta 84 kg/ha de nitrógeno, en el supuesto que el nitrógeno fuera gratuito. No obstante, si a los elementos nutritivos se les asignara un valor comercial correspondiente a su coste de adquisición como fertilizantes, el aporte óptimo de nitrógeno sería claramente inferior a 84 kg/ha.

En general, y dependiendo del tipo de cultivo considerado y de la forma de la curva aporte de nutriente-producción por hectárea, el valor del contenido de un elemento nutritivo aumenta hasta el punto en que un aporte adicional de ese nutriente sobrepasa el nivel que provoca una disminución de la producción; a partir de ese punto, su valor económico se hace nulo o incluso negativo. Esto significa que, si el agua residual del ejemplo anterior contiene 16,9 mg/l de nitrógeno y se utilizan 9000 m<sup>3</sup> de agua para regar 1 ha, el valor del nitrógeno contenido en los últimos 4000 m<sup>3</sup> de agua sería nulo o negativo. De modo similar, si un efluente primario de agua residual contuviera aproximadamente 36,8 mg/l de nitrógeno, la mayor parte de este elemento nutritivo sería malgastado a menos que el efluente primario se mezclara con agua proveniente de fuentes naturales. Si el agua residual tratada contuviera solamente 18,4 mg/l de nitrógeno, el aporte de este nutriente se aproximaría mucho más a las exigencias del cultivo, excepto en el caso de ciertas especies vegetales, tales como la remolacha azucarera o los tomates para la industria alimentaria, en los que el calendario de disponibilidad de los nutrientes es algo más crítico.

La valoración a precios de mercado es un método alternativo para evaluar los nutrientes presentes en un agua. Si el gerente de una explotación agrícola decide no utilizar agua residual regenerada, se verá obligado a comprar elementos nutritivos para las plantas en el mercado de fertilizantes. La Tabla 9.2 muestra los precios pagados por los agricultores por unidad de peso de elemento nutritivo, con fecha de 15 de marzo de 1981. Como puede observarse en la Tabla 9.2, un agua residual municipal regenerada que contuviera 30 mg/l de nitrógeno tendría un valor de venta equivalente a 0,01 dólares/m<sup>3</sup>, debido al coste que supondría la adquisición de una cantidad equivalente de amoníaco anhidro. No obstante, si el cultivo no pudiera utilizar todo el aporte de dicho elemento nutritivo, la parte no utilizada tendría un valor nulo.

### **Salinidad del Agua Residual Regenerada**

Las sales presentes en un agua residual municipal pueden hacer necesaria la utilización de una cantidad de agua de riego adicional con objeto de lavar las sales que puedan acumularse en el suelo. La porción de agua de lavado (NL) es la cantidad relativa de agua de riego que percola por debajo de las raíces de las plantas. El método para calcular la porción de agua de lavado necesaria se

analiza en el Capítulo 7. Si el agua de riego tiene una gran salinidad o el cultivo es muy sensible a la presencia de sales, la fracción de agua de lavado necesaria puede ser considerablemente elevada, lo que aumentará substancialmente el coste de riego. Así, por ejemplo, un aumento de la porción de agua de lavado de 0,10 a 0,25 haría que el coste de riego por aspersión aumentara un 20%, como puede deducirse del siguiente cálculo:  $(0,25 - 0,10)/(1,00 - 0,25) = 0,20$ .

Tabla 9.2 Precios pagados por los agricultores en marzo de 1981 por diferentes elementos nutritivos (United States Department of Agriculture, 1981).

Fertilizante	Contenido %	Precio del N o P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> dólares/kg
Nitrógeno		
Sulfato amónico	20	0,825
Nitrato amónico	33	0,693
Urea	45	0,620
Amoníaco anhidro	83	0,376
Disolución amoniacal	32	0,667
Fósforo		
Superfosfato	20	0,748
Superfosfato triple	45	0,651

La cantidad de agua de lavado necesaria será relativamente menor en zonas con una intensa precipitación invernal o en aquellas otras en que el agua residual se mezcla con aguas de gran calidad. Existen zonas en las que las aguas subterráneas tienen concentraciones salinas superiores a la del agua residual; en estos casos, la utilización de agua residual para regar puede significar una reducción de la cantidad de agua necesaria para el lavado del suelo, en comparación con la que sería necesaria si se utilizara agua subterránea para regar.

La acumulación progresiva de sales en el suelo puede dar lugar a largo plazo a una restricción de los posibles cultivos a realizar. Los Capítulos 3 y 7 analizan detalladamente la sensibilidad de los cultivos a la salinidad. La mayor parte de los frutales, de los frutos secos y de los productos hortícolas, así como algunos cultivos de campo y de forraje son especialmente sensibles a las sales. Un aumento progresivo del contenido de sales del suelo hará que un agricultor no tenga la posibilidad de realizar estos cultivos de gran valor. Además, la producción por hectárea de los posibles cultivos disminuirá progresivamente.

La acumulación de sales en el suelo provoca una limitación creciente de las alternativas de elección de cultivos y una disminución de su producción por hectárea; esto se traduce a su vez en un descenso en los beneficios anuales

percibidos por el agricultor y en una pérdida del valor de sus bienes, junto con una disminución del valor agrícola de los terrenos.

### **Consideraciones Relacionadas con el Riesgo y la Inseguridad**

La decisión de utilizar agua residual para regar lleva consigo un cierto grado de riesgo y de inseguridad. Entre las posibles cuestiones que se plantean en estos casos merecen destacarse las siguientes: 1) la necesidad de una fuente de suministro de agua de reserva, 2) las posibles consecuencias del riego con agua residual regenerada sobre los contratos de arrendamiento y 3) la influencia que puedan ejercer las variaciones del precio del cultivo y de su producción por hectárea sobre la decisión del agricultor de llevar a cabo este tipo de proyecto. Aunque la existencia de un cierto grado de riesgo y de inseguridad puede ser un factor positivo para el agricultor, en cuanto que ello puede significar un mayor beneficio, lo que más preocupa normalmente a los gerentes de las explotaciones agrarias son los posibles "riesgos desfavorables", es decir, los riesgos de que la explotación pueda fracasar. En los siguientes párrafos se analiza la influencia que el uso de agua residual puede tener sobre estos riesgos desfavorables.

Un agricultor puede considerar necesario disponer de una fuente de suministro de agua de reserva, dependiendo de la fiabilidad del sistema de tratamiento de agua residual. El suministro de agua residual puede ser constante o variable. Si el suministro de agua residual no es constante, el agricultor habrá de disponer de una fuente de abastecimiento alternativa durante los períodos de escasez de agua residual. Incluso en los casos en que el suministro de agua residual sea constante, el agricultor puede necesitar un pozo y unas bombas de reserva para satisfacer los caudales asociados con la evapotranspiración durante los períodos imprevisibles de interrupción del suministro de agua residual regenerada. En ambos casos, el valor del agua residual regenerada disminuye debido al coste que supone para el agricultor disponer de una fuente de agua de reserva. Incluso cuando el agricultor no dispone de una fuente de reserva, el valor del agua residual disminuye a causa de las posibles pérdidas de beneficios provocadas por la situación de estrés que pueden experimentar los cultivos. El estrés puede producirse a consecuencia de la interrupción del suministro de agua o de la variabilidad del suministro de agua residual regenerada.

Por razones similares a las anteriores, un exceso de caudal reduce el valor del agua residual. Si el contrato exige que el agricultor debe utilizar todo el caudal efluente de la planta de tratamiento, la producción por hectárea puede ser negativa durante algunos meses del año o en algunas de las parcelas cultivadas.

El acuerdo alcanzado entre el propietario del terreno y el arrendatario del mismo depende en último término de varios factores. Un factor importante a tener en cuenta es el nivel de riesgo compartido por ambas partes, ya que ello tiene un efecto indirecto sobre el uso potencial del agua residual regenerada. En el caso de que se trate de un renta dineraria, el propietario recibe una cantidad fija y determinada de dinero de parte del arrendatario, de manera que este último tiene una libertad considerable para seleccionar el tipo de cultivo y la forma de cultivar las tierras. En el caso de que se trate de un arrendamiento con

participación de beneficios, el propietario recibe una proporción mayor de los posibles beneficios, a cambio de asumir la parte correspondiente de cualquier pérdida que pueda producirse. La falta de seguridad en la percepción de sus posibles beneficios hace que el propietario tenga normalmente una mayor participación en la gestión de la explotación agrícola.

Normalmente, el propietario preferirá aquellos cultivos que proporcionen los mayores beneficios por unidad de superficie, mientras que el arrendatario preferirá aquellos otros cultivos que proporcionen los mayores beneficios por unidad de gasto de su gestión agronómica, de la mano de obra utilizada y del capital invertido. Es obvio que no podrá encontrarse en todos los casos un tipo de cultivo que satisfaga simultáneamente estos dos criterios de selección. En general, los deseos del propietario suelen limitar las posibilidades de elección del arrendatario. Esta limitación de las posibilidades de elección puede reducir la capacidad del arrendatario para adaptarse a los caudales y a las características del agua residual regenerada usada para regar. Los objetivos y las limitaciones a compaginar serán diferentes cuando las tierras sean propiedad del municipio, en lugar de un propietario deseoso de maximizar los beneficios. Por otra parte, el objetivo principal de un municipio puede ser el vertido de toda el agua residual tratada. La siguiente sección analiza detalladamente la posibles vías de solución de los posibles conflictos que pueden plantearse.

Una gran parte del riesgo y de la inseguridad que este tipo de proyectos conlleva está asociada a la variabilidad de los precios de los cultivos y de su producción por hectárea. Esta variabilidad influye sobre los posibles beneficios de los diferentes cultivos. El criterio seguido por un agricultor para seleccionar un determinado cultivo se basa, entre otros factores, en el beneficio que pueda obtener de dicho cultivo, en la variación del posible beneficio y en la capacidad y deseo del propio agricultor de hacerse cargo de esa variación. Las consecuencias de este proceso de decisión sobre la utilización de agua residual se manifiestan en la posible eliminación de uno o varios cultivos que de otro modo podrían llevarse a cabo satisfactoriamente mediante su riego con agua residual. Las consecuencias derivadas de la variación del posible beneficio varían de unos agricultores a otros y, por lo tanto, no pueden establecerse conclusiones generales al respecto, habiéndose únicamente de señalar que esta circunstancia puede restringir la posible adopción de agua residual para regar.

## **VISIÓN DE CONJUNTO**

La programación lineal (PL) es una técnica matemática que permite optimizar un determinado objetivo a través de una selección de actividades u opciones, tales como cultivos, especies animales y piensos, que compiten por unos recursos limitados, tales como la superficie de terreno, el dinero y el tiempo, o que deben satisfacer determinadas condiciones, tales como un cierto valor nutritivo. Una de las principales aplicaciones de la programación lineal en agricultura es la obtención de un beneficio máximo mediante la selección óptima del conjunto de cultivos más acorde con los recursos limitados disponibles, tales como la tierra, el dinero, la maquinaria y el tiempo.

La programación lineal puede ayudar en el proceso de toma de decisiones destinado a conseguir una distribución eficaz de los recursos disponibles entre las diversas actividades y opciones posibles. La PL permite considerar numerosas condiciones y posibilita al usuario la obtención de una respuesta a preguntas tales como ¿ Qué ocurriría si ....? , mediante un proceso ordenado y rápido.

La sección siguiente describe el uso de la programación lineal como medio de determinar las ventajas e inconvenientes (*trade-offs*) de la utilización de agua residual regenerada en una explotación agrícola. El ejemplo de programación lineal propuesto trata de evaluar la alternativa de utilizar agua residual de la planta de tratamiento de la ciudad de Davis, California, en una explotación agrícola típica del condado de Yolo en que aquella está ubicada. Los caudales diarios de agua residual de Davis se resumen en la Figura 9.1. El caudal medio afluente es de 3,8 hm<sup>3</sup> anuales y el contenido de nitrógeno en el efluente primario es de 32 mg N/l. Estos resultados no incluyen ni el agua residual del campus de la Universidad de California en Davis ni el agua residual de la planta conservera de Hunt-Wesson. Las aguas residuales de estas dos fuentes son tratadas en sus propias instalaciones.

### Descripción del Modelo

El modelo de PL propuesto maximiza el beneficio de la explotación agrícola mediante la elección de cultivos que satisfacen las condiciones establecidas. La selección de los posibles cultivos se realiza en función de su viabilidad física en el condado de Yolo; por otra parte, el precio, la producción por hectárea y los costes de esos cultivos aparecen en la Tabla 9.3. El modelo considera dos opciones: una, en la que se permite la utilización de aguas naturales y, otra, en que sólo puede utilizarse agua residual regenerada. El caudal de agua residual disponible cada mes es un dato de partida. El agua residual contiene una cierta cantidad de nitrógeno; cuando esta cantidad no es suficiente para satisfacer las necesidades del cultivo en cuestión, el modelo permite la incorporación de la cantidad adicional necesaria.

El ejemplo analizado en esta sección considera diversas alternativas, a fin de analizar las diferentes condiciones que pueden presentarse en una explotación agrícola real. Entre estas condiciones se ha considerado la posibilidad de que: 1) la superficie de terreno cultivable sea limitada o ilimitada, 2) el agua residual regenerada pueda mezclarse con agua natural, 3) el agua residual esté constituida por un efluente primario o bien un efluente secundario y 4) el caudal de agua residual debe utilizarse sólo en parte o bien en su totalidad. Así mismo, se ha establecido el precio máximo del agua residual a partir del cual el agricultor optaría por no utilizarla para regar.

Tabla 9.3 Precios, producción por hectárea, costes y demás parámetros utilizados en el modelo de programación lineal (PL) considerado en este capítulo.

Parámetro	Trigo	Cebada	Maíz	Alfalfa	Pradera regadío	Remolacha azucarera	Tomate
Precio, en dólares	154	132	154	88	247	28	62
Unidades	t	t	t	t	ha	t	t
Producción por hectárea	6,2	5,6	10	16	1	63	56
Coste variable, sin incluir los costes de agua y de nitrógeno, en dólares/hectárea	227	189	556	445	21	1460	1661
Ingresos, tras deducir los costes variables ajustados, en dólares/hectárea	728	550	984	963	226	304	1839
Necesidades de agua, en m <sup>3</sup> /ha							
Enero	0	0	0	0	0	0	0
Febrero	122	122	0	9	0	0	0
Marzo	982	982	0	673	673	0	0
Abril	1900	1900	0	1480	1515	690	262
Mayo	2590	2590	440	2160	2200	2390	920
Junio	1770	1770	1840	2740	2780	3290	2740
Julio	0	0	3640	3010	3090	3640	3590
Agosto	0	0	3090	2570	2660	3220	2460
Septiembre	0	0	1620	1970	2010	2250	0
Octubre	0	0	0	1220	1220	1340	0
Noviembre	0	0	0	330	280	0	0
Diciembre	0	0	0	0	0	0	0
Nitrógeno necesario, en kg/ha, a 0,44 dólares/kg	90	90	230	0	490	140	110

Los casos considerados han sido los siguientes:

- Caso I. La superficie máxima de terreno cultivable es de 140 ha. Se utiliza efluente primario, que puede mezclarse con agua natural, cuyo precio es de 0,013 dólares/m<sup>3</sup>. Este caso refleja la situación más probable en que puede encontrarse un agricultor al no estar obligado a utilizar todo el caudal efluente para regar. No se dispone de dispositivo de regulación de caudales en paralelo.
- Caso II. La superficie de terreno cultivable es ilimitada. Sólo se dispone de efluente primario, no siendo posible su mezcla con agua natural. El agricultor no está obligado a utilizar todo el caudal efluente para regar. No se dispone de dispositivo de regulación de caudales en paralelo.

- Caso III. La superficie máxima de terreno cultivable es de 140 ha. Se utiliza efluente secundario, que puede mezclarse con agua natural. El agricultor no está obligado a utilizar todo el caudal efluente para regar.
- Caso IV. La superficie de terreno cultivable es ilimitada. Sólo se dispone de efluente secundario, no siendo posible su mezcla con agua natural. El agricultor debe utilizar todo el caudal efluente para regar. No se dispone de dispositivo de regulación de caudales en paralelo.

Los resultados del análisis de estos cuatro casos aparece en las siguientes apartados.

### **Resumen de Resultados**

La Tabla 9.4 resume los resultados de la aplicación del modelo de PL a los tres primeros casos descritos en la sección anterior. Como observación general puede decirse que en ninguno de esos tres casos llega a utilizarse todo el caudal de agua disponible, debido a que los cultivos no necesitan ser regados durante el invierno y que la cantidad de agua que necesitan durante el inicio y el final del período de crecimiento es inferior a la disponible. Como dato de partida se ha considerado que no existe dispositivo de regulación de caudales en paralelo; si este tipo de regulación hubiera sido posible, la explotación agrícola podría haber utilizado de forma más eficaz la totalidad del caudal de agua residual. Los dos cultivos principales seleccionados son el maíz y el tomate; el trigo y la alfalfa resultan seleccionados a medida que las condiciones y precios varían.

- Caso I.** 140 ha de terreno cultivable; efluente primario, que puede mezclarse con agua natural; no se dispone de dispositivo de regulación de caudales en paralelo.

El precio del efluente varía entre 0,003 y 0,012 dólares/m<sup>3</sup> en incrementos de 0,001 dólares/m<sup>3</sup>. Como puede apreciarse en la Tabla 9.4, la distribución óptima de cultivos cambia solamente en una ocasión a medida que el precio del agua aumenta. Cuando los precios del efluente están comprendidos entre 0,003 y 0,005 dólares/m<sup>3</sup>, la distribución óptima de cultivos consiste en 55 ha de maíz, 43 ha de alfalfa y 42 ha de tomate. Para precios del efluente comprendidos entre 0,007 y 0,012 dólares/m<sup>3</sup>, la distribución óptima de cultivos consiste en 99 ha de maíz y 41 ha de tomate. Como puede observarse, los cultivos ocupan la totalidad de las 140 ha de terreno disponible, con independencia del precio del agua.

Cuando el precio del efluente primario alcanza 0,007 dólares/m<sup>3</sup> el caudal utilizado pasa de 1,48 hm<sup>3</sup> a 1,19 hm<sup>3</sup>, lo que representa una disminución del consumo de un 19,6% y una variación en el consumo unitario de 10400 m<sup>3</sup>/ha a 8400 m<sup>3</sup>/ha. El precio del efluente primario que provoca esta disminución del consumo de agua residual es el mismo que el que provoca el cambio en la distribución óptima de cultivos. El caudal excedente de efluente primario aumenta

en ese momento desde 2,37 hm<sup>3</sup> hasta 2,66 hm<sup>3</sup>. De modo similar, la demanda de agua natural aumenta desde 0,24 hm<sup>3</sup> hasta alcanzar 0,29 hm<sup>3</sup>.

Tabla 9.4 Resumen de la superficie cultivada, de los caudales consumidos, de los excedentes de agua y de los excedentes de nitrógeno aportados en los tres primeros casos considerados en esta sección.

Parámetro	Caso I		Caso II		Caso III	
Intervalo de precio del efluente, \$/m <sup>3</sup>	0,003-0,005	0,007-0,012	0,003-0,080	0,003-0,005	0,007-0,009	0,011-0,012
Superficies cultivadas, en hectáreas						
Trigo	0	0	70	0	0	0
Maíz	55	99	45	82	86	95
Alfalfa	43	0	0	16	12	3
Tomate	42	41	50	42	42	42
Total	140	140	165	140	140	140
Agua regenerada, m <sup>3</sup>						
Utilizada	1 476 980	1 187 020	1 487 830	1 297 800	1 265 330	1 205 840
Excedente	2 370 510	2 660 490	2 359 660	2 549 700	2 582 170	2 641 640
Agua natural utilizada, m <sup>3</sup>	240 340	289 600	0	270 780	276 290	286 400
Excedente de nitrógeno, kg/ha						
Trigo	0	0	230	0	0	0
Maíz	153	155	154	27	27	27
Alfalfa	510	0	0	242	242	242
Tomate	100	100	278	44	44	44

La cantidad excedente de nitrógeno, que por ser superior a la necesaria por el cultivo no llega a utilizarse, es de 153 kg N/ha para el maíz, de 510 kg N/ha para la alfalfa y de 100 kg N/ha para el tomate. Como cabía esperar, la diferencia entre las ganancias brutas de la explotación agrícola y los gastos variables disminuye desde 114 732 dólares hasta 102 934 dólares, a medida que el precio del efluente primario aumenta.

Como ilustra la Tabla 9.5, el consumo total de agua no varía substancialmente a medida que lo hace el precio del agua.

Tabla 9.5 Voíúmenes mensuales de agua consumida y de agua excedente en el Caso I, en función del intervalo de precio del efluente primario.

Mes	0,003-0,005 dólares/m <sup>3</sup>			0,007-0,012 dólares/m <sup>3</sup>		
	Efluente primario		Agua natural	Efluente primario		Agua natural
	Consumo	Excedente		Consumo	Excedente	
Enero	0	312 230	0	0	312 230	0
Febrero	360	298 990	0	0	299 360	0
Marzo	29 220	316 920	0	0	346 140	0
Abril	75 270	252 700	0	11 160	316 810	0
Mayo	157 410	181 620	0	82 630	256 400	0
Junio	338 190	3 970	0	299 090	43 080	0
Julio	341 260	0	144 610	341 260	0	171 780
Agosto	292 390	0	95 730	292 390	0	117 820
Septiembre	175 730	118 930	0	160 490	134 170	0
Octubre	53 040	268 000	0	0	321 040	0
Noviembre	14 110	297 510	0	0	311 620	0
Diciembre	0	319 640	0	0	319 640	0
Total	1 476 980	2 370 510	240 340	1 187 020	2 660 490	289 600

**Caso II.** Superficie de terreno cultivable ilimitada; sólo se dispone de efluente primario, que no es posible mezclar con agua natural; no se dispone de dispositivo de regulación de caudales en paralelo.

Como puede apreciarse en la Tabla 9.4, la variación en el precio del efluente no produce cambios en la distribución de los cultivos. Se han considerado catorce precios diferentes comprendidos entre 0,003 y 0,080 dólares/m<sup>3</sup>. La distribución óptima de cultivos consiste en 70 ha de trigo, 45 ha de maíz y 50 ha de tomate, lo que representa un total de 165 ha de terreno cultivado. La diferencia entre las ganancias brutas de la explotación y los costes variables oscila entre 118 671 dólares y 4 677 dólares, a medida que el precio del agua aumenta.

Los aportes de nitrógeno en exceso de los exigidos por los cultivos son 230 kg/ha para el trigo, 154 kg/ha para el maíz y 278 kg/ha para el tomate. El caudal total de efluente primario utilizado no varía en función del precio del agua y asciende a 1,49 hm<sup>3</sup>, lo que representa un caudal excedente de 2,36 hm<sup>3</sup>. Los consumos mensuales de agua aparecen en la Tabla 9.6.

Tabla 9.6 Volúmenes mensuales de agua consumida y de agua excedente correspondientes al Caso II, para un precio del efluente primario comprendido entre 0.003 y 0.080 dólares/m<sup>3</sup>.

Mes	Efluente primario		Agua natural
	Consumo	Excedente	Consumo
Enero	0	312 230	0
Febrero	8 780	290 570	0
Marzo	69 000	277 130	0
Abril	146 420	181 560	0
Mayo	246 840	92 180	0
Junio	342 160	0	0
Julio	341 260	0	0
Agosto	260 400	31 990	0
Septiembre	72 970	221 690	0
Octubre	0	321 050	0
Noviembre	0	311 620	0
Diciembre	0	319 640	0
Total	1 487 830	2 359 660	0

Un análisis comparativo de este caso con el Caso I, en que el efluente primario podía mezclarse con agua natural y la superficie máxima de terreno cultivable era de 140 ha, permite observar un cambio en el tipo de cultivos, en el que el trigo sustituye a la alfalfa para ensilar. Este cambio da lugar a una disminución del beneficio neto por hectárea, ya que las ganancias obtenidas con el trigo son inferiores a las obtenidas con la alfalfa. Cuando el precio del efluente se sitúa en 0,003 dólares/m<sup>3</sup>, la diferencia entre las ganancias brutas y los gastos variables en el Caso I ascienden a 114 723 dólares para las 140 ha cultivadas, lo que representa un beneficio unitario de 820 dólares/ha, mientras que en el Caso II esa misma diferencia asciende a 118 671 dólares para las 165 ha cultivadas, lo que representa un beneficio unitario de 720 dólares/ha. Estos resultados ponen de manifiesto que la ampliación de la superficie de terreno cultivada con objeto de utilizar todo o casi todo el caudal efluente, cuando no se dispone de un dispositivo de regulación de caudales en paralelo, reduce los beneficios netos de la explotación agrícola en 100 dólares/ha.

**Caso III.** 140 ha de terreno cultivable; efluente secundario, que puede mezclarse con agua natural; no se dispone de dispositivo de regulación de caudales en paralelo.

Se ha considerado una variación progresiva del precio del agua entre 0,003 y 0,012 dólares/m<sup>3</sup>, en incrementos de 0,001 dólares/m<sup>3</sup>. Como puede apreciarse en la Tabla 9.4, la distribución óptima de cultivos cambia en dos ocasiones, aunque de forma muy ligera, a medida que el precio del agua aumenta. Para un precio del efluente comprendido entre 0,003 y 0,005 dólares/m<sup>3</sup>, la distribución

óptima de cultivos está integrada por 82 ha de maíz, 16 ha de alfalfa y 42 ha de tomate. Cuando el precio del agua oscila entre 0,007 y 0,009 dólares/m<sup>3</sup>, la distribución óptima de cultivos consiste en 86 ha de maíz, 12 ha de alfalfa y 42 ha de tomate. Por último, cuando el precio del agua varía entre 0,011 y 0,012 dólares/m<sup>3</sup>, la distribución óptima de cultivos consta de 95 ha de maíz, 3 ha de alfalfa y 42 ha de tomate. Los cultivos ocupan la totalidad de las 140 ha de terreno disponible, para los tres intervalos del precio del agua.

El volumen de efluente secundario utilizado disminuye cuando su precio alcanza 0,007 dólares/m<sup>3</sup> y 0,011 dólares/m<sup>3</sup>, pasando de un valor inicial de 1,30 hm<sup>3</sup> hasta 1,26 hm<sup>3</sup> y 1,20 hm<sup>3</sup>, respectivamente, lo que representa una disminución total próxima al 8%. A medida que el precio del agua residual regenerada aumenta, el agua natural va sustituyéndola progresivamente a la vez que se produce un ligero cambio en la distribución óptima de cultivos. La cantidad de nitrógeno en exceso sobre la requerida por los cultivos es de 27 kg N/ha para el maíz, de 242 kg N/ha para la alfalfa y de 44 kg N/ha para el tomate. La Tabla 9.7 muestra los consumos mensuales de agua de riego.

Tabla 9.7 Volúmenes mensuales de agua consumida y de agua excedente correspondientes al Caso III, en función del intervalo de precio del efluente primario.

Mes	0,003-0,005 dólares/m <sup>3</sup>			0,007-0,009 dólares/m <sup>3</sup>			0,011-0,012 dólares/m <sup>3</sup>		
	Efluente primario		Agua	Efluente primario		Agua	Efluente primario		Agua
	Cons.	Exced.	natural	Cons.	Exced.	natural	Cons.	Exced.	natural
Enero	0	312220	0	0	312220	0	0	312220	0
Febrero	140	299220	0	100	299260	0	20	299330	0
Marzo	11160	334980	0	7890	338250	0	1900	344240	0
Abril	35650	292320	0	28480	299500	0	15320	312650	0
Mayo	111200	227830	0	102820	236200	0	87480	251540	0
Junio	314030	28140	0	309650	32520	0	301630	40540	0
Julio	341260	0	161400	341260	0	164440	341260	0	170010
Agosto	292390	0	109380	292390	0	111850	292390	0	116390
Septiembre	166320	128340	0	164610	130050	0	161480	133180	0
Octubre	20260	300780	0	14320	306720	0	3440	317600	0
Noviembre	5390	306230	0	3810	307810	0	920	310700	0
Diciembre	0	319640	0	0	319640	0	0	319640	0
Total	1297800	2549700	270780	1265330	2582170	276290	1205840	2641640	286400

Las principales diferencias entre las distribuciones óptimas de cultivos correspondientes a los tres casos considerados se registran entre el Caso III, en el que se utiliza efluente secundario, y el Caso I, en el que se ha utilizado efluente primario. En el Caso I, la distribución óptima de cultivos incluye las mismas especies, es decir, maíz, alfalfa y tomate, cuando el precio del efluente

primario oscila entre 0,003 y 0,005 dólares/m<sup>3</sup>, aunque las superficies de terreno cultivado en cada uno de ellos es diferente. En el Caso I, la distribución óptima consta de 55 ha de maíz y 43 ha de alfalfa, mientras que en el Caso III, la distribución óptima consiste en 82 ha de maíz y 16 ha de alfalfa. Aparentemente, la distribución óptima de cultivos varía, en parte, en función del aporte tan económico de elementos nutritivos que se realiza mediante el efluente primario.

Los Casos I y III son similares entre sí en cuanto que, a medida que el precio del efluente primario o secundario aumenta, la producción de maíz sustituye progresivamente a la de alfalfa.

No se ha incluido en esta sección un estudio detallado del Caso IV. No obstante, hay que señalar que el Caso IV es similar al Caso III, a excepción del carácter ilimitado de la superficie de terreno cultivable. A pesar del tamaño ilimitado de la explotación agrícola, existe la obligación de hacerse cargo de todo el caudal efluente, cosa que no es posible físicamente realizar, por dos razones: la primera es que, en California, no se presenta con frecuencia la necesidad de regar durante los meses de diciembre o enero; la segunda razón es que una explotación agrícola que no disponga de otra fuente de abastecimiento diferente de la de agua residual regenerada no puede alcanzar un equilibrio estacional entre la oferta y la demanda de agua. Aunque la utilización de un dispositivo de regulación de caudales en paralelo y el vertido del efluente en el terreno pueden permitir a la explotación agrícola hacerse cargo de todo el caudal de efluente tratado, el beneficio neto de la explotación disminuirá en ambos casos.

En resumen, los tres casos considerados en esta sección ilustran el método de análisis con que una explotación agrícola puede optimizar la utilización del caudal de agua residual disponible. Aunque estos resultados no pueden aplicarse directamente a otras áreas geográficas, si permiten poner de manifiesto que una explotación agrícola no podrá aceptar todo el volumen de agua residual disponible sin que previamente se lleven a cabo cambios substanciales en su gestión y explotación. Los resultados obtenidos en los tres casos ponen de manifiesto también el interés que puede tener para un agricultor la utilización de agua residual para regar, en el supuesto de que sus precios oscilen en los intervalos considerados. Hay que señalar por último que estos modelos de optimización no evalúan el coste de construcción de un sistema de distribución del agua residual que permita la aducción del agua desde la planta de tratamiento hasta el terreno de cultivo.

## REFERENCIAS

- California Department of Water Resources (1974). *Statutes and Regulations Pertaining to Supervision of Dams and Reservoirs*. División of Safety and Dams, California Department of Water Resources, Sacramento, California.
- Dames y Moore (1978). *Construction Costs for Municipal Wastewater Conveyance Systems: 1973-1977*. Office of Water Program Operations, EPS-430/9-77-015, MCD No. 38. United States Environmental Protection Agency, Washington.

- Ling, C. S. (1978). *Wastewater Reclamation Facilities Survey: 1978*. California Department of Health Services, Sanitary Engineering Section, Berkeley, California.
- Loehr, R. C., W. J. Jewell, J. D. Novak, W. W. Clarkson y G. S. Friedman (1979). *Land Application of Wastes, Volume II*. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series, Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Metcalf and Eddy, Inc. (1981). *Wastewater Engineering: Collection and Pumping of Wastewater*. McGraw-Hill Book Co., New York.
- Middleton, F. M. (1977). Advanced wastewater treatment technology. Páginas 23-32 del libro editado por H. I. Shuval *Water Renovation and Reuse*. Academic Press.
- Ocanas, G. y L. Mays (1980). *Models for Water Reuse Planning*. University of Texas at Austin. Technical Report CRWR-173. Austin, Texas.
- Reed, S. C., R. W. Crites, R. E. Thomas y A. B. Hais (1979). *Cost of Land Treatment Systems*. EPA-430/9-75-003. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- United States Department of Agriculture (1981). *Agricultural Prices. Pr-1*. Crop Reporting Board, Statistical Reporting Service, United States Department of Agriculture, Washington, D.C.
- United States Environmental Protection Agency (1975). *Use of Climatic Data in Design of Soils Treatment Systems*. Office of Research and Development, EPA-660/2-75-018. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- United States Environmental Protection Agency (1977). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA-625/1-77-008. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

# CAPÍTULO 10

---

## ASPECTOS SANITARIOS Y REGLAMENTARIOS

James Crook

### INTRODUCCIÓN

El Estado de California es consciente desde hace mucho tiempo de la importancia de reutilizar el agua residual y ha promovido esta reutilización siempre que no existiera peligro para la salud pública. Los progresos realizados en las técnicas de tratamiento de aguas residuales, así como en la fiabilidad de estos procesos, permiten que el efluente tratado pueda utilizarse con seguridad para diversas aplicaciones, siempre que se adopten las debidas precauciones.

Los objetivos de este capítulo son: 1) resumir los aspectos sanitarios del riego con agua residual municipal regenerada, especialmente en lo que se refiere a los microorganismos patógenos y 2) describir la reglamentación aplicable en el Estado de California a la reutilización de agua residual tratada.

### EVALUACIÓN DE LOS ASPECTOS SANITARIOS

Es evidente que la mayor parte de las actividades de regeneración y reutilización de agua residual conlleva un riesgo sanitario, tanto para el público como para los trabajadores, ya que la exposición a microorganismos patógenos y sustancias tóxicas es mayor en estos casos que cuando se utilizan aguas no contaminadas con agua residual. Por esta razón, el objetivo último es reducir al mínimo la exposición ante estos agentes, manteniendo así los posibles peligros sanitarios dentro de un nivel aceptable. En general, la preocupación sanitaria que estas actividades suscitan guarda proporción con el grado de contacto del agua con las personas, con el tipo de agua en cuestión, con la calidad del efluente y con la fiabilidad de los procesos de tratamiento.

Los contaminantes de interés sanitario presentes en un agua residual pueden clasificarse de forma general en agentes biológicos y agentes químicos. En la mayoría de las utilizaciones de agua regenerada, los agentes biológicos son los que plantean los mayores riesgos sanitarios y, por ello, son objeto de limitaciones mediante las correspondientes normas de calidad. La necesidad de controlar los contaminantes químicos surge cuando se desea utilizar el agua regenerada para usos más restrictivos, como aquellos en los que la exposición del público al agua es más directa y las posibilidades de ingestión del agua residual son mayores.

Desde un punto de vista sanitario, los componentes químicos de mayor interés son los metales pesados tóxicos, los pesticidas y diversos compuestos orgánicos capaces de producir efectos sanitarios perjudiciales a largo plazo. Los mecanismos de contaminación de los alimentos pueden ser: 1) la contaminación física, cuando la evaporación y las sesiones repetidas de riego hacen que los contaminantes se acumulen sobre los cultivos, 2) la contaminación por absorción a través de las raíces de las sustancias contenidas en el agua de riego o en el terreno de cultivo y 3) la contaminación por absorción a través de las hojas de las plantas. La contaminación de las aguas subterráneas por compuestos químicos y biológicos se analiza en los Capítulos 12 al 15.

En la actualidad, no se dispone de suficiente información sobre la significación sanitaria de muchos de los compuestos que, con demostradas o posibles propiedades carcinogénicas, mutagénicas o teratogénicas, pueden estar presentes en el agua residual utilizada para regar. No obstante, sí se sabe que ciertos compuestos químicos se acumulan en determinados cultivos y que, por lo tanto, pueden representar un peligro sanitario tanto si se utilizan para pasto animal como para consumo humano (NAS-NAE, 1972). Como complemento de lo tratado en el presente capítulo, hay que señalar que el Capítulo 2 analiza los componentes químicos del agua residual y el efecto de los procesos de tratamiento sobre ellos; así mismo, los efectos de los compuestos químicos sobre el crecimiento de las plantas y sobre los suelos se analizan en los Capítulos 3 y 7, mientras que el destino final de los metales y de los microcontaminantes orgánicos en el suelo se examina en los Capítulos 13 y 15.

### **Tipos de Microorganismos**

Una planta moderna de tratamiento de agua residual, debidamente explotada, puede reducir las concentraciones de microorganismos patógenos en muchos ordenes de magnitud por debajo de su valor inicial.<sup>4</sup> No obstante, la dificultad para asegurar una eliminación completa y continua de estos microorganismos hace que no pueda descartarse la posibilidad de transmisión de enfermedades a través de la reutilización del agua. En general, los organismos patógenos responsables de las epidemias que se registraban en el pasado siguen estando presentes en el agua residual actual. Es por ello que la utilización adecuada de las técnicas de ingeniería sanitaria no persiguen tanto la erradicación completa de estos microorganismos como su control dentro de ciertos niveles de seguridad.

Durante las últimas décadas, el número de microorganismos patógenos presentes en el agua residual ha disminuido considerablemente debido a las mejoras alcanzadas en las condiciones de saneamiento y a la utilización de antibióticos en la lucha contra las enfermedades infecciosas. No obstante, el número de organismos patógenos presentes en el agua residual durante un brote epidémico aumenta apreciablemente, y no sería razonable descuidar esta circunstancia por el simple hecho de que la concentración de organismos patógenos pueda ser relativamente baja. Los principales agentes infecciosos para el hombre y los animales que pueden encontrarse en un agua residual bruta pueden clasificarse en tres grandes grupos: las bacterias, los parásitos, tales como los protozoos y los helmintos, y los virus. La Tabla 10.1 resume los principales agentes infecciosos que pueden encontrarse en un agua residual doméstica bruta.

Tabla 10.1 Principales organismos patógenos que pueden encontrarse en un agua residual doméstica bruta y enfermedades a que pueden dar lugar.

Organismo patógeno	Enfermedad
<b>Protozoos</b>	
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis (disentería amebiana)
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis (disentería)
<b>Helmintos</b>	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Anquilostomiasis
<i>Necator americanus</i>	Necatoriasis
<i>Ancylostoma spp.</i>	Larva Migrans cutánea
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Estrongiloidiasis
<i>Trichuris trichiura</i>	Tricuriasis
<i>Taenia spp.</i>	Teniasis
<i>Enterobius vermicularis</i>	Enterobiasis
<i>Echinococcus granulosus</i>	Hidatidosis
<b>Bacterias</b>	
<i>Shigella</i> (4 especies)	Sigelosis
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea
<i>Salmonella</i> (unas 1700 especies)	Salmonelosis
<i>Vibrio cholera</i>	Cólera
<i>Escherichia coli</i> (enteropatógeno)	Gastroenteritis
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersiniosis
<i>Leptospira spp.</i>	Leptospirosis
<b>Virus</b>	
Enterovirus (71 tipos) (polio, echo, Coxsackie)	Gastroenteritis, anomalías cardíacas, meningitis y otras
Virus de la hepatitis A	Hepatitis infecciosa
Adenovirus (31 tipos)	Enfermedades respiratorias
Rotavirus	Gastroenteritis
Parvovirus (2 tipos)	Gastroenteritis

## Bacterias

Los organismos patógenos más frecuentes en un agua residual municipal son los pertenecientes al género *Salmonella*. Este grupo de microorganismos comprende un gran número de especies capaces de producir enfermedades en las personas y en los animales. Las tres formas diferentes de salmonelosis que pueden producirse en las personas son: las fiebres entéricas, las septicemias y la gastroenteritis aguda. La forma más intensa de fiebre entérica por salmonelosis es la producida por la *Salmonella typhi*. La presencia de fiebre tifoidea en las ciudades de los Estados Unidos llegó a alcanzar un tal nivel en el pasado que era frecuente observar tasas de mortalidad iguales o superiores a 50 personas por cada 100 000 habitantes. En la actualidad, sin embargo, la mortalidad producida por esta enfermedad es prácticamente nula (California Department of Health y R.C. Cooper, 1975). La especie de *Salmonella* detectada con más frecuencia en personas de los Estados Unidos es la *Salmonella typhimurium*. Aunque se conocen aproximadamente 1500 serotipos, no suelen detectarse más de 200 durante un año determinado (California Department of Health, 1977).

En un agua residual pueden detectarse numerosos tipos diferentes de bacterias, entre las que pueden mencionarse las especies *Vibrio*, *Mycobacterium*, *Clostridium*, *Leptospira* y *Yersinia*. Aunque estos organismos patógenos pueden encontrarse en el agua residual, sus concentraciones son normalmente muy bajas para poder iniciar un brote epidémico.

La frecuente declaración de casos de gastroenteritis de origen hídrico sin causa conocida ha hecho sospechar que el agente responsable sea de naturaleza bacteriana. Entre las posibles causas de esta enfermedad puede citarse un grupo de bacterias gram negativas consideradas normalmente como no patógenas y, en especial, las cepas de *Escherichia coli* enteropatógenas y diversas cepas del género *Pseudomonas* que pueden afectar a los recién nacidos (Culp, 1969). Durante los últimos años se ha detectado la presencia de *E. coli* en diversos brotes de diarreas en viajeros (Gorbach y cols., 1975), causadas probablemente por una endotoxina producida en el intestino delgado.

Durante los últimos años, *Campylobacter coli* ha sido identificado como el causante de una forma de diarrea bacteriana en seres humanos. Aunque se ha demostrado claramente que este organismo es patógeno para los animales, su posible papel como agente etiológico de brotes epidémicos de origen hídrico sólo ha sido considerado recientemente. Uno de los brotes de diarrea registrados en los Estados Unidos dio lugar a 2100 casos (NAS-NAE, 1972).

## Parásitos

El agua residual municipal puede contener una gran variedad de protozoos y metazoos de carácter patógeno para los seres humanos. El más peligroso de estos parásitos es probablemente el protozoo *Entamoeba histolytica*, agente responsable de la disentería amebiana y de la hepatitis amebiana. Aunque estas dos enfermedades se registran en todo el mundo, su incidencia en los Estados Unidos no está suficientemente documentada.

Otro protozoo, el flagelado *Giardia lamblia*, es el agente causante de la enfermedad denominada giardiasis, cuyos síntomas principales son trastornos intestinales, flatulencia, diarrea y malestar en general, y cuya prevalencia está convirtiendo esta afección en una de las principales enfermedades hídricas. Al igual que ocurre con *E. histolytica*, los agentes infecciosos de *G. lamblia* son los quistes, caracterizados por su apreciable resistencia a la desinfección con cloro (National Academy of Sciences, 1977). Se ha registrado un aumento significativo del número de brotes y de casos de giardiasis declarados durante los últimos años (Brock, 1979), destacando por su importancia el ocurrido en 1974-75 en Rome, New York, que afectó a 4800 personas. Actualmente, *Giardia* es el parásito intestinal de carácter patógeno más común en los Estados Unidos.

El agua residual puede contener así mismo varios helmintos parásitos. Los más importantes de éstos son los gusanos intestinales, entre los que se encuentra *Ascaris lumbricoides*, la tenia *Taenia saginata*, *Trichuris trichiura*, *Strongyloides stercoralis* y los anquilostomas *Ancylostoma duodenale* y *Necator americanus*. Los ciclos biológicos de la mayoría de los helmintos son complejos y requieren en algunos casos la estancia en un huésped intermedio. El estadio infeccioso de algunos helmintos es o bien el organismo adulto o bien la larva, mientras que en otros casos los huevos o los quistes son las formas infecciosas de estos organismos. Tanto los huevos como las larvas son resistentes a las acciones medioambientales y pueden sobrevivir durante el proceso de desinfección del agua residual.

### Virus

Los virus son parásitos intracelulares obligados que sólo son capaces de multiplicarse dentro de la célula huésped. Los virus entéricos son aquellos que se multiplican en el conducto intestinal, expulsándose en las heces de la persona infectada. Los seres humanos pueden excretar más de 100 virus entéricos diferentes capaces de producir infección o enfermedad.

Los virus entéricos humanos más importantes son los enterovirus (polio, echo y Coxsackie), los rotavirus, los reovirus, los parvovirus, los adenovirus y el virus de la hepatitis A (NAS, 1977; Sorber y Sagik, 1978). El virus causante de la hepatitis A, o hepatitis infecciosa, es el declarado y documentado con más frecuencia como transmisible por agua contaminada. El único huésped que se ha encontrado para el virus de la hepatitis es la persona humana. A pesar de la incapacidad de cultivar de forma satisfactoria el agente etiológico en el laboratorio, se dispone de evidencia epidemiológica irrefutable para designar al agua como vehículo de transmisión de la hepatitis A (Pikes, 1978; Hejkal y cols., 1982; Morse y cols., 1972; y Craun, 1981). Varios investigadores han detectado la presencia del virus en aguas subterráneas y varias aguas subterráneas se ha visto implicadas en brotes infecciosos de origen viral (Keswick y Gerba, 1981). Aunque se ha sospechado del agua como medio transmisor del virus en numerosos brotes de enfermedades virales, la evidencia disponible en la mayoría de los casos no es concluyente (Denis y cols., 1974; y Mosley, 1967).

A pesar de que muchos incidentes de transmisión hídrica de virus han pasado sin duda desapercibidos, investigados o declarados, los datos

epidemiológicos disponibles indican que el papel del agua en la morbilidad global de las enfermedades virales puede ser limitado (Hawley y cols., 1973; Gamble, 1979; Rosenberg, 1980) y que otras formas de transmisión, tales como el contacto personal, son probablemente responsables de la gran mayoría de las enfermedades virales (IAWPRC, 1983). Aun a pesar del papel secundario que el agua puede jugar en la transmisión general de las enfermedades virales, la importancia sanitaria de la posible presencia de virus en el agua no debe ser descuidada o subestimada. Teóricamente, cualquier virus excretado y capaz de producir infección a través de su ingestión, puede ser transmitido mediante un tratamiento inadecuado del agua residual (WHO, 1979).

### Mecanismos de Transmisión de Enfermedades

La transmisión de una enfermedad puede efectuarse bien directamente a través del contacto, la ingestión o la inhalación del agente infeccioso presente en el agua regenerada, o bien indirectamente a través del contacto con objetos previamente contaminados por el agua regenerada. Para que una persona desarrolle la enfermedad han de concurrir las siguientes circunstancias: 1) el agente infeccioso ha de estar presente en la población que genera el agua residual y, por lo tanto, en sus aguas residuales, 2) los agentes infecciosos han de sobrevivir a todos los procesos de tratamiento a los que se somete al agua residual, 3) la persona tiene que entrar en contacto con el efluente de forma directa o indirecta y 4) los agentes infecciosos han de estar presentes en número suficiente en el momento del contacto para llegar a producir la enfermedad.

El contacto con un agente infeccioso no siempre da lugar al desarrollo de enfermedad. El que la enfermedad llegue o no a producirse depende de una serie de interrelaciones complejas entre el huésped y el agente infeccioso. Entre las variables específicas de esta relación pueden mencionarse: 1) el número o la dosis de microorganismos ingeridos o que invaden la persona, 2) el número de organismos necesario para iniciar la infección, o dosis infectiva, 3) la capacidad del organismo patógeno para causar la enfermedad, o patogenicidad, 4) el grado en el que el microorganismo puede causar la enfermedad, o virulencia y 5) la susceptibilidad relativa del huésped.

La susceptibilidad varía enormemente de unas personas a otras y depende tanto del estado de salud general del individuo como del organismo patógeno en cuestión. Los niños, los ancianos, las personas mal nutridas y las personas que padecen otras enfermedades son más susceptibles que los adultos sanos.

Como ejemplo ilustrativo de la variabilidad de las dosis infectivas, diversos estudios han puesto de manifiesto que un número igual o inferior a 10 *Giardia lamblia* y tan sólo 10 *Shigella dysenteriae* 1, pueden causar enfermedad, mientras que puede ser necesario ingerir hasta 1000 *Vibrio cholerae* o hasta 10000 *Salmonella typhi* para que se inicie la enfermedad (Bryan, 1974). En un estudio con voluntarios, aproximadamente 25 % de los individuos que ingirieron 180 *Shigella flexneri* 2A fueron infectados y cayeron enfermos (Cliver, 1980). Se ha publicado que un máximo de 20 quistes de *Entamoeba histolytica* constituye una dosis infectiva (Foster y Engelbrecht, 1974) y que cantidades muy pequeñas de

virus pueden ser capaces de iniciar la enfermedad en personas. Algunos organismos toxigénicos, tales como los enteropatógenos *Escherichia coli* y *Clostridium perfringens*, pueden requerir dosis de  $1 \times 10^{10}$  organismos para producir infección (Pikes, 1978).

En la mayoría de los casos, la infección microbiana tiene lugar a dosis inferiores a las necesarias para producir enfermedad. La infección se define como una respuesta inmunológica del huésped ante la presencia del patógeno, sin que por ello lleguen a manifestarse signos clínicos de enfermedad.

Es imposible predecir con exactitud el tipo o la concentración de los microorganismos presentes en un agua residual bruta. La Tabla 10.2 ilustra el intervalo de concentraciones de algunos de los microorganismos que pueden encontrarse en un agua residual municipal. El estado de salud general de la población generadora del agua residual, la existencia de portadores de la enfermedad entre la población y la capacidad de los agentes infecciosos de sobrevivir fuera de sus huéspedes bajo diversas condiciones ambientales determinan conjuntamente la posible presencia de organismos patógenos en una determinada agua residual, así como la concentración que cada uno de éstos pueda llegar a alcanzar en ella.

Tabla 10.2 Concentraciones de microorganismos presentes en un agua residual doméstica bruta (Foster y Engelbrecht, 1974; Hunter y Kotalik, 1974).

Microorganismo	Concentración, número/ml
Coliformes	$0,5-1,0 \times 10^5$
Estreptococos fecales	$5-20 \times 10^3$
<i>Shigella</i>	Presencia
<i>Salmonella</i>	4-12
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	102
<i>Clostridium perfringens</i>	507
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Presencia
Quistes de protozoos	100
Huevos de helmintos	1
Virus entéricos	1-492

La presencia de enterovirus en el agua residual municipal fluctúa ampliamente ya que los individuos sanos no excretan normalmente este tipo de microorganismos durante períodos prolongado de tiempo. Los virus expulsados

por un individuo enfermo varían entre 1000 y 100 000 unidades infecciosas por gramo de heces (CDOHS y Cooper, 1975). No obstante, no todos los virus presentes en las heces puede sobrevivir en el agua, y muchos de ellos sólo persistirán durante un breve plazo de tiempo en un agua residual municipal. Se ha calculado que la concentración media de virus entéricos en un agua residual municipal es aproximadamente 500 unidades/100 ml (ASCE, 1970); no obstante, este número puede variar considerablemente. En zonas geográficas donde el agua es escasa, tales como Israel, en las que el consumo de agua es reducido, las concentraciones virales medias obtenidas en el agua residual oscilan entre 600 y 49 200 unidades formadoras de placa (UFP) por 100 ml (Buras, 1976). Por otra parte, las concentraciones virales del agua residual tienen una importante variación estacional, siendo el verano y el principio del otoño las períodos en que aquellos son detectados con más frecuencia.

### Eliminación de Microorganismos por los Procesos de Tratamiento

El tratamiento primario, consistente en un simple proceso de decantación, tiene sólo un efecto limitado en la eliminación de la mayoría de las especies biológicas presentes en el agua residual. Algunos de los organismos de mayor tamaño y peso, tales como los huevos de los helmintos y los quistes de los protozoos, decantarán durante el tratamiento primario, del mismo modo que los microorganismos asociados a partículas sólidas podrán ser eliminados con la materia sedimentable. Entre un 50 y 90% de los huevos y quistes de parásitos pueden eliminarse durante el tratamiento primario, mientras que este proceso sólo puede llegar a eliminar un 25% de las bacterias (Fair, Geyer y Okun, 1968). El tratamiento primario no reduce de forma eficaz la concentración de bacterias o virus contenidos en el agua residual (Clarke y cols., 1961; Mack y cols., 1962).

Los procesos convencionales de tratamiento biológico, tales como los filtros percoladores, los fangos activados y las lagunas de estabilización, reducen la concentración de microorganismos presentes en el agua residual bruta o el efluente del tratamiento primario, pero no llegan a eliminarlos por completo. Los mecanismos responsables de esta reducción son la adsorción y la predación. En general, los procesos de fangos activados son más eficaces que los filtros percoladores para reducir las poblaciones de bacterias y de virus del agua residual. Un proceso de fangos activados consigue normalmente eliminar más del 90% de las bacterias (Hunter y Kotalik, 1974) y entre un 80 y 90% de los virus, mientras que un filtro percolador es normalmente capaz de eliminar de un 50 a 90% de las bacterias y de los virus (Kelly y Sanderson, 1959; Lund y cols., 1969).

Por otra parte, se ha podido observar que un filtro percolador es capaz de eliminar un 30% de los huevos de tenia de terneros y más del 99% de los quistes de *Entamoeba histolytica*, mientras que los procesos de fangos activados son aparentemente ineficaces para eliminar tanto los huevos como los quistes (Sproul, 1978). Todos los tipos de tratamiento secundario pueden eliminar más del 90% de los coliformes utilizados como organismos indicadores y, en teoría, cabe esperar que la eliminación de organismos patógenos guarde proporción con la reducción de coliformes.

El objetivo de los procesos de tratamiento más avanzados es reducir las concentraciones de los componentes orgánicos e inorgánicos. Por lo tanto, la eliminación de los contaminantes biológicos conseguida por estos procesos es sólo incidental en la mayoría de los casos y, en general, no es muy grande, con la excepción de la ósmosis inversa. Dependiendo del tipo de instalación, de las características de las membranas, del grado de pretratamiento del agua residual y de otros factores, el proceso de ósmosis inversa puede ser muy eficaz para eliminar la mayoría de los virus y virtualmente de todos los microorganismos de mayor tamaño. Se ha demostrado que la adsorción en carbón activado permite eliminar algunos virus del agua residual, aunque los virus así adsorbidos pueden ser posteriormente desplazados por compuestos orgánicos e incorporarse de nuevo al efluente del proceso de tratamiento (Cookson, 1969; Sproul, 1976).

Un tratamiento terciario consistente en una coagulación química, una decantación y una filtración, puede llegar a eliminar un 99,5% de los virus inoculados en el afluente (Sanitation Districts of Los Angeles County, 1977). Además de eliminar eficazmente los virus, este proceso de tratamiento reduce la turbiedad del agua residual hasta niveles muy bajos, lo que aumenta la eficacia del proceso de desinfección que se efectúa a continuación de la filtración. La filtración es también un proceso eficaz para eliminar muchos de los parásitos de mayor tamaño que suelen ser resistentes a los niveles de desinfección normalmente utilizados en el tratamiento de agua residual.

La desinfección es el proceso de tratamiento más importante desde el punto de vista de la destrucción de organismos patógenos. En los Estados Unidos, el cloro es el desinfectante más comúnmente utilizado tanto en el tratamiento de agua de abastecimiento como de agua residual. La eficacia de la desinfección con cloro es función de la temperatura del agua, del pH, del tiempo de contacto, del grado de mezcla, de la presencia de sustancias productoras de interferencias, de la concentración y forma de las especies cloradas y de la naturaleza y concentración de los organismos que deben destruirse.

En la práctica, la dosis de cloro necesaria se determina empíricamente, a partir de la concentración de cloro residual que se desea mantener y de la calidad del efluente, expresada generalmente en términos de coliformes totales o fecales. A menos que el agua residual tenga una turbiedad muy baja, hay una gran probabilidad de que el agua residual desinfectada no esté completamente libre de bacterias o de virus patógenos. En general, las bacterias son menos resistentes ante la acción del cloro que los virus, que a su vez son menos resistentes que los protozoos y helmintos.

La destrucción de los virus mediante el cloro es muy variable. Estudios realizados (Berg, 1966) indican que los virus son generalmente más resistentes que las bacterias ante los efectos del cloro. Por lo tanto, el análisis de los coliformes no aporta una indicación fiable de la eficacia de la destrucción de los virus durante la desinfección (Berg, 1974; Burns y Sproul, 1967).

Aunque el ozono no se utiliza normalmente para desinfectar agua residual, su uso como desinfectante ha recibido una atención considerable durante los últimos años. Hay que señalar, no obstante, que es difícil desinfectar un efluente

secundario con ozono y satisfacer de forma sistemática las normas de calidad bacteriológica de aguas regeneradas, debido a que la materia en suspensión reacciona con el ozono, disminuyendo así la cantidad de éste disponible para llevar a cabo la desinfección (Smith, 1978; Budde y cols., 1977).

Otra forma alternativa de reducir la concentración de bacterias y de virus presentes en el agua residual consiste en almacenar el agua durante un cierto tiempo antes de usarla. Un estudio realizado en Israel en una laguna de regulación permitió observar como la concentración de coliformes totales, de coliformes fecales y de estreptococos fecales del efluente secundario disminuyó de 2 a 4 unidades logarítmicas durante períodos de almacenamiento de 73 días en invierno y de 35 días en verano. El almacenamiento del agua durante estos períodos hizo que la concentración de enterovirus descendiera desde valores de 1100 UFP/100 ml durante el invierno, y de 200 UFP/100 ml durante el verano, hasta alcanzar valores inferiores a los detectables analíticamente durante ambas estaciones (Kott y cols., 1978).

### Supervivencia de los Organismos Patógenos

En condiciones favorables, los patógenos entéricos pueden sobrevivir durante períodos de tiempo extremadamente largos, tanto en las plantas como en el agua o el suelo. Entre los factores que afectan esta supervivencia cabe mencionar el tipo y el número de microorganismos, el contenido de materia orgánica del suelo, la temperatura, la humedad, el pH, la cantidad de precipitación, la cantidad de insolación, la protección que ofrecen las hojas y la competencia con la flora microbiana.

Así, por ejemplo, una revisión de la literatura (Bryan, 1974; Crook, 1982; Sepp, 1971) indica que los huevos de *Ascaris* pueden sobrevivir durante 27 a 35 días en productos hortícolas, y entre 730 y 2010 días en el suelo, y que *Salmonella spp.* puede sobrevivir de 3 hasta más de 40 días en productos hortícolas, más de 100 días en la hierba y entre 15 y más de 18 días en el suelo. Se ha publicado que *Salmonella typhi* puede sobrevivir de 87 a 100 días en el agua, de 2 a 120 días en el suelo y de 10 a 53 días en productos hortícolas (Crook, 1982).

En uno de los estudios citados, los virus de la polio y Coxsackie inoculados en productos hortícolas sobrevivieron durante más de los cuatro meses que duró su almacenamiento comercial y doméstico (Larkin y cols., 1976), llegando a permanecer hasta 180 días en un suelo saturado a 4 °C (USEPA, 1977). Esta amplitud del intervalo de períodos de supervivencia lleva a concluir que los patógenos introducidos en un suelo mediante el riego con agua residual pueden sobrevivir en el suelo o en alguno de los cultivos durante períodos de tiempo prolongados. El Capítulo 14 contiene un análisis más detallado de la supervivencia de los organismos patógenos en el suelo y de su transporte por medio del agua de percolación.

## Aerosoles

La concentración de organismos patógenos en los aerosoles es función de su concentración en el agua residual utilizada y de la capacidad de producción de aerosoles del sistema de aspersión (USEPA, 1977). Diversos estudios han puesto de manifiesto que, durante el riego por aspersión con agua residual, la cantidad de agua que puede convertirse en aerosoles varía entre menos del 0,1% y casi un 2%, con una eficacia media en la producción de aerosoles que oscila entre 0,32 y 1,3% (Sorber y cols., 1976; Schaub y cols., 1978; Johnson y cols., 1980a; Bausum y cols., 1983). Un aerosol se define como una partícula de diámetro comprendido entre 0,01 y 50  $\mu\text{m}$ , suspendida en el aire. Los virus y la mayoría de las bacterias tienen un tamaño comprendido en el intervalo de las partículas respirables (Majeti y Scott, 1981); esto significa que la inhalación de aerosoles es una posible vía directa de infección para las personas.

La infección o la enfermedad puede también contraerse de forma indirecta a través de los aerosoles depositados en la superficie de la comida, de la vegetación y de la ropa. Por otra parte, la dosis infecciosa de muchos patógenos responsables de infecciones de las vías respiratorias es menor que la de los responsables de infecciones del aparato digestivo. Por todo ello, la inhalación puede ser una vía de infección más factible que la infección a través del contacto o de la ingestión (Hoadley y Goyal, 1976).

En general, las bacterias y los virus contenidos en un aerosol permanecen viables y pueden desplazarse tanto más lejos cuanto mayor es la velocidad del viento, más elevada es la humedad relativa y menores son la temperatura y la luminosidad (Sorber y cols., 1976; Hickey y Reist, 1975a, b). Otros aspectos importantes a tener en cuenta son la concentración inicial de patógenos en el agua residual y los tamaños de las partículas. Diversos estudios han puesto de manifiesto que aerosoles con concentraciones considerablemente altas de bacterias pueden transmitirse a lo largo de grandes distancias en condiciones óptimas. Así, por ejemplo, un estudio permitió observar el transporte de coliformes de 90 a 130 m de distancia bajo el efecto de un viento con velocidad de 5,4 km/h. Los autores estimaron que un viento de 18 km/h podía transportar pequeñas gotitas de agua hasta 300 ó 400 m de distancia, y que vientos de mayor intensidad podían transportarlas hasta distancias de más de 1000 m (Sepp, 1971). En otro estudio se observó que el nivel neto medio de bacterias presentes en forma de aerosol, es decir, la diferencia entre la concentración observada menos el valor neto medio en dirección al viento, era de 485 UFC/ $\text{m}^3$  a una distancia de 21 a 30 m de la fila de aspersores más próxima en la dirección del viento, mientras que a 200 m en esa misma dirección la concentración de virus era de 37 UFP/ $\text{m}^3$  (Bausum y cols., 1983). El agua residual utilizada para el riego por aspersión había sido tratada en lagunas de estabilización antes de ser desinfectada con cloro.

Durante un reciente estudio realizado en Israel, echovirus 7 fue detectado en muestras de aire recogidas a 40 m de distancia a favor del viento de unos aspersores con los que se regaba utilizando un efluente secundario. Medidas de aerosoles realizadas en Pleasanton, California, donde se riega por aspersión con efluente secundario sin desinfectar, indican que la concentración media

geométrica de enterovirus en aerosoles obtenida a 50 m de distancia a favor del viento de la zona de riego era de 0,014 UFP/m<sup>3</sup> (Johnson y cols., 1980a), lo que representa una concentración de una partícula viral por 71 m<sup>3</sup> de aire.

Diversos estudios realizados sobre este tema (Johnson y cols., 1980a; Fannin y cols., 1977; Teltsch y cols., 1980) indican que la utilización de los microorganismos indicadores tradicionales para predecir la exposición humana a través de los aerosoles da lugar a unas concentraciones de organismos patógenos significativamente inferiores a las realmente observadas. Estos estudios ponen de manifiesto que los organismos patógenos soportan el proceso de generación de aerosoles mucho mejor que los microorganismos indicadores.

Es difícil evaluar las implicaciones sanitarias suscitadas por este tema debido a la escasa información disponible sobre los riesgos sanitarios derivados de los aerosoles de agua residual. La mayor parte de los estudios epidemiológicos realizados en poblaciones sometidas a la exposición de aerosoles provenientes de plantas de tratamiento de agua residual, basados en su mayor parte en encuestas sanitarias subjetivas, no han permitido detectar ninguna correlación entre exposición a los aerosoles y enfermedad. Aunque algunos estudios han revelado que la incidencia de enfermedades respiratorias o gastrointestinales en las zonas sometidas a los efectos de los aerosoles de plantas de tratamiento de agua residual es superior a la observada en las zonas de control, las elevadas tasas de morbilidad observadas pudieron ser consecuencia de otros factores, tales como las disparidades económicas, o no pudieron ser verificadas ni con ensayos de anticuerpos para virus humanos, ni mediante el aislamiento de bacterias, de parásitos o de virus patógenos (Fannin y cols., 1980; Johnson y cols., 1980b).

Las investigaciones realizadas hasta el momento parecen indicar que el riesgo asociado con los aerosoles producidos durante el riego por aspersión con agua residual tratada es pequeño, especialmente cuando el agua residual utilizada para regar ha sido desinfectada. No obstante, pueden darse casos esporádicos en los que llegue a registrarse una exposición elevada; en estos casos, y hasta que no se realicen estudios más precisos y definitivos para evaluar el papel de los aerosoles como causa de enfermedades, lo más prudente es recomendar que se reduzca al mínimo la inhalación de aerosoles que puedan contener organismos patógenos viables.

### **Morbilidad Asociada con la Reutilización de Agua Residual**

La evidencia epidemiológica disponible muestra que la reutilización de agua residual, especialmente para el riego de cultivos comestibles, ha dado lugar a la transmisión de enfermedades (Sepp, 1971; Melick, 1917). La mayor parte de los brotes epidémicos documentados han sido provocados por contaminaciones bacterianas o parasíticas. Hay que indicar, no obstante, que la fuente de agua de riego era, en todos los casos, agua residual bruta o efluente sin desinfectar. Estos brotes epidémicos demuestran, por lo tanto, que el agua residual es un material peligroso, con un potencial significativo para transmitir enfermedades

infecciosas. No obstante, no ha habido ningún brote epidémico confirmado en California provocado por el uso de agua residual regenerada.

A pesar de la escasa información disponible sobre la existencia de enfermedades virales provocadas por la reutilización de agua residual, la vía de transmisión hídrica, tal como el abastecimiento de agua potable, se ha visto involucrada en diversos brotes de hepatitis infecciosa y de poliomielitis. El estudio de las enfermedades víricas de baja morbilidad o de carácter endémico asociadas con el consumo de agua ha sido virtualmente ignorado por varias razones: 1) los métodos actuales de detección de virus no son suficientemente sensibles para detectar con exactitud bajas concentraciones de virus en grandes volúmenes de agua, 2) las infecciones virales entéricas no son con frecuencia aparentes, lo que hace difícil establecer el carácter endémico de tales infecciones, 3) el carácter aparentemente benigno de la mayoría de las infecciones virales entéricas hace que éstas no sean notificadas por el paciente o por el médico, 4) el daño causado por las infecciones virales entéricas puede aparecer después de varios meses o años (Horstmann y cols., 1973) y 5) una vez que un virus entérico se ha introducido en una población, el contacto de persona a persona se convierte en una de las principales formas de transmisión, haciendo muy difícil la evaluación del papel que el agua pueda tener en ésta.

## **AUTORIDAD REGLAMENTARIA EN CALIFORNIA**

La reutilización de agua residual tiene una notable importancia en California debido al considerable número de instalaciones de reutilización existentes, a la diversidad de utilidades que de ésta se hace y al excelente historial de seguridad establecido a lo largo de muchos años. Las principales autoridades competentes en la regeneración y reutilización de agua residual en California son las siguientes: la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency, USEPA), la Oficina de Regeneración de los Estados Unidos (Bureau of Reclamation), el Departamento del Interior de los Estados Unidos (United States Department of the Interior), el Departamento de Recursos Hidráulicos del Estado de California (California Department of Water Resources), el Consejo del Estado de California para la Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos (California State Water Resources Control Board), el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California (California Department of Health Services), las Delegaciones Locales de Servicios Sanitarios y los nueve Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación del Agua (California Regional Water Quality Control Boards). Desde el punto de vista reglamentario, las dos agencias federales y el Departamento de Recursos Hidráulicos tienen escasa importancia en el campo de la regeneración de agua residual.

La agencia federal USEPA proporciona la parte correspondiente de los fondos federales destinados a financiar los proyectos de tratamiento de agua residual municipal y establece las reglamentaciones destinadas a financiar los proyectos de regeneración de agua residual y a asegurar la protección del medio ambiente. La USEPA proporciona también orientaciones técnicas sobre temas

sanitarios y de otro tipo relacionados con el tratamiento de agua residual. El Bureau of Reclamation estudia los usos del agua regenerada y controla y administra los préstamos correspondientes a la Ley de Pequeños Proyectos de Regeneración de 1956. Por otra parte, la agencia Farmers Home Administration dispone de ayudas y préstamos para pequeñas poblaciones. En determinadas condiciones, estas ayudas y préstamos federales pueden utilizarse para financiar los sistemas de distribución destinados a transportar el agua regenerada desde las plantas de tratamiento hasta los puntos de utilización. El Departamento de Recursos Hidráulicos del Estado de California (DWR) estudia la disponibilidad y posibilidades de reutilizar agua residual, así como los efectos ambientales derivados de su reutilización. El DWR puede también contribuir a la financiación de investigaciones relativas a la reutilización de agua residual, así como a la identificación y planificación de nuevos proyectos.

El Consejo Estatal de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos (CSWRCB) y los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación del Agua (CRWQCB) tienen la principal responsabilidad de controlar y proteger la calidad de las aguas de California y de administrar las reglamentaciones relativas al agua. El CSWRCB administra los fondos federales y los estatales del Programa de Ayudas del Agua Limpia (Clean Water Grant Program), primera fuente de ayuda financiera para las agencias públicas locales en sus proyectos de construcción de instalaciones de tratamiento y vertido de agua residual. Entre las instalaciones que pueden optar a estas ayudas figuran las plantas de tratamiento, las instalaciones de aducción y, en determinadas condiciones, las instalaciones de distribución de agua en el punto de reutilización. La Oficina de Reciclaje de Agua fue establecida en 1977 como órgano del CSWRCB encargado de promover la reutilización de agua en California y coordinar a nivel estatal las actividades de regeneración de aguas.

El Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California (CDOHS) examina cada uno de los requisitos aplicables a un proyecto de regeneración de aguas, los planes del proyecto y los documentos ambientales, a la vez que mantiene un programa de vigilancia de la regeneración de agua residual a fin de asegurar un nivel adecuado de protección sanitaria. Además, el CDOHS tiene la autoridad y la responsabilidad que le confieren las leyes de California para establecer las normas de calidad sanitaria aplicables a cualquiera de los usos del agua residual regenerada, y entre ellos al del riego con dichas aguas. Una parte del Código del Agua de California (California Water Code), conocida como la Ley Porter-Cologne de Control de la Calidad del Agua (Porter-Cologne Water Quality Control Act; CSWRCB, 1979) contiene el texto legislativo que permite el establecimiento de criterios de calidad:

"13 521. El Departamento de Servicios Sanitarios del Estado establecerá criterios de regeneración a nivel estatal para cada uno de los diversos tipos de agua regenerada, siempre que la protección de la salud pública esté involucrada en tales usos".

Por otra parte, en los casos en que llegue a determinarse que la utilización de agua regenerada ha provocado una contaminación, el CDOHS y/o las delegaciones locales de servicios sanitarios tienen autoridad propia para ordenar la supresión de la contaminación causada y establecer ordenes perentorias, tal como especifica el Código de Sanidad y Seguridad (California Health and Safety Code), en la Parte 3, División 5, Capítulo 6. El CDOHS tiene también normas relativas al control de las interconexiones de tuberías (CDOHS, 1974) en las que se especifican los requisitos que han de cumplirse a fin de mantener una estricta separación entre los sistemas de distribución de agua potable y de agua regenerada. Las delegaciones locales de servicios sanitarios tienen autoridad independiente y pueden, si lo consideran necesario, imponer requisitos más restrictivos que los establecidos por el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California.

El Código del Agua confiere a los 9 Consejos Regionales la autoridad necesaria para establecer normas de calidad del agua, prescribir e implantar niveles de calidad para el vertido de aguas residuales, a fin de mantener la calidad de las aguas superficiales y subterráneas y, tras consultar al CDOHS, prescribir e implantar requisitos relativos a la regeneración de aguas. En definitiva, la aplicación de los criterios de regeneración del CDOHS corresponde a los Consejos Regionales, y cada proyecto de regeneración de agua residual tiene que disponer de un permiso del correspondiente CRWQCB de acuerdo con los criterios del CDOHS. Las secciones del Código del Agua de California con especial relevancia en este caso son las siguientes:

"13 522.5. (a) Cualquier persona que regenere o se proponga regenerar agua para cualquiera de los fines para los que se hayan establecido criterios de regeneración presentará en el Consejo correspondiente un informe conteniendo toda la información que le haya sido requerida por éste.

13 523. Cada Consejo Regional, tras consultar con el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado y recibir las recomendaciones elaboradas por éste y después de cuantas sesiones públicas sean necesarias, establecerá, si considera que tal acción es necesaria para proteger la salud, la seguridad o el bienestar de la población, los requisitos de regeneración aplicables a las aguas que se utilizan o se propone utilizar como agua regenerada. Se podrán establecer requisitos a la persona que regenera agua, al usuario o a ambos. Estos requisitos incluirán, o estarán de acuerdo con, los criterios de regeneración estatales establecidos de acuerdo con lo previsto en este artículo. El Consejo Regional puede exigir la presentación de un informe previo a la construcción de las instalaciones con objeto de determinar la observancia de los criterios de regeneración.

13 524. Ninguna persona regenerará agua o utilizará agua regenerada para cualquiera de los fines para los que se han establecido criterios de regeneración hasta que se hayan establecido los requisitos aplicables a tal tipo de regeneración de acuerdo con

lo previsto en este artículo, o hasta que el Consejo Regional determine que no es necesario ningún requisito".

En 1978, el Código del Agua fue modificado, incorporándosele varias enmiendas en las que se establece que, si se cumplen determinadas condiciones, se puede exigir el uso de agua regenerada para el riego de zonas verdes, en lugar de agua potable de la red de abastecimiento público. Las secciones correspondientes del Código del Agua son las siguientes:

"13 550. La Legislatura por la presente decide y declara que el uso de agua de abastecimiento público para el riego de zonas verdes, entre las que se incluyen, pero no se limitan a, los cementerios, los campos de golf, los parques y las zonas ajardinadas de las autopistas, es un malgaste o un uso irracional de tal agua en el contexto de la Sección dos del Artículo X de la Constitución de California, cuando se disponga de agua regenerada que el Consejo Estatal, después de anuncio e información pública, ha establecido que satisface las siguientes condiciones:

(a) La fuente de agua regenerada es de calidad adecuada para tal fin y está disponible para ese fin.

(b) El agua regenerada puede suministrarse a las mencionadas zonas verdes con un coste razonable de las instalaciones necesarias para dicha aducción. En la determinación del coste razonable, el Consejo Estatal considerará todos los factores de importancia, entre los que se incluyen, pero no se limitan a, el coste actual y el coste futuro del suministro de agua de abastecimiento público a dichas áreas, y establecerá que el coste de suministrar ese agua regenerada es comparable, o inferior, al de suministrar agua de abastecimiento público.

(c) La utilización del agua regenerada obtenida de la fuente propuesta no será perjudicial para la salud pública, de acuerdo con la evaluación conjunta llevada a cabo con el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California.

(d) La utilización propuesta del agua regenerada no perjudicará los derechos adquiridos al uso del agua de las personas situadas en zonas aguas abajo, no degradará la calidad del agua, debiendo establecerse así mismo que no es peligrosa para la vida de las plantas.

De acuerdo con lo establecido en este artículo, el Consejo Estatal puede requerir a un organismo público o a una persona que proporcione toda la información que pueda ser de importancia para llegar a establecer los hechos exigidos en esta sección.

13 551. Ninguna persona u organismo público, entre los que se incluyen las agencias estatales, las ciudades, los condados, la ciudad y el condado, los distritos, o cualquier otra subdivisión política del Estado, deberá usar agua de una fuente de calidad adecuada para abastecimiento público con el fin de regar zonas verdes, cuando se disponga de agua regenerada de calidad adecuada según lo establecido en la Sección 13 550; todo ello siempre en el supuesto de que cualquiera de esos usos del agua regenerada, en tanto que alternativa a la extracción de agua subterránea y en tanto que ese agua regenerada sea así utilizada, se considere que constituye una utilización beneficiosa razonable del agua subterránea y que tal uso del agua regenerada no causa ninguna pérdida o reducción de cualquier derecho adquirido sobre el uso del agua, con independencia de la forma como éste se adquirió".

## **NORMATIVAS**

### **Normativas del Estado de California**

Aunque el riesgo de exposición humana a los organismos patógenos existe prácticamente en todas las instalaciones de regeneración de agua residual, la inquietud sanitaria es generalmente proporcional al grado de contacto humano con el agua y a la idoneidad y fiabilidad del proceso de tratamiento del agua residual.

De acuerdo con lo previsto en al Sección 13 521 del Código del Agua, el CDOHS ha establecido criterios de regeneración de ámbito estatal, que fueron revisados por última vez en 1978. Uno de los objetivos básicos de la reglamentación elaborada por el CDOHS y titulada "Criterios de Regeneración de Agua Residual" (CDOHS, 1978) es asegurar la protección de la salud pública sin desalentar innecesariamente la regeneración de agua residual. La citada reglamentación establece normas aplicables a la reutilización de agua residual con fines que requieran el riego, el almacenamiento y la recarga de acuíferos. La reglamentación incluye normas de calidad del agua, especificaciones técnicas de los procesos de tratamiento, requisitos aplicables a los programas de muestreo y análisis, normas de explotación y especificaciones relativas a la fiabilidad del tratamiento. El grado de tratamiento exigido aumenta a medida que lo hacen las posibilidades de exposición humana al agua residual. Los niveles de tratamiento y de calidad del agua exigidos en los Criterios de Regeneración de Agua Residual, relativos al uso del agua para regar, aparecen resumidos en la Tabla 10.3. Los criterios de regeneración tienen como objetivo asegurar un nivel adecuado de protección de la salud pública frente a la transmisión de enfermedades y, por lo tanto, no dedican una especial atención a los posibles efectos del agua regenerada sobre los cultivos o sobre los suelos. El texto completo de esta reglamentación aparece en el Anexo F.

En la mayoría de los casos, la normativa no exige un programa de vigilancia lo suficientemente amplio como para demostrar la calidad del agua regenerada. Una exigencia de este tipo impediría la existencia de muchas de las pequeñas instalaciones de regeneración, al no poder sufragar éstas los gastos de un programa de vigilancia de una cierta entidad. Por lo tanto, y siempre que ello sea posible sin comprometer el espíritu de la reglamentación, se utilizan expresiones descriptivas con un significado claro para los profesionales del tratamiento de agua residual, en lugar de límites cuantitativos de parámetros concretos. Así, por ejemplo, se exige "un agua residual adecuadamente oxidada" en lugar de unos límites de calidad del efluente en términos de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), de la materia en suspensión (MES) o de cualquier otro parámetro de calidad. No obstante, el CSWRCB puede exigir análisis específicos como éstos, como parte de las exigencias de vertido del efluente.

Tabla 10.3 Criterios de tratamiento del agua residual y criterios de calidad del agua aplicables a la regeneración de agua para riego (CDOHS, 1978).

Nivel de Tratamiento	Concentración de coliformes totales CT/100 ml	Tipo de utilización
Primario	---	Riego superficial de árboles frutales y viñedos.
Oxidación y desinfección	$\leq 23$	Pastos para ganado productor de leche. Lagos ornamentales. Riego de jardinería, como campos de golf y cementerios.
Oxidación y desinfección	$\leq 2,2$	Riego superficial de cultivos comestibles en los que no existe contacto entre el agua y la parte comestible.
Oxidación, coagulación, clarificación, filtración (a) y desinfección	$\leq 2,2$ máximo de 23	Riego por aspersión de cultivos comestibles. Riego de jardinería, como parques de recreo y jardines.

- a) La turbiedad del efluente del filtro no puede sobrepasar una media de 2 unidades de turbiedad durante ningún período de 24 horas.

### Riego de cultivos

Los organismos patógenos contenidos en un agua residual pueden contaminar un cultivo por contacto directo con él durante el riego o, de forma indirecta, por contacto con el terreno de cultivo. Los cultivos pueden también contaminarse por el polvo arrastrado por el viento, así como por los trabajadores agrícolas, los pájaros y los insectos, que pueden contaminar la parte comestible del cultivo con los organismos contenidos en el agua de riego o en el terreno.

Cuando el grado de contacto del agua con el cultivo y la calidad del agua de riego permiten considerar que el riesgo sanitario es mínimo, la reglamentación es extremadamente liberal y exige un nivel de tratamiento muy bajo. La normativa permite utilizar un efluente primario para el riego superficial o por aspersión de forrajes, plantas productoras de fibras y semilleros, así como para el riego superficial de árboles frutales y viñedos. Un efluente primario se define como "el efluente de una planta de tratamiento de agua residual capaz de eliminar la materia sólida contenida en el agua de modo que ésta no contenga más de 0,5 ml/l de sólidos sedimentables, de acuerdo con los análisis realizados mediante métodos analíticos autorizados" (CDOHS, 1978). La decantación primaria elimina normalmente menos del 50% de los coliformes y de las bacterias patógenas presentes en el agua residual, siendo relativamente ineficaz para eliminar los virus y los protozoos (Bryan, 1974; Clarke y cols., 1961; Mack y cols., 1962).

Se han venido utilizando efluentes primarios para riego superficial de árboles frutales, forrajes, plantas productoras de fibras y semilleros durante más de 60 años sin que se haya podido observar ningún efecto sanitario desfavorable (Crook, 1978). Con unas técnicas de riego adecuadas y con los adecuados controles en la zona de riego, el contacto humano con el agua residual es mínimo. La interrupción temporal del riego, de modo que haya tiempo suficiente para que los campos se sequen antes de la recogida del forraje o de que los animales pasten, reduce substancialmente el número de patógenos viables en las plantas antes de su consumo por los animales. A pesar de que la utilización de efluente primario para el riego de praderas en California no ha permitido observar ningún aumento aparente del número de terneros infectados por helmintos, no se han llevado a cabo estudios detallados para determinar si ese tipo de infecciones tienen una mayor prevalencia en el ganado que pasta en zonas regadas con efluente primario que en el ganado que pasta en zonas regadas con aguas de origen distinto al del agua residual.

La normativa también permite la utilización de un efluente primario para el riego superficial de árboles frutales y viñedos, en razón de la distancia que separa la superficie del terreno regado y los frutos comestibles. Los patógenos contenidos en el agua residual no penetran fácilmente en los frutos o los vegetales, a menos que estos tengan su piel rota (Bryan, 1974). En un estudio en que el terreno fue inoculado con virus de la polio, los virus sólo pudieron ser detectados en las hojas de las plantas cuyas raíces habían sido dañadas o cortadas (Shuval, 1978). A pesar de que la absorción de los virus por las raíces de las plantas y su transporte posterior hacia las partes superiores han sido documentados por Murphy y Syverton (1958), estos mismos autores puntualizaron que este fenómeno no ocurre probablemente con la suficiente regularidad como para llegar a ser un mecanismo importante de transmisión o de supervivencia interepidérmica de los virus. Por lo tanto, la posibilidad de que los organismos patógenos se desplacen a través de los árboles o de las vides hasta las partes comestibles de estas plantas es extremadamente baja y los riesgos sanitarios son despreciables. Por otra parte, la reglamentación prohíbe la recogida de los frutos que han estado en contacto con el agua de riego o con el suelo.

Como se ha mencionado previamente, numerosos organismos patógenos pueden sobrevivir durante prolongados períodos de tiempo en las plantas y en

el suelo; por lo tanto, para asegurar la eliminación de estos patógenos no puede confiarse simplemente en dejar que transcurra un período de tiempo suficiente entre el riego y la recolección del cultivo, o facilitar un almacenamiento comercial antes de su venta al público. Por consiguiente, cuando se trate de cultivos comestibles, el énfasis deberá ponerse en: 1) la eliminación, previa al riego, de los organismos patógenos contenidos en el agua residual, 2) el tratamiento del cultivo, antes de su puesta a la venta, para destruir los organismos patógenos que pueda contener o 3) la implantación de medidas que eviten el contacto directo entre el agua residual y la porción comestible de la planta, siempre con el fin de minimizar los riesgos de transmisión de enfermedades.

Los riesgos sanitarios varían dependiendo del tipo de cultivo y del método de riego. Si el riego de los cultivos comestibles se realiza por superficie, de modo que no exista contacto entre la parte comestible de la planta y el agua regenerada, está permitido utilizar un efluente secundario desinfectado. El agua residual se considerará adecuadamente desinfectada si en un punto del proceso de tratamiento la concentración media de coliformes no excede 2,2 CT/100 ml. Esta concentración media se obtiene de los resultados bacteriológicos correspondientes a los últimos siete días en que se han efectuado análisis. En todas las secciones de la reglamentación en que se establecen límites de la concentración de coliformes se exige un muestro diario.

Como se acaba de mencionar, la reglamentación requiere la determinación diaria de la concentración de coliformes del efluente, en lugar de la determinación directa de los agentes infecciosos. Teniendo en cuenta la gran dificultad que entraña la determinación analítica de los posibles organismos presentes en un agua residual, ha sido una práctica común la utilización de un organismo indicador o sustitutorio que permita valorar la contaminación fecal de un agua. La determinación de todos los organismos patógenos presentes en un agua requeriría un gran número de análisis, algunos de los cuales conllevan procesos complejos, largos, costosos y con frecuencia incapaces de detectar los microorganismos en cuestión. Por otra parte, la concentración de cada uno de estos microorganismos varía de un agua residual a otra, lo que hace su detección difícil y poco fiable. Lógicamente, esta variabilidad es función del número de infecciones intestinales existentes en un momento dado entre la población de animales de sangre caliente y es independiente de la concentración de organismos indicadores no patógenos.

El grupo de los coliformes totales incluye diversas bacterias que están presentes siempre en los intestinos de las personas y de otros mamíferos. Los coliformes están presentes de forma natural en las heces de los animales de sangre caliente en concentraciones superiores a las de los patógenos, pueden ser detectados de forma sencilla y específica, guardan una correlación positiva con la contaminación fecal y responden en general de forma similar a como lo hacen los patógenos ante las condiciones ambientales y los procesos de tratamiento. Por estas razones, el CDOHS eligió el grupo bacteriano de los coliformes totales como organismos indicadores adecuados para determinar la presencia o ausencia de contaminación fecal en una agua, así como para sugerir la presencia o ausencia de agentes infecciosos. Aun reconociendo que el grupo de los coliformes totales incluye cepas que no están directamente asociadas con

materia fecal, el sistema indicador basado en los coliformes totales no es excesivamente conservador. Se han registrado casos en que el análisis de coliformes totales no ha permitido indicar la presencia en el agua de *Salmonella* y de *Giardia*, y se sabe que el grupo coliforme es menos resistente a la desinfección con cloro que algunas formas de organismos patógenos, tales como los quistes y los virus entéricos.

Las concentraciones límites establecidas en los Criterios de Regeneración de Agua Residual están referidas al método de análisis de las diluciones múltiples, en el que los resultados se expresan en términos del Número Más Probable (NMP) de microorganismos. De acuerdo con este método de análisis, tubos idénticos conteniendo un medio de cultivo seleccionado se inoculan con diluciones sucesivas de una muestra de agua. Cuanto mayor es el número de tubos utilizados para cada volumen de una determinada dilución de la muestra, mayor es la precisión del ensayo. El NMP es en realidad una estimación obtenida a partir de diversas fórmulas de probabilidad. Así, por ejemplo, a un valor del NMP igual o inferior a 2,2 organismos/100 ml, obtenido con series de 5 tubos inoculados con 10 ml de muestra cada uno, le corresponde un intervalo de confianza del 95% de 0 a 6 organismos/100 ml (APHA, 1980).

La escasa distancia existente entre el agua de riego y los cultivos realizados en la mayoría de los sistemas de riego superficial hace que exista la posibilidad de contacto ocasional entre las plantas y el agua residual o el suelo contaminados, bien sea a través de salpicaduras de agua, transmisión por vectores, arrastre por el viento o inundación causada por la utilización de un exceso de agua de riego. No obstante, teniendo en cuenta la frecuencia relativamente pequeña de estos sucesos, no sería realista exigir que el agua de riego esté libre de agentes infecciosos. Normalmente, para que un agua residual satisfaga la limitación de 2,2 coliformes totales/100 ml ha de recibir un nivel de tratamiento lo suficientemente elevado como para que, aunque no pueda asegurarse que el efluente esté libre de agentes patógenos, no conlleve un riesgo sanitario indebido cuando se utilice para regar cultivos comestibles.

El riego por aspersión de cultivos comestibles conlleva exigencias mucho más restrictivas que el riego superficial, debido al contacto directo entre el agua residual y las plantas. Los organismos contaminantes de los cultivos comestibles permanecen viables en la superficie de las plantas, a menos que mueran por desecación, exposición a la radiación solar, falta de alimento o acción de otros organismos o agentes químicos. La fiabilidad y la eficacia de la inactivación microbiana que pueda conseguirse por estos mecanismos es cuestionable. Por lo tanto, el riego por aspersión de cualquier cultivo comestible que pueda ser vendido o consumido crudo debe efectuarse con un efluente terciario libre de organismos patógenos. El riego superficial de tubérculos, tales como las zanahorias, las remolachas y las cebollas ocasiona también un contacto directo entre el cultivo y el agua residual, por lo que el riego de este tipo de plantas está sometido a las mismas exigencias de calidad del agua que el riego por aspersión de cultivos comestibles.

El CDOHS reconoce las dificultades a que hay que hacer frente durante la identificación y la enumeración de virus en aguas continentales y aguas

residuales, debido entre otras causas a las limitaciones de las técnicas de muestreo, a los problemas asociados con la concentración de las muestras, a la complejidad y al elevado coste de los métodos de laboratorio y al número limitado de instalaciones existentes con el personal y los equipos necesarios para llevar a cabo los análisis. Además, los métodos analíticos de cultivo necesarios para determinar la presencia o ausencia de virus en una muestra de agua requieren 14 días aproximadamente. Por estos motivos, en vez de definir una norma de calidad basada en concentraciones virales, la normativa establece unos requisitos aplicables al tratamiento y a la calidad del efluente que, de algún modo, aseguren que el agua residual está libre de organismos patógenos y, en particular, de virus.

La selección de la línea de tratamiento especificada en los Criterios de Regeneración de Agua Residual está basada en estudios llevados a cabo hace varios años con objeto de determinar la capacidad de los procesos avanzados de tratamiento de agua residual para eliminar los virus presentes en el agua. Estudios más recientes (SDLAC, 1977; E-S, 1983) han permitido verificar la eficacia de una línea de tratamiento integrada por los procesos de oxidación, de coagulación química, de clarificación, de filtración y de desinfección. Los datos disponibles indican que un agua residual sometida a este tipo de tratamiento, que satisfaga las limitaciones impuestas sobre los diferentes parámetros, estará esencialmente libre de cualquier organismo patógeno detectable. Esas normas de calidad incluyen la concentración de 2,2 coliformes fecales/100 ml y diversas limitaciones de la turbiedad. La norma de turbiedad aplicable guarda estrecha relación con la definición de efluente filtrado, en la que se especifica que la turbiedad no puede exceder de 5 unidades de turbiedad durante más de un 5% del tiempo en ningún período de 24 horas. La reglamentación requiere que la determinación de la turbiedad se realice de forma continua mediante un turbidímetro registrador. La experiencia ha puesto de manifiesto que estos niveles de calidad pueden alcanzarse fácilmente en una instalación de tratamiento de agua residual bien explotada, en la que se incluyan los procesos de coagulación química y de filtración, lo que aumenta enormemente la eficacia del proceso de desinfección posterior.

Es posible conceder excepciones a estas normas de calidad cuando el agua regenerada vaya a utilizarse para regar cultivos comestibles que, antes de su venta para el consumo humano, son sometidos a un proceso de elaboración comercial, físico o químico, destinado a eliminar los organismos patógenos. Estas excepciones han de ser aprobadas por el CDOHS en base a una evaluación detenida y específica de la capacidad del proceso en cuestión para destruir los organismos patógenos. Debido a la posibilidad de transmisión de organismos infecciosos que puede surgir durante la manipulación de cultivos que puedan estar contaminados, no se permite ni vender los cultivos ni su manipulación por parte del público hasta que éstos no han sido sometidos al proceso de elaboración en cuestión. Esta prohibición asegura la interrupción de la posible vía de transmisión de agentes infecciosos e impide que alimentos contaminados crudos puedan introducirse en lugares destinados a la preparación de alimentos.

No existen reglamentaciones específicas en California relativas al empaquetado, distribución o venta de productos vegetales cultivados con agua

residual municipal regenerada. El CDOHS ha adoptado la postura de que una instalación de riego agrícola adecuadamente proyectada y explotada que satisfaga todas las normas de calidad correspondientes no representa un riesgo sanitario indebido para el consumidor y, por lo tanto, el CDOHS no exigirá o recomendará un etiquetado especial en el que se informe al público que el producto vegetal fue regado con agua residual regenerada.

### Riego de jardinería

Los Criterios de Regeneración de Agua Residual distinguen dos tipos de riego de jardinería, en función del grado de acceso del público a la zona regada y de la posible exposición del público al agua residual. La normativa correspondiente al riego de jardinería está recogida en la Sección 60313 del texto legal incluido en el Anexo F.

Un agua residual que ha sido sometida a un tratamiento secundario y ha sido desinfectada hasta alcanzar una concentración de 23 coliformes totales/100 ml, tal como se exige para el riego de jardinería, puede contener tanto bacterias como virus patógenos y, por lo tanto, debe evitarse que entre en contacto directo con las personas. No obstante, si el riego se realiza en ausencia de público en la zona y si se deja transcurrir tiempo suficiente para que la superficie del suelo se seque antes de que sea utilizada de nuevo por el público, el contacto directo de las personas con el agua residual queda eliminado y los riesgos sanitarios sólo dependerán del contacto indirecto a través de la hierba, de los arbustos o de los objetos que han sido previamente mojados por el agua regenerada. Este tipo de contacto indirecto es relativamente infrecuente en las diferentes zonas incluidas en el apartado (a) de la Sección 60313, tales como campos de golf, jardines de autopistas o cementerios, y no justifica la exigencia de que el agua residual deba estar libre de cualquier agente infeccioso.

Por otra parte, los parques, los jardines, los patios de recreo escolares y las zonas similares tienen una utilización más intensa y los niños pueden ser más susceptibles a alguno de los organismos patógenos presentes normalmente en el agua residual. Es por ello que las exigencias de tratamiento y de calidad del agua utilizada para este tipo de riego de jardinería son idénticas a los aplicables al riego por aspersión de cultivos comestibles.

La proliferación de proyectos de reutilización en zonas urbanas, o en zonas próximas a zonas pobladas, hace que la posibilidad de transmisión de enfermedades a través de aerosoles o de arrastre de agua por el viento desde zonas de riego de jardinería deba ser tenida en cuenta también. El grado de peligro que ello puede representar depende de varios factores, entre los que cabe mencionar el grado de tratamiento del agua residual, la distancia alcanzada por los aerosoles y las gotitas de agua, la proximidad de zonas pobladas o zonas accesibles al público, las condiciones climáticas predominantes y el diseño del sistema de riego.

Aunque la reglamentación establece que un agua residual sometida a tratamiento secundario que satisfaga la limitación de 23 coliformes totales/100 ml es aceptable para el riego de un campo de golf, el CDOHS obliga a utilizar un

efluente de mejor calidad, es decir el que satisface la Sección 60313 (b) de los Criterios de Regeneración de Agua Residual, en aquellos casos en que los aerosoles o las gotitas de agua regenerada no queden confinados a la zona de uso y puedan alcanzar zonas pobladas. La experiencia ha puesto de manifiesto que es virtualmente imposible evitar que los aerosoles o las pequeñas gotitas de agua residual generados en el riego de un campo de golf alcancen las zonas residenciales privadas situadas en las inmediaciones de las calles y de los hoyos. Por este motivo, el CDOHS recomienda que el agua regenerada que vaya a utilizarse para regar campos de golf, en los que existan zonas residenciales en las inmediaciones de las calles o de los hoyos, debe estar prácticamente libre de organismos patógenos y debe, por lo tanto, cumplir lo establecido en la Sección 60313 (b) de los Criterios de Regeneración de Agua Residual.

Aunque los Criterios de Regeneración de Agua Residual exigen unos procesos unitarios de tratamiento específicos para cada nivel de calidad del efluente, admiten también la posibilidad de obtener un nivel equivalente de tratamiento mediante la utilización de otros procesos unitarios. La reglamentación no pretende suprimir la investigación, el desarrollo y la construcción de sistemas de tratamiento alternativos o innovadores, y en ese sentido incluye una sección que se ocupa de este tema. La Sección 60320.5 ofrece la posibilidad de que puedan aceptarse métodos de tratamiento diferentes de los mencionados en los Criterios de Regeneración de Agua Residual, siempre que pueda demostrarse que son equivalentes a los especificados en la reglamentación.

### **Fiabilidad del tratamiento**

Aunque disponer de un proceso de tratamiento adecuado aparece como una necesidad evidente, no suele percibirse con tanta claridad la importancia similar que tiene el asegurar que el proceso de tratamiento sea fiable. Diversas investigaciones experimentales realizadas en plantas de tratamiento de agua residual de California han puesto de manifiesto que, hasta fechas muy recientes, la fiabilidad del tratamiento del agua residual ha sido un aspecto descuidado del proyecto, la construcción y la explotación de las plantas de tratamiento (Ling, 1978; Crook, 1976; Deaner, 1970; Mickel y cols., 1969). El incremento del número de instalaciones de regeneración y el uso cada vez más frecuente de agua residual regenerada en zonas públicas han hecho que aumente el número de personas que pueden quedar expuestas al contacto con agua residual, ampliando así las posibilidades de que se produzcan enfermedades debido a la distribución de agua inadecuadamente tratada en las numerosas zonas. Estas circunstancias ponen de manifiesto la necesidad de establecer normas destinadas a asegurar la fiabilidad del tratamiento y, de este modo, mantener lo más bajo posible el riesgo sanitario derivado del uso de agua residual municipal regenerada.

Los Criterios de Regeneración de Agua Residual que aparecen en el Anexo F contienen los requisitos que tanto el proyecto como la explotación de las instalaciones deben satisfacer a fin de asegurar un nivel mínimo de fiabilidad del tratamiento, y describen los dispositivos recomendados para alcanzar dicha fiabilidad. A pesar de los automatismos incorporados en una planta de tratamiento, los equipos mecánicos están expuestos a averías y es, por lo tanto, absolutamente necesario disponer de operadores cualificados y bien entrenados

si se desea asegurar la producción fiable de un agua de calidad aceptable. La reglamentación trata expresamente este aspecto concreto, exigiendo la presencia de personal homologado en todas las plantas de regeneración de agua residual.

Desde el punto de vista sanitario, uno de los aspectos esenciales del proceso de tratamiento lo constituye el conjunto de disposiciones destinadas a conseguir una desinfección adecuada y fiable. En los casos en que es necesario desinfectar el agua, los criterios de regeneración especifican la serie de características con que se ha de dotar al sistema de desinfección para asegurar un suministro ininterrumpido de cloro.

La mayoría de las instalaciones de tratamiento de agua residual utilizan un menor número de instrumentos y controles automáticos que las correspondientes plantas de tratamiento de agua de abastecimiento y las plantas de procesos químicos. Un estudio realizado a nivel nacional en 50 instalaciones de tratamiento de agua residual puso de manifiesto que el presupuesto de una planta de tratamiento secundario típica dedica aproximadamente un 3% de los costes de construcción al capítulo de instrumentación, mientras que los presupuestos de las plantas de tratamiento de aguas de abastecimiento y las plantas de procesos químicos asignan aproximadamente un 6% y un 8%, respectivamente. Para mejorar la eficacia y la fiabilidad de las plantas de tratamiento será necesario disponer de equipos de medida adecuados que permitan el control de las instalaciones en tiempo real.

Así, por ejemplo, los sistemas automáticos de control con retroalimentación que controlan constantemente la concentración de cloro residual en el efluente, ajustando la dosis de cloro de forma que se mantenga la concentración residual prefijada, son cada vez más frecuentes en las instalaciones de regeneración de agua residual. Los turbidímetros con registro continuo, capaces de ordenar automáticamente el desvío del agua residual a una laguna de almacenamiento intermedia cuando la turbiedad sobrepasa los límites prefijados, han demostrado también ser unos dispositivos de control efectivos. No cabe duda que, a medida que la consecución de una fiabilidad adecuada sea un objetivo cada vez más apreciado por los organismos encargados de la reglamentación y del control, se producirá un desarrollo de sensores, controladores y registradores más sofisticados que los actuales, que pasarán a formar parte de los componentes esenciales de los sistemas de tratamiento de agua residual.

En 1974, la USEPA publicó el boletín técnico "Criterios de diseño relativos a la fiabilidad de sistemas y componentes mecánicos, eléctricos e hidráulicos" (USEPA, 1974) como suplemento a las Directrices Federales para el Diseño, la Explotación y el Mantenimiento de Instalaciones de Tratamiento de Agua Residual de 1970 (USEPA, 1970). Este boletín describe los requisitos mínimos de diseño y ofrece orientaciones de diseño para conseguir una fiabilidad elevada.

El Laboratorio de Investigación del Medio Ambiente Municipal de la USEPA publicó en 1982 un manual titulado "Identificación y corrección de las deficiencias de diseño típicas de las instalaciones de tratamiento de agua residual municipal" (USEPA, 1982). El manual describe diversas de las deficiencias que originan problemas en el rendimiento y la fiabilidad de las instalaciones, reducen la

seguridad del personal y hacen menos flexible el control del proceso de tratamiento. El objetivo de dicho manual es ofrecer orientaciones que permitan la redacción de proyectos más operativos y más económicos de mantener, a la vez que dotados de una mayor flexibilidad para obtener un rendimiento adecuado en momentos de transición de las características del afluente.

Un estudio a nivel nacional de 103 plantas de tratamiento biológico de agua residual puso de manifiesto que las diez causas principales del deficiente rendimiento de las instalaciones eran atribuibles a la utilización de métodos de muestreo y de análisis inadecuados o incorrectos para el control del proceso, a un asesoramiento técnico inadecuado, a unos manuales de explotación y mantenimiento ineficaces y a deficiencias de diseño significativas (Evans, 1979). Entre las recomendaciones formuladas en este estudio hay que señalar la dirigida a las autoridades federales y estatales para que concentraran sus esfuerzos en la aplicación de la normativa existente y la exigencia de responsabilidades en su cumplimiento, a fin de promover un rendimiento óptimo de las instalaciones existentes. Un estudio similar de 50 plantas de tratamiento puso en evidencia que solamente 13 de las 50 instalaciones examinadas satisfacían sistemáticamente las normas de calidad mínimas aplicables a un tratamiento secundario y que, en las 10 primeras, los factores determinantes de su limitado rendimiento estaban relacionados con el diseño del proceso (Hegg y cols., 1980).

Un estudio de las averías mecánicas, eléctricas e hidráulicas de 21 plantas de tratamiento secundario permitió establecer que un 91% de éstas podrían haber sido evitadas o mitigadas si se hubieran satisfecho los criterios de diseño sobre fiabilidad (Partridge y Sutfin, 1975). Aunque la incorporación de dispositivos de fiabilidad reduce la probabilidad de que la planta vierta un efluente inadecuadamente tratado, no aseguran una fiabilidad absoluta de la instalación.

## **Otros Estados y Países**

Diversos países han desarrollado normas de calidad aplicables al agua residual utilizada para regar; en muchos casos, las normas de calidad son muy diferentes de la reglamentación existente en California. Así, por ejemplo, en la República Federal de Alemania, para regar pastos es necesario utilizar un efluente secundario desinfectado (WHO, 1973). Así mismo, el riego de cultivos destinados al consumo humano, cuyo proceso de elaboración posterior permite suprimir los organismos patógenos, debe interrumpirse al menos cuatro semanas antes de proceder a su recolección. Las patatas y los cereales son los únicos cultivos que, sin ser sometidos a un proceso de elaboración, pueden ser regados con agua regenerada, aunque el riego sólo está permitido durante la fase de floración.

En la República Sudafricana, el riego de árboles frutales, de viñedos y de forrajes requiere un efluente terciario intensamente clorado, mientras que el riego de cultivos que hayan de ser sometidos a un proceso de elaboración requiere la utilización de un agua residual desinfectada con menos de 1000 coliformes/100 ml en un 80% de las muestras. Los únicos cultivos comestibles no sometidos a un proceso de elaboración que pueden ser regados con agua regenerada son los frutos que han de ser pelados antes de su consumo.

Las actividades de regeneración de agua en los Estados Unidos se han limitado generalmente a las zonas con escasez de agua, en particular en el Oeste y el Suroeste. Además de California, algunos Estados han desarrollado de forma independiente, o están en proceso de desarrollar, normas de calidad o directrices para la reutilización de agua que, como cabía lógicamente esperar, difieren substancialmente. Con objeto de ilustrar la variabilidad existente entre estas normativas, a continuación se resumen brevemente las directrices o reglamentaciones existentes o propuestas en tres Estados.

El Estado de Texas no tiene una reglamentación global sobre la regeneración de agua residual, aunque dispone de directrices para algunos tipos de riego. Se permite el riego de pastos con efluente secundario sin desinfectar, pero solamente pueden regarse con agua residual los cultivos comestibles que hayan de ser sometidos a un proceso de elaboración. El riego de campos de golf requiere un efluente secundario con una DBO máxima de 20 mg/l, una concentración máxima de MES de 20 mg/l y una concentración máxima de 200 coliformes fecales/100 ml. No está permitido el riego de jardinería en zonas con accesos libres, tales como parques y jardines.

La reglamentación propuesta en Florida establece que el agua regenerada utilizada para regar forraje, viveros de césped y áreas similares, en las que el acceso del público es restringido, debe ser sometida a un tratamiento secundario. Además, este efluente ha de ser desinfectado de modo que la concentración de cloro combinado residual sea de 0,5 mg/l después de 15 minutos de contacto con el caudal máximo diario, o después de 30 minutos de contacto con el caudal medio diario, debiendo adoptarse aquella de las dos limitaciones que proporcione el mayor grado de protección sanitaria. Este nivel básico de desinfección no puede dar lugar a más de 200 coliformes fecales/100 ml en el efluente. Para el riego de campos de golf, de cementerios, de parques y de otras zonas ajardinadas accesibles al público, se ha propuesto exigir un tratamiento avanzado y una desinfección del agua residual de modo que la concentración de coliformes fecales en el efluente esté por debajo del nivel de detección y la concentración máxima de DBO y MES no exceda de 20 mg/l y 5 mg/l, respectivamente. Se exigirá así mismo el mantenimiento de 1 mg/l de cloro total residual durante 15 minutos de contacto a caudal máximo diario, o después de 30 minutos de contacto a caudal medio diario.

El Estado de Arizona ha propuesto una reglamentación que no exige procesos de tratamiento específicos, aunque establece límites de calidad del agua para varios tipos de riego. Desde el punto de vista práctico, la utilización del agua para cualquier tipo de riego requiere como mínimo un tratamiento secundario, incluso si se trata del riego de forraje, de plantas productoras de fibras o de semilleros. La normativa aplicable al riego de jardines requiere que la concentración de coliformes fecales en el efluente no sobrepase un media geométrica de 25 unidades formadoras de colonias (UFC) por 100 ml, siendo la concentración máxima permitida de 75 UFC/100 ml en una muestra cualquiera; las normas requieren además una turbiedad máxima de 5 unidades de turbiedad y una concentración de virus máxima de 125 UFP/40 litros. La reglamentación propuesta para el riego de cultivos comestibles que no hayan de ser sometidos a procesos de elaboración es todavía más restrictiva, al especificar que la

concentración de coliformes fecales del efluente no puede sobrepasar una media geométrica de 2,2 UFC/100 ml, o un valor máximo de 25 UFC/100 ml en una muestra individual. Además de esto, la turbiedad máxima permitida es 1 unidad de turbiedad, especificándose que el efluente final no puede contener una concentración de virus superior a 1 UFP/40 litros.

### **Controles de las Zonas de Riego**

Una faceta importante de toda la actividad de regeneración es la gestión del agua regenerada, una vez que ésta ha salido de la instalación de tratamiento. Con objeto de minimizar tanto los riesgos sanitarios y estéticos como cualquier otro tipo de problema, la aducción y la utilización del agua regenerada debe someterse a un control estricto. Cualquier fallo en la observancia de las restricciones relativas al uso del agua pueden dar lugar a problemas sanitarios y de aceptación por parte del público, tan serios como puedan ser los asociados con los fallos del sistema de tratamiento.

Como se ha mencionado anteriormente, la reglamentación vigente en California para cada uno de los posibles usos del agua está basada en el posible grado de contacto de las personas con el agua regenerada. Por otra parte, la estimación del grado de contacto previsible está basada en el supuesto de que la zona donde se utilizará el agua cumple con los correspondientes controles de diseño y de explotación. Con objeto de asegurar que tanto durante la aducción como en el lugar de reutilización los riesgos sanitarios son mínimos, el CDOHS ha desarrollado directrices aplicables a las zonas de utilización en las que se describen las precauciones de seguridad y los métodos de explotación adecuados, tales como las medidas de control destinadas a evitar la interconexión de tuberías, el color exigido para las tuberías y los accesorios destinados a distribuir agua regenerada, la disposición bajo llave de las válvulas y los grifos, la colocación de verjas y de paneles indicadores, el control de los aerosoles y de las gotitas de agua arrastradas por el viento, así como las medidas de higiene necesarias para la protección de los trabajadores.

La normativa adoptada por los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación de las Aguas para la regeneración de agua residual contiene normalmente restricciones de uso apropiadas a cada proyecto concreto. La experiencia ha puesto de manifiesto que el aspecto esencial a tener en cuenta para asegurar el cumplimiento de las restricciones impuestas en la zona de utilización es realizar un diseño cuidadoso de la instalación, especialmente cuando la adopción de otro tipo de diseño exigiría una vigilancia extraordinaria por parte del usuario.

### **Control de interconexiones de tuberías**

Las conducciones de aducción y de distribución de agua regenerada han de mantenerse completamente separadas del sistema de distribución de agua de abastecimiento público. Las conexiones de derivación para suministrar agua a los usuarios del sistema de abastecimiento público deberán estar protegidas por una cámara de rotura de la columna de agua, por un dispositivo antirretorno basado

en el principio de la disminución de presión o por cualquier otro dispositivo de protección aceptable por el organismo regulador. Aunque diversos estudios (Crook, 1973, 1976) han puesto de manifiesto el escaso número de interconexiones detectadas en las zonas de uso de agua regenerada, es necesario aplicar estrictamente la reglamentación relativa al control de las interconexiones, a fin de asegurar que no se corren riesgos sanitarios innecesarios.

Las tuberías de agua regenerada pueden fácilmente confundirse con las de agua de abastecimiento público, a menos que aquellas estén adecuadamente identificadas. Hay varias formas de reducir las posibilidades de interconexión en las zonas de utilización. Las tuberías y los accesorios de la red de agua regenerada pueden ser de un color especial o estar marcados de forma inequívoca, de modo que los trabajadores puedan identificarlos fácilmente. Otra posibilidad es utilizar un determinado material para las tuberías de la red de abastecimiento de agua potable y otro material distinto para las tuberías de la red de agua regenerada. Por otra parte, es necesario mantener unos archivos actualizados de los planos y especificaciones de todos los tipos de tuberías existentes en la zona de utilización, y asegurarse que no se perfora ninguna conducción sin haber consultado previamente dichos planos, evitando así que llegue a producirse cualquier tipo de interconexión.

Todas las válvulas y grifos del sistema de agua regenerada deberán estar marcados con las correspondientes advertencias, además de tener un color específico, estar etiquetados o marcados, de modo que puedan ser identificados con seguridad. Cuando existan aspersores adaptables mediante mangueras flexibles tanto a la red de agua de abastecimiento público como a la red de agua regenerada, es aconsejable utilizar mangueras de diámetros diferentes, a fin de evitar el posible intercambio de mangueras entre ambas redes.

Las conducciones de agua potable y de agua regenerada deberán estar separadas la mayor distancia posible con objeto de evitar que un posible accidente de construcción pueda producir la rotura de las conducciones de uno y otro tipo, así como que el agua regenerada que pueda escapar de conductos en mal estado se infiltre en las conducciones de agua potable, o bien que llegue a efectuarse una interconexión accidental de la red de agua regenerada con la de abastecimiento de agua potable. Se recomienda consultar al organismo reglamentario adecuado en relación con el material de las tuberías que deberán utilizarse para los conductos de agua regenerada.

### **Prevención del contacto del público con agua regenerada**

El público deberá ser informado de que se está utilizando agua regenerada para regar, mediante la colocación de los medios de notificación adecuados. Esta notificación debe incluir la colocación de paneles de advertencia bien visibles. Estos paneles informativos deben indicar claramente que el agua es regenerada a partir de agua residual y, a menos que el agua esté libre de organismos patógenos, advertir al público de que evite el contacto con el agua. Estos signos no deben simplemente contener expresiones como "No se acerquen" o "Está prohibido bañarse", sino que deberán indicar claramente textos como "Agua regenerada a partir de agua residual -- Evite el contacto" o "Agua residual

regenerada -- Prohibido beber", o bien cualquier otro texto claro, sencillo y conciso. Estos paneles deberán colocarse en las zonas de mayor visibilidad para el público y estar escritos con letras suficientemente grandes como para que puedan ser leídos desde lejos. Deberán adoptarse medidas eficaces para que el público no entre en contacto con agua regenerada de baja calidad utilizada para regar, mediante la colocación de paneles de advertencia, o la instalación de verjas, si ello fuera necesario.

Un estudio realizado en 19 campos de golf de California (Teltsch y cols., 1980), en los que se utiliza agua regenerada para regar, puso de manifiesto que solamente tres de ellos disponían del número adecuado de paneles indicadores y que únicamente uno de ellos había incluido una advertencia en las propias tarjetas de anotación del juego. De las 72 zonas diferentes de utilización de agua regenerada incluidas en ese estudio, menos de una cuarta parte de ellas disponían de paneles adecuados para informar al público.

Todas las válvulas, grifos y cabezales de aspersión deberán estar marcados adecuadamente con objeto de advertir al público que el agua no es potable y no debe utilizarse para el baño, debiendo ser además de un tipo que no permita su utilización más que por el personal autorizado. Para evitar el uso indiscriminado de agua regenerada, la mayoría de las zonas disponen de válvulas y de grifos colocados bajo llave, dotados de dispositivos de conexión rápida.

Deberán adoptarse las precauciones necesarias para asegurar que el agua regenerada no caiga sobre las personas, los paseos, las viviendas, los vehículos circulantes, las mesas de campo, los cursos de agua, los depósitos de agua o cualquier zona fuera del control del usuario. Las fuentes de agua potable existentes en las zonas de riego por aspersión deberán estar protegidas de las gotitas de agua que puedan caer directamente o por acción del viento. Cualquier zona frecuentada por el público deberá disponer de un número adecuado de fuentes de agua potable, a fin de evitar la necesidad de éste de beber agua de la red de agua regenerada. En zonas tales como jardines y campos de golf, los cabezales de los aspersores generalmente utilizados son del tipo emergente bajo el efecto de la presión, por lo que permanecen tapados al nivel del suelo cuando no están en servicio. Este tipo de aspersor es eficaz para evitar que el público intente lavarse o beber de las bocas de riego. El riego de jardinería deberá programarse de modo que las plantas dispongan de tiempo suficiente para secarse antes de que el público tenga acceso a la zona regada.

La posibilidad de transmisión de enfermedades por aerosoles o por gotitas de agua arrastradas por el viento en las zonas de riego por aspersión debe ser también considerada cuando el agua regenerada utilizada para regar no ha sido desinfectada completamente a fin de eliminar los organismos patógenos. Entre los aspectos de diseño a tener en cuenta para reducir los riesgos sanitarios asociados con el riego por aspersión hay que mencionar: 1) la desinfección eficaz del agua residual antes de su utilización para riego, de manera que se reduzcan las posibilidades de transmisión de enfermedades aun en el caso de que el agua arrastrada por el viento alcance zonas frecuentadas por el público, 2) barreras protectoras contra el viento o zonas de protección alrededor de las zonas regadas, 3) aspersores de baja presión con orificios de gran tamaño, a fin

de producir gotas de agua de mayor tamaño y reducir la formación de neblina, que sería más susceptible de ser dispersada por el viento, 4) aspersores de baja altura y 5) métodos de riego superficial. Cuando la zona considerada para el riego por aspersión es relativamente plana, puede ser factible la utilización de riego desde canales perimetrales o mediante surcos. Las posibilidades de generación de aerosoles o de neblina quedarían así eliminadas, del mismo modo que ocurriría si se utilizara riego localizado.

Entre los aspectos operativos destinados a reducir los riesgos sanitarios cabe mencionar: 1) regar por aspersión solamente cuando la velocidad del viento es escasa, 2) no regar por aspersión cuando el viento sopla hacia zonas sensibles a los efectos de los aerosoles o de las gotitas de agua arrastradas por el viento y 3) regar durante horas en que no hay público en las zonas sometidas al arrastre de agua por el viento. Esta última condición puede satisfacerse regando durante las últimas horas de la noche y primeras horas de la mañana, de modo que haya tiempo suficiente para que la tierra, el suelo y la vegetación se sequen antes de su utilización por el público.

### **Confinamiento del vertido**

El vertido del agua regenerada debe quedar confinado a la zona designada y aprobada para tal fin. Por otra parte, el riego deberá controlarse de modo que se minimice el encharcamiento y se asegure que la escorrentía superficial queda confinada en el propio terreno y es vertida adecuadamente.

Las zonas regadas no deberán producir escorrentía, a menos que ésta sea conducida a zonas aprobadas para su vertido. La escorrentía superficial de los campos regados con efluentes sin desinfectar contiene bacterias y virus que pueden contaminar seriamente las aguas receptoras. A pesar de que el agua regenerada está considerada como segura siempre que se respeten las condiciones de control mantenidas en la zona de utilización, su seguridad sería cuestionable si llegara a utilizarse en otras zonas distintas. Este sería el caso si, por ejemplo, los niños pudieran beber el agua de escorrentía recogida en un curso de agua, o pudieran bañarse en charcas que contengan efluente proveniente de la zona de riego.

El encharcamiento y la escorrentía superficial pueden eliminarse mediante métodos de explotación adecuados, tales como la reducción de la cantidad de agua utilizada para regar y la colocación apropiada de los aspersores, evitando así que el agua caiga sobre superficies impermeables como los paseos y las calles. La recogida y vertido de la escorrentía superficial es también importante desde el punto de vista legal, a fin de evitar demandas innecesarias y costosas.

### **Métodos operativos**

La planificación, la explotación y el mantenimiento adecuados de las zonas de utilización de agua regenerada tienen ventajas económicas, estéticas y sanitarias. En muchos casos, especialmente en zonas privadas que reciben agua de entidades públicas, el proveedor de agua residual puede garantizar una cantidad y una calidad específicas del agua regenerada. No obstante, puede

existir un contrato en el que se especifique que el usuario ha de aceptar todo o una parte prefijada del caudal de agua regenerada proveniente de la planta de tratamiento. El usuario puede verse imposibilitado a reutilizar toda el agua y tendrá por lo tanto que encontrar métodos alternativos de vertido. Por este motivo, es necesario determinar con exactitud las necesidades de agua de la zona de utilización antes de establecer el contrato de uso del agua regenerada, debiendo estudiarse detenidamente las cláusulas del contrato antes de la ejecución del proyecto de reutilización.

Las plantas de regeneración de agua residual no están exentas de fallos y es posible que en determinados momentos no pueda suministrarse agua regenerada a la zona de utilización debido a problemas originados en las instalaciones de regeneración. En aquellas zonas en que sea necesario disponer de un suministro constante de agua, el usuario deberá estar preparado para afrontar esta circunstancia mediante la provisión de una fuente alternativa de suministro de agua.

Todos los equipos empleados en la aducción y utilización de agua regenerada deberán ser inspeccionados regularmente. Un mantenimiento preventivo permite no sólo reducir las pérdidas indebidas de agua causadas por tuberías o equipos en mal estado, sino también minimizar los peligros sanitarios correspondientes.

La vigilancia y la inspección de la zona de riego es un aspecto descuidado en muchos proyectos de regeneración de aguas. Las entidades responsables deben adoptar un papel ejemplar en este sentido, a fin de asegurar que los proyectos de regeneración de agua residual se diseñan y se explotan con el objetivo de asegurar una protección total de la salud pública. Es absolutamente apropiado establecer controles reglamentarios sobre las instalaciones de aducción y sobre los métodos de explotación de la zona de utilización del agua. En realidad, sería irresponsable suponer que los requisitos aplicables a la calidad del agua son suficientes por sí mismos para asegurar una protección adecuada de la salud pública.

### **Protección de los trabajadores**

La protección de los trabajadores empleados en la zona de riego exige la adopción de medidas adecuadas en cada tipo de utilización. Es muy importante que los empleados que pueden entrar en contacto con el agua regenerada sean conscientes de los peligros sanitarios potenciales que ello conlleva, de modo que no lleguen a considerar con indiferencia las normas de seguridad. Antes de que a un empleado se le permita trabajar en las proximidades de agua regenerada, deberá ser instruido de las posibilidades de transmisión de enfermedades y de las precauciones que debe adoptar. Esto implica que el personal con cargos de responsabilidad en las zonas de utilización debe ser así mismo conocedor de los aspectos sanitarios de la regeneración de agua residual. Cualquier persona involucrada en la gestión o explotación de un proyecto de reutilización deberá mantener un alto grado de precaución, ya que existe siempre la posibilidad de una avería de los equipos o de un error humano.

Todas las zonas de utilización deberán disponer de equipos de primeros auxilios, de modo que cualquier corte o rasguño pueda ser curado inmediatamente a fin de evitar que lleguen a infectarse. A pesar de que el contacto de la piel con agua regenerada puede dar lugar a dermatitis u otras irritaciones de la piel, las heridas abiertas son las más susceptibles a la infección por organismos patógenos, al ofrecer una vía directa de acceso al cuerpo. Todos los empleados que entren ocasionalmente en contacto con agua regenerada deberán cambiarse de ropas de trabajo y lavarse detenidamente antes de abandonar la zona de utilización.

Es necesario adoptar las debidas precauciones para evitar la contaminación de la comida aportada por los trabajadores durante su actividad en las zonas agrícolas de regadío; por este motivo, deberá evitarse la introducción de comida en zonas todavía húmedas por el agua regenerada. Así mismo, habrán de adoptarse las previsiones necesarias para suministrar agua potable a los trabajadores. Este agua deberá ser transportada en recipientes que no puedan contaminarse y que permanezcan en todo momento protegidos del contacto con el agua regenerada o el polvo. Los recipientes de comida y agua no deberán colocarse directamente sobre el suelo.

## LA ACTITUD DEL PUBLICO

Históricamente, y tal como se ha indicado en el Capítulo 1, las decisiones de reutilizar agua residual para fines provechosos, en los que el contacto con el público sea generalmente mínimo, se han basado en dos factores principales: 1) los beneficios económicos y 2) la necesidad de obtener caudales adicionales de agua. Muchos de los proyectos de reutilización ejecutados durante los últimos años incluyen usos del agua en los que existe la posibilidad de un contacto directo o indirecto con el agua regenerada, lo que ha hecho cada vez más aparente la necesidad de que el público participe en los procesos de toma de decisiones. Durante los últimos años, la opinión pública se ha concienciado cada vez más de los problemas de la contaminación del agua y del medio ambiente, haciendo que su participación deba ser tenida en cuenta en cualquier programa de reutilización de agua residual.

La mayor parte de las encuestas de opinión ha estado enfocada a valorar la reacción del público frente a la reutilización doméstica directa del agua regenerada. Los resultados de cinco de los principales estudios llevados a cabo (Bruvold, 1972; Gallup Poll, 1973; Kasperson y cols., 1974; Stone y Kahle, 1974; Johnson, 1971) en los que se utilizaron muestreos estadísticos para evaluar la actitud del público frente al uso de agua regenerada para consumo humano son notablemente coherentes: una proporción ligeramente superior al 50% de cada una de las muestra seleccionadas se opuso a la utilización de agua regenerada para los usos de mayor contacto. Por otra parte, una proporción considerable de cada una de las muestras, aproximadamente un 40%, no sólo no se opuso, sino que expresó su opinión o a su aceptación favorable ante el uso de agua regenerada para consumo humano. Uno de estos estudios (Johnson, 1971), realizado con 221 personas encuestadas en 5 ciudades de los Estados Unidos

mediante un método de muestreo no probabilístico, obtuvo la tasa de aceptación pública más alta, ya que un 77% de las personas entrevistadas expresaron su disposición a beber agua regenerada.

Tres de los estudios realizados (Bruvold, 1972; Gallup Poll, 1973; Johnson, 1971) encontraron una relación positiva entre la necesidad de disponer de agua y la disposición favorable a beber agua regenerada. Según estos estudios, las personas encuestadas que creían que era necesario aumentar los recursos de agua para abastecimiento tenían una actitud más favorable respecto al uso del agua regenerada para beber. Así mismo, en otros tres de estos estudios (Bruvold, 1972; Stone y Kahle, 1974; Johnson, 1971) se detectó una relación positiva entre la creencia de los encuestados sobre la idoneidad de la eficacia tecnológica y la actitud favorable de éstos a beber agua regenerada. Aquellos encuestados que creían que los problemas de la contaminación eran serios y muy extendidos eran también más favorables a beber agua regenerada.

Un estudio realizado por Bruvold y Ward (1972) sobre 972 cuestionarios obtenidos en 10 poblaciones de California permitió obtener información relativa a los diferentes tipos de reutilización, tanto de menor como de mayor grado de contacto. La oposición más enérgica, expresada por aproximadamente un 56% de los encuestados, fue la manifestada contra la utilización de agua regenerada para beber y preparar alimentos. El menor rechazo, con aproximadamente un 1% de los encuestados, fue el suscitado por el riego de zonas verdes en autopistas y en la construcción de carreteras. Los resultados pusieron de manifiesto una correlación positiva entre el grado de rechazo y la posibilidad o el grado de contacto personal íntimo con el agua regenerada. La repugnancia psicológica y la preocupación sobre la pureza del agua fueron las razones expresadas con más frecuencia para justificar ese rechazo. No obstante, los resultados del estudio no permitieron evaluar si el coste del tratamiento fue uno de los factores determinantes del rechazo a la utilización de agua regenerada.

Durante la sequía experimentada en California en 1976 se realizó una encuesta de opinión por correo en Irvine, California, población que utiliza agua regenerada para multitud de usos. El agua regenerada se utiliza para regar campos de golf, parques, jardines escolares, árboles frutales, cultivos comestibles y jardines de propiedad común en zonas residenciales, en las que hay plantado césped y arbustos, y cuyo riego no está bajo el control de los residentes. La encuesta puso de manifiesto, sorprendentemente, el escaso conocimiento del público sobre el alcance de la utilización de agua regenerada en Irvine, pues aunque un 58% de los 153 encuestados sabían que en la ciudad se utilizaba agua regenerada, un 78% de los encuestados no pudo indicar cuál era la fuente de suministro del agua utilizada para regar en el campo de golf o en el parque. El estudio también puso de manifiesto que los entrevistados no estaban dispuestos a pagar más por el agua durante épocas de sequía, ni tenían especial interés en conservar agua. No obstante, estaban dispuestos a aceptar una ampliación de los usos del agua regenerada como medio de aumentar los recursos hidráulicos. Al igual que se había observado en estudios anteriores, los resultados pusieron en evidencia que el rechazo de los encuestados aumentaba progresivamente a medida que los usos propuestos para el agua regenerada conllevaban un contacto personal cada vez más íntimo. Entre las

variables que mejor correlación guardaban con el rechazo del agua regenerada hay que mencionar la aversión a la falta de limpieza, la aversión a los residuos humanos y una excesiva preocupación por la salud.

Un estudio posterior (Bruvold, 1981) realizado con 140 residentes en la ciudad de Irvine, en California, puso de manifiesto que más del 90% de los encuestados tenía una actitud favorable respecto a la utilización de agua regenerada para el riego de campos de golf, parques, jardines escolares y zonas de uso común alrededor de edificios residenciales. Aproximadamente un 75% de los encuestados expresó una respuesta favorable respecto al riego de cultivos comestibles, mientras que sólo un 28% estaban a favor de una reutilización directa como agua potable, un uso que ni existe ni se ha planteado en Irvine. Los encuestados fueron informados durante las entrevistas de que el agua regenerada satisfacía todas las normas de calidad del CDOHS relativas a los usos existentes en Irvine. Por último, en el estudio se recogieron las recomendaciones de los encuestados sobre futuros usos del agua regenerada en Irvine. Aproximadamente un 65% de los encuestados recomendó la continuación de los usos del agua regenerada realizados hasta ese momento, mientras que un 5% recomendó la ampliación de dichos usos. Sólo un 5% recomendó la eliminación de los usos realizados hasta ese momento, mientras que casi un 25% recomendó la incorporación de otros nuevos.

La mayor parte de las investigaciones realizadas hasta el momento sobre la actitud del público en relación con la regeneración de agua residual se ha centrado sobre los usos hipotéticos del agua regenerada que podían llevarse a cabo en un lugar indeterminado en el futuro. El estudio llevado a cabo en 1978-79 (Crook y Bruvold, 1980) tuvo como objetivo evaluar las actitudes del público ante diversas opciones de reutilización o vertido que estaban siendo realmente consideradas en diversas poblaciones. Con la adopción de este nuevo enfoque en la investigación se trataba de obtener del público unas respuestas más fiables, en vez de proyecciones impersonales o especulaciones. La evaluación de las posibles alternativas de actuación fue realizada por las personas directamente involucradas en las opciones consideradas, que incluían desde un tratamiento mínimo seguido de vertido al mar hasta un tratamiento terciario para permitir la reutilización como agua potable.

Los resultados de este estudio fueron obtenidos mediante entrevista con las 140 personas seleccionadas por métodos de muestreo estadísticos en cada una de las 10 ciudades de California elegidas. A los entrevistados se les presentó un análisis detallado de tres opciones de tratamiento y reutilización de agua residual aplicables a su población, en el que se describía de manera equilibrada y real los efectos ambientales, sanitarios y económicos de cada opción. Los encuestados más jóvenes, de mayor poder adquisitivo y de mayor nivel de educación, que habían considerado personalmente el uso de agua regenerada, tenían actitudes más favorables a este respecto que las personas de mayor edad, de menor poder adquisitivo y de menor nivel educativo, que además no habían considerado personalmente el uso de agua regenerada. Además, los encuestados que creían que existía una escasez de agua de abastecimiento, que la tecnología moderna era capaz de tratar el agua residual, que los funcionarios de salud pública aprobarían determinados usos del agua regenerada y que la utilización

de agua regenerada beneficiaría la economía, tenían actitudes mucho más favorables ante la utilización de agua regenerada.

Los resultados de este estudio pusieron de manifiesto que, en general, los encuestados están a favor de opciones que protegen la salud pública, mejoran el medio ambiente y ayudan a conservar los escasos recursos hidráulicos. Por otra parte, el coste no resultó ser un factor importante en relación con las opciones consideradas en este estudio. Los encuestados se mostraron en contra de las opciones que requerían un tratamiento mínimo del agua residual y su posterior vertido en el medio ambiente, sin ningún uso provechoso adicional, debido a consideraciones ambientales y de conservación de recursos. De modo similar, los encuestados también rechazaron las opciones que requerían niveles muy elevados de tratamiento del agua y la utilización del agua para beber, debido a consideraciones sanitarias. Las opciones más favorables ante los ojos de los encuestados fueron las que requerían un alto nivel de tratamiento y su posterior reutilización en usos provechosos, tales como el riego agrícola o de jardinería, ya que satisfacían los tres tipos de consideraciones mencionadas.

## REFERENCIAS

- American Public Health Association (1980). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 15 edición. American Public Health Association, Washington, D.C.
- American Society of Civil Engineers (1970). *Engineering evaluation of virus hazard in water*. Committee on Environmental Quality Management of the Sanitary Engineering Divison. ASCE Sanitary Engineering Divison 96(SA1):11-161.
- Bausum, H. T., S. A. Schaub, R. E. Bates, H. L. Mc Kim, P. W. Schumacher y B. E. Brockett (1983). Microbiological aerosols from a field-source wastewater irrigation system. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 55(1):65-75.
- Berg, G. (1966). Virus transmission by the water vehicle--III Removal of viruses by water treatment procedures. *Health Laboratory Science*, 3(3):170-181.
- Berg, G. (1974). *Reclamation and disposal recommendations for future research*. Presented at the International Conference on Viruses in Water, Mexico City, Mexico.
- Brock, T. D. (1979). *Biology of Microorganisms*. Tercera edición, pág. 577. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- Bruvold, W. H. (1981). Community evaluation of adopted uses of reclaimed water. *Water Resources Research*, 17(3):487-490.
- Bruvold, W. H. y P. C. Ward (1972). Public opinion of use of reclaimed water more complex that you might think. *California Water Pollution Control Association Bulletin*, 9(1):35-39.
- Bryan, F. L. (1974). Diseases transmitted by foods contaminated by wastewater. Pág. 16-45 en la publicación *Wastewater Use in the Production of Food and Fiber (Proceedings)*. EPA-660/2-74-041. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

- Budde, P. E., P. Nehm y W. C. Boyle (1977). Alternatives to wastewater disinfection. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 49(10):2144-2156.
- Buras, N. (1976). Concentration of enteric viruses in wastewater effluent: a two year study. *Water Research*, 10(4):295-298.
- Burns, R. W. y O. J. Sproul (1967). Virucidal effects of chlorine in wastewater. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 39(11):1834-1839.
- California Department of Health (1977). *A Manual for the Control of Communicable Diseases in California*, pág. 371. California Office of State Printing, Sacramento, California.
- California Department of Health Services (1974). *Regulations Relating to Cross-Connections. California Administrative Code, Title 17, Chapter 5*. California Department of Health Services, Berkeley, California.
- California Department of Health Services (1978). *Wastewater Reclamation Criteria. California Administrative Code, Title 22, Division 4, Environmental Health*. California Department of Health Services, Berkeley, California.
- California Department of Health y R. C. Cooper (1975). Wastewater contaminants and their effects on public health. Pág. 33-82, del libro *State-of-the-art Review of Health Aspects of Wastewater Reclamation for Groundwater Recharge*. State of California, Department of Water Resources, Sacramento, California.
- California State Water Resources Control Board (1979). *The Porter-Cologne Water Quality Control Act*. California State Water Resources Control Board, Sacramento, California.
- Clarke, N. A., R. E. Stevenson, S. L. Chang y P. W. Kobler (1961). Removal of enteric viruses from sewage by activated sludge treatment. *American Journal of Public Health*, 51(8):1118-1129.
- Cliver, D. O. (1980). Infection with minimal quantities of pathogens from wastewater aerosols. Pág. 78-88 de la publicación editada por H. R. Pahren y W. Jakubowski *Wastewater Aerosols and Disease*. EPA-600/9-80-028. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Cookson, J. T., Jr. (1969). Mechanism of virus adsorption on activated carbon. *Journal of the American Water Works Association*, 61(1):52-56.
- Craun, J.F. (1981). Outbreaks of waterborne disease in the United States: 1971-1978. *Journal of the American Water Works Association*, 73(7):360-369.
- Crook, J. (1962). Wastewater reuse in California--regulations and rationale. Pág. 263-281 de la publicación editada por L. Waldworf y J. L. Evans *Individual Onsite Wastewater Systems*. Proceedings of the Eighth National Conference, National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, en 1981.
- Crook, J. (1973). *Water Reclamation Use Area Survey*. California Department of Health, Water Sanitation Section, Berkeley, California.
- Crook, J. (1976). *Reliability of Wastewater Reclamation Facilities*. California Department of Health, Water Sanitation Section, Berkeley, California.
- Crook, J. (1978). Health aspects of water reuse in California. *ASCE Journal of the Environmental Engineering Division*, 104(EE4):601-610.
- Crook, J. y W. H. Bruvold (1980). *Public Evaluation of Wastewater Reuse Options*. OWRT/RU-80/2, United States Department of the Interior, Office of Water Research and Technology, Washington, D.C.
- Culp, R. L. (1969). Disease due to "nonpathogenic" bacteria. *Journal of the American Water Works Association*, 61(3):157.

- Deaner, D. G. (1970). *Public Health and Water Reclamation*. California Department of Public Health, Bureau of Sanitary Engineering, Berkeley, California.
- Denis, F. A., E. Blanchovin, A. Pelignieres y P. Flamen (1974). Coxsackie A16 infection from lake water. *Journal of the American Medical Association*, 228(11):1370-1371.
- Engineering-Science, Inc. (1983). *Monterey Wastewater Reclamation Study for Agriculture--Year Three Annual Report*. Pág. 4-4, 4-5. Prepared for Monterey Regional Water Pollution Control Agency. Engineering Science, Inc., Berkeley, California.
- Evans, F. L., III (1979). Summary of national operational and maintenance cause and effect survey. Pág. 1-7 de la publicación *Technology Transfer*. United States Environmental Protection Agency, Environmental Information Center, Cincinnati, Ohio.
- Fannin, K. F., K. W. Cochran, D. E. Lamphuar y A. S. Monto (1980). Acute illness differences with regard to distance from the Tecumseh, Michigan, wastewater treatment plant. Pág. 117-134 de la publicación editada por H. R. Pahren y W. Jacobowsky *Wastewater Aerosols and Disease*. EPA-600/9-80-028. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Fannin, K. F., J. J. Gannon, K. W. Cochran y J. C. Spendlove (1977). Studies on coliphages as indicators of airborne animal viral contamination from wastewater treatment facilities. *Water Research*, 11(2):181-188.
- Fair, G. M., J.C. Geyer y D. A. Okun (1968). *Water and Wastewater Engineering, Volume 2, Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal*. John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y.
- Feachem, R., H. Garelich y J. Slade (1981). Enteroviruses in the environment. *Tropical Disease Bulletin*, 78(3):185-230.
- Foster, D. H. y R. S. Engelbrecht (1974). Microbial hazards of disposing of wastewater through forest and cropland. Pág. 217-241 de la publicación editada por W. E. Sopper *Conference on Recycling Treated Municipal Wastewater through Forest and Cropland*. EPA-660/2-74-003. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Gallup Poll (1973). Water quality and public opinion. *Journal of the American Water Works Association*, 65(8):513-519.
- Gamble, D. R. (1979). Viruses in drinking water. *Lancet*, 1(8113):425-428.
- Gorbach, S. L., B. A. Kean, D.G. Evans, D. J. Evans, Jr. y D. Bessudo (1975). Traveler's diarrhea and toxigenic *Escherichia coli*. *New England Journal of Medicine*, 292(18):933-936.
- Hawly, H. B., D. P. Morin, M. E. Geraghty, J. Tomkow y C. A. Phillips (1973). Coxsackie B epidemic at a boys' summer camp. Isolation of virus from swimming water. *Journal of the American Medical Association*, 226(1):33-36.
- Hegg, B. E., K. L. Rakness y J. R. Schultz (1980). Evaluation of O & M factors limiting wastewater performance. *Pollution Engineering*, 12(3):39-45.
- Hejkal, L. J., B. Keswick, R. L. LaBelle, C. P. Gerba, Y. Sanchez, G. Dressman, B. Hafkin y J. L. Melnick (1982). Viruses in a community water supply associated with an outbreak of gastroenteritis and infectious hepatitis. *Journal of the American Water Works Association*, 74(6):318-321.
- Hickey, J. L. S. y P. C. Reist (1975a). Health significance of airborne microorganisms from wastewater treatment processes--Part I: Summary of

- investigations. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47(12):2741-2757.
- Hickey, J. L. S. y P. C. Reist (1975b). Health significance of airborne microorganisms from wastewater treatment processes--Part II: Health significance and alternatives for action. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47(12):2758-2773.
- Hoadley, A. W. y M. Goyal (1976). Public health implications of the application of wastewater to land. Pág. 1092 de la publicación editada por R. L. Sanks y T. Asano *Land Treatment and Disposal of Municipal and Industrial Wastewater*. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, Michigan.
- Horstmann, D. M., J. Emmons, L. Gimpel, T. Subrahmany y J. T. Riordan (1973). Enterovirus surveillance following a community-wide oral polio virus vaccination program: a seven year study. *American Journal of Epidemiology*, 97(3):173-186.
- Hunter, J. V. y T.A. Kotalik (1974). Chemical and biological quality of treated sewage effluent. Pág. 6-27 de la publicación editada por W.E. Sopper *Conference on Recycling Treated Municipal Wastewater through Forest and Cropland*. EPA-660/2-74-003. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- IAWPRC Study Group on Water Virology (1983). The health significance of viruses in water. *Water Research*, 17(2):121-132.
- Jonhson, J. F. (1971). *Renovated Wastewater: an Alternative Supply of Municipal Water Supply in the United Sates*. University of Chicago, Department of Geography, Research Paper No. 135, Chicago, Illinois.
- Johnson, D. E., D. E. Carmann, J. W. Register, R. E. Thomas, C. A. Sorber, M. N. Guentzel, J. M. Taylor y H. J. Harding (1980a). *The Evaluation of Microbiological Aerosols Associated with the Application of Wastewater to Land: Pleasanton, California*. EPA-600/1-80-015. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Johnson, D. E. , D. E. Carmann, J. W. Register, R. J. Prevost, J. b. Tillery, R. E. Thomas, J. M. Taylor y J. M. Hosenfeld (1980b). Health effects from wastewater aerosols at a new activated sludge plant: John Egan Plant, Schaumburg, Illinois. Pág. 136-158 de la publicación editada por H. R. Pahren y W. Jacobowsky *Wastewater Aerosols and Disease*. EPA-600/9-80-028. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Kasperson, R. E., D. Bowmann, D. Dworkin, D. McCowley, J. Reynolds y J. Sims (1974). *Community Adoption of Water Reuse Systems in the United States*. United States Department of the Interior, Office of Water Resources Research, Washington, D.C.
- Kelly, S. y W. W. Sanderson (1959). The effects of sewage treatment on viruses. *Sewage and Industrial Wastes*, 31(6):683-689.
- Keswick, B. H. y C. P. Gerba (1981). Fate and transport of viruses during land treatment of sewage. Pág. 2261-2281 de la publicación *Proceedings of the Water Reuse Symposium II*, Volumen 3. AWWA Research Foundation, Denver, Colorado.
- Kott, Y., H. Ben-Ari y N. Betzer (1978). Lagooned secondary effluents as water source for extended agricultural purposes. *Water Research*, 12(12):1101-1106.

- Larkin, E. P., J. T. Tierney y R. Sullivan (1976). Persistence of virus on sewage-irrigated vegetables. *ASCE Journal of the Environmental Engineering Division*, 102(EE1):29-35.
- Ling, C. S. (1978). *Wastewater Reclamation Facilities Survey*. California Department of Health Services, Sanitary Engineering Section, Berkeley, California.
- Lund, E., C. E. Hedstrom y N. Jantzen (1969). Occurrence of enteric viruses in wastewater after activated sludge treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 41(2):169-174.
- Mack, W. N., J. R. Frey, B. J. Riegler y W. L. Mallmann (1962). Enterovirus removal by activated sludge treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 34(11):1133-1139.
- Majeti, V. A. y C. S. Scott (1981). *Potential Health Effects from Viable Emissions and Toxins Associated with Wastewater Treatment Plants and Land Application Sites*. EPA-600/S1-81-006. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Melick, C. O. (1917). The possibility of typhoid infection through vegetables. *Journal of Infectious Diseases*, 21(1):28-38.
- Mickel, R. L., A. L. Pelmoter y R. C. Palange (1969). Operation and maintenance of municipal waste treatment plants. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 41(3):335-354.
- Molvar, A. E., J. L. Roesler, R. H. Wise y R. H. Babcock (1977). Wastewater plants use less instrumentation than related industries. *Water and Wastes Engineering*, 14(8):58-61.
- Morse, L. J., J. A. Bryan, J. P. Hurley, J. F. Murphy T. F. O'Brien y W. E. C. Wacker (1972). The Holy Cross College football team hepatitis outbreak. *Journal of the American Medical Association*, 219(6):706-708.
- Mosley, J. W. (1967). Transmission of viruses by drinking water. Pág. 5-23 de la publicación editada por G. Berg *Transmission of Viruses by the Water Route*. Interscience Publishers, New York, N. Y.
- Murphy, W. H. y J. T. Syverton (1958). Absorption and translocation of mammalian viruses by plants. II. Recovery and distribution of viruses in plants. *Virology*, 6(3):623-636.
- National Academy of Sciences (1977). *Drinking Water and Health*. Safe Drinking Water Committee. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- National Academy of Sciences--National Academy of Engineering (1972). *Water Quality Criteria*. Committee on Water Quality Criteria. EPA-R3-73-033, United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- Partridge, M. J. y C. H. Sutfin (1975). Designing sewage treatment plant for reliability. *Civil Engineering*, 45(1):68-71.
- Pikes, W. O. (Editor) (1978). *Water Quality and Health Significance of Bacterial Indicators of Pollution*. Pág. 14-15, Proceedings of a Workshop held at Drexel University, Philadelphia, Pennsylvania, 17 y 18 de abril de 1978.
- Pratte, J. y B. H. Olson (1977). *Public Acceptance of Expanded Uses of Renovated Wastewater*. Presented at the International Conference on Advanced Treatment and Reclamation of Wastewater, Johannesburg, South Africa.
- Rosenberg, M. L., J. P. Koplán y R. A. Pollard (1980). The risk of acquiring hepatitis from sewage-contaminated water. *American Journal of Epidemiology*, 112(1):17-22.

- Sanitation Districts of Los Angeles County (1977). *Pomona Virus Study--Final Report*. California State Water Resources Control Board, Sacramento, California.
- Schaub, S. A., J. P. Glennon y H. T. Bausum (1978). Monitoring of microbial aerosols at wastewater sprinkler irrigation sites. Pág. 377-388 de la publicación *State of Knowledge in Land Treatment of Wastewater, Volume 1*. Proceedings of an International Symposium, United States Army Corps of Engineers, Hannover, N.H.
- Sepp, E. (1971). *The Use of Sewage for Irrigation--a Literature Review*. California Department of Public Health, Bureau of Sanitary Engineering, Berkeley, California.
- Shuval, H. I. (1978). Land treatment of wastewater in Israel. Pág. 429-436 de la publicación *State of Knowledge in Land Treatment of Wastewater, Volume 1*. Proceedings of an International Symposium, United States Army Corps of Engineers, Hannover, N.H.
- Smith, J. W. (1978). Wastewater disinfectants: many called--few chosen. *Water and Wastes Engineering*, 15(6):18-25.
- Sorber, C. A., H. T. Bausum, S. A. Schaub y M. J. Small (1976). A study of bacterial aerosols at a wastewater irrigation site. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 48(10):2367-2379.
- Sorber, C. A. y B. P. Sagik (1978). Health effects of land application of wastewater and sludge: what are the risks. *Water and Sewage Works*, 125(7):82-84.
- Sproul, O. J. (1976). Removal of viruses by treatment processes. Pág. 167-179 de la publicación editada por G. Berg, H. L. Bodily, E. H. Lennette, J. L. Melnick y T. G. Metcalf *Viruses in Water*. American Public Health Association, Inc., Washington, D.C.
- Sproul, O. J. (1978). The efficiency of wastewater unit processes in risk reduction. Pág. 282-296 de la publicación editada por B. P. Sagik y C. A. Sorber *Risk Assessment and Health Effects of Land Application of Municipal Wastewater and Sludges*. Center for Applied Research and Technology, University of Texas at San Antonio, Texas.
- Stone, R. y R. Kahle (1974). *Wastewater Reclamation: Socio-economics, Technology, and Public Acceptance*. United States Department of the Interior, Office of Water Resources Research, Washington, D.C.
- Teltsch, B., S. Fedmi, L. Bonnet, Y. Borenzstajn-Rotem y E. Katzenelson (1980). Isolation and identification of pathogenic microorganisms at wastewater-irrigation fields: ratios in air and wastewater. *Applied Environmental Microbiology*, 39(6):1183-1190.
- Teltsch, B. y E. Katzenelson (1978). Airborne enteric bacteria and viruses from spray irrigation with wastewater. *Applied and Environmental Microbial Geology*, 35(2):290-296.
- United States Department of the Interior (1970). *Federal Guidelines: Design, Operation, and Maintenance of Wastewater Treatment Facilities*. Federal Water Quality Administration. United States Government Printing Office, Washington, D.C.
- United States Environmental Protection Agency (1974). *Design Criteria for Mechanical, Electrical, and Fluid System and Component Reliability*. 430-99-74-001. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

- United States Environmental Protection Agency (1977). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA-625/1-77-008. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- United States Environmental Protection Agency (1982). *Identification and Correction of Typical Design Deficiencies at Municipal Wastewater Treatment Facilities*. EPA-625/6-82-007. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- World Health Organization (1973). *Re-use of Effluents: Methods of Wastewater Treatment and Health Safeguards*. World Health Organization, Technical Report Series No. 517, Geneva, Switzerland.
- World Health Organization Scientific Group (1973). *Human Viruses in Water, Wastewater and Soil*. Pág. 11. World Health Organization Technical Report Series 639, Geneva, Switzerland.

# CAPÍTULO 13

---

## DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: LOS MICROELEMENTOS

A. L. Page y A. C. Chang

### INTRODUCCIÓN

Con el término de microelementos se designa a un grupo de elementos químicos completamente diferentes entre sí y presentes en el medio ambiente natural a bajas concentraciones. Entre los integrantes de este grupo cabe destacar elementos como el F, Si, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Mo, Sn, I, Cl o B. Aunque los seres vivos necesitan para su crecimiento pequeñas cantidades de estos microelementos, la presencia de concentraciones de esos mismos elementos ligeramente superiores a las necesarias puede tener efectos tóxicos para las plantas y los animales. Existen por último ciertos elementos químicos, como el As, Cd, Pb y Hg, que, por carecer de función fisiológica conocida, se les considera siempre como biológicamente peligrosos.

El aporte incontrolado de microelementos al suelo es una práctica no deseable, ya que, una vez acumulados en él, es prácticamente imposible eliminarlos en la mayoría de los casos. Una acumulación progresiva de microelementos en los suelos puede dar lugar con posterioridad a: 1) efectos tóxicos sobre las plantas cultivadas en ellos, 2) la absorción de ciertos elementos por parte de los cultivos, haciendo que su concentración en los tejidos vegetales alcancen límites peligrosos para las personas o los animales que consuman tales productos y 3) el arrastre de estos microelementos hasta las aguas subterráneas o superficiales, haciéndolas inadecuadas para los usos previstos.

Las aguas residuales contienen siempre microelementos. El objetivo de este capítulo es pues analizar el destino de los microelementos incorporados al suelo durante el riego con agua residual; este análisis parte de la hipótesis de que la cantidad de agua de riego utilizada es similar a la empleada normalmente para regar cultivos en zonas áridas y semiáridas, es decir, unos 1200 mm/año aproximadamente.

# CAPÍTULO 11

---

## ASPECTOS LEGALES DEL RIEGO CON AGUA RESIDUAL REGENERADA EN CALIFORNIA

Carolyn S. Richardson

### INTRODUCCIÓN

El agua residual regenerada está adquiriendo una importancia cada vez más significativa dentro del programa de conservación de recursos hidráulicos del Estado de California. Cabe pensar, por consiguiente, que el número de disputas legales relacionadas con este tema experimentará un aumento progresivo en el futuro. Por el momento, todo parece indicar que esas disputas tendrán su origen en conflictos relacionados con la propiedad del agua residual regenerada y con los términos ambiguos utilizados en los documentos contractuales. La regeneración de agua es una forma nueva de utilizar un recurso sobre el que ya existe una gran demanda. A medida que las aguas que se venían vertiendo en los cursos naturales de agua, tras haber sido utilizadas y tratadas, son retenidas con vistas a su venta posterior en el punto de tratamiento, se está provocando una disminución del caudal en zonas aguas abajo que puede privar a ciertos usuarios del suministro habitual con que contaban. Esta circunstancia, en concreto, ha servido para ejercer alguna acción legal con el objeto de bloquear una propuesta de venta de agua residual tratada (1).

Muchos de los contratos firmados en California entre las instalaciones de regeneración de agua residual y los compradores de agua regenerada no especifican con suficiente claridad las obligaciones mutuas de ambas partes. A medida que el número de proyectos de regeneración de agua residual ha ido aumentando, se han acrecentado los conflictos entre los antiguos y los nuevos usuarios en relación con la titularidad de las aguas. Aunque estos incidentes han sido de escasa importancia, su existencia pone de manifiesto sin embargo que la mejor forma de evitar las demandas relativas a la inobservancia de los contratos es establecer con claridad, y desde un primer momento, las expectativas de cada una de las partes. Un aspecto tal vez más importante que éste es que los contratos examinados durante la preparación de este capítulo no

contienen ninguna previsión relativa a la responsabilidad por daños personales o por daños a la propiedad. A pesar de que estos daños pueden tener una posibilidad remota de llegar a producirse, deberían estar previstos en los contratos de venta de agua residual regenerada; a este respecto hay que señalar que ya han sido documentados diversos casos de incumplimiento defectuoso de las directrices del Departamento de Servicios Sanitarios de California (CDOHS)(2).

Este capítulo consta de dos grandes secciones, cada una de las cuales analiza un aspecto legal concreto de la regeneración y la reutilización de agua residual. La primera sección examina el tema del derecho al agua en el contexto de la propiedad y la reventa de agua residual regenerada. La segunda sección analiza la responsabilidad potencial y las previsiones contractuales mediante las que pueden minimizarse los riesgos de incurrir en responsabilidad. Al igual que ocurre en muchos otros campos legales, no es posible ofrecer respuestas definitivas en ninguno de los dos casos anteriores. Hasta que la presentación de una demanda sobre un determinado aspecto legal haga que éste sea juzgado por los tribunales, o hasta que ese aspecto legal haya sido reglamentado legalmente, sólo es posible ofrecer soluciones de carácter probable.

## **NORMATIVA APLICABLE A LA REGENERACIÓN DE AGUA RESIDUAL**

### **Régimen Legal del Agua Residual Regenerada**

Las disputas legales sobre el derecho al agua que pueden surgir en la venta de agua residual tratada pueden tener dos causas principales. Por una parte, los proveedores de agua residual bruta pueden expresar un cierto interés por el valor de reventa del agua residual después de su tratamiento de regeneración. Por otra parte, y en los casos en que el agua residual tratada ha sido tradicionalmente vertida en un curso de agua, los usuarios situados aguas abajo pueden reclamar que ostentan un derecho a que se continúe dicho vertido. Como se analiza en apartados posteriores, unas enmiendas recientemente introducidas en el Código del Agua de California (California Water Code) han contribuido a resolver ese primer tipo de disputas, aunque las del segundo tipo continúan siendo una fuente potencial de dificultades.

Las instalaciones de tratamiento de agua residual han sido históricamente explotadas como zonas de paso del agua residual, en las que se recibe el agua residual enviada por los proveedores y se vierte el efluente tratado para que sea reutilizado por otros. Mediante la regeneración de agua residual para su utilización directa para regar, una instalación de tratamiento pierde su papel pasivo e interrumpe la reutilización que se venía haciendo del agua hasta ese momento. Los medios legales mediante los que una instalación de tratamiento de agua residual puede establecer un derecho para desviar agua residual para regar no han sido clarificados hasta fechas recientes.

Las enmiendas recientemente introducidas en el Código del Agua de California, en respuesta a las recomendaciones hechas por la Comisión del

Gobernador del Estado para Examinar la Ley de Derechos del Agua de California (Water Rights Law) (3), han tratado de resolver las cuestiones relativas a los derechos del agua regenerada. Excepto en los supuestos en que se acuerde contractualmente lo contrario, la instalación de tratamiento de agua residual es la que tiene ahora los derechos exclusivos sobre el agua residual, frente a cualquiera de los proveedores de agua residual bruta, incluso de aquellos que obtienen el agua de acuerdo con un contrato de servicio de agua (4). De este modo, la propiedad del agua queda concentrada en la instalación de tratamiento, eliminando así la necesidad de negociar con cualquiera de las entidades que han aportado agua residual.

No obstante, estas enmiendas al Código del Agua ponen claramente de manifiesto la intención del legislador de proteger los intereses de otros usuarios legales que pueden tener derechos consolidados para usar el agua residual tratada que previamente se vertía al sistema hidráulico natural desde la instalación de tratamiento (5). La instalación de tratamiento de agua residual ha de obtener la aprobación del Consejo de Lucha contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California (CSWRCB) antes de efectuar cualquier cambio bien en el punto de vertido, o bien en el lugar o el propósito de la reutilización del agua residual; antes de aprobar la modificación solicitada, el CSWRCB ha de examinar las cambios propuestos a fin de determinar que con esa desviación de agua no se perjudica a ningún otro usuario legal (6).

Los posible perjuicios que podrían ocasionarse a los usuarios situados aguas abajo no representan ningún obstáculo cuando se trata de regenerar agua en instalaciones costeras cuyos efluentes eran anteriormente vertidos en el mar, o en instalaciones tierra adentro en las que los vertidos realizados en el terreno impedían que otros pudieran reutilizar el agua tratada. En algunos casos, no obstante, las reclamaciones de los usuarios situados aguas abajo pueden significar un obstáculo para aquellas instalaciones situadas tierra adentro que con anterioridad vertían agua residual tratada en cursos naturales de agua. El breve examen que aparece a continuación sobre el sistema de prioridades legales utilizado para resolver los conflictos entre los diferentes usuarios del agua ayudará a comprender los diferentes tipos de disputas que pueden surgir.

### **Examen general de la normativa aplicable al agua en California**

La normativa legal aplicable al agua en California es un mezcla compleja de diferentes sistemas. La concesión de aguas superficiales se realiza de acuerdo con unas reglas desarrolladas dentro de una difícil coexistencia de: 1) los derechos ribereños y 2) los derechos de apropiación. La concesión de aguas subterráneas está regida por un sistema de derechos análogos, aunque distintos a los aplicables a las aguas superficiales. Por otra parte, los proyectos hidráulicos estatales y federales crean titularidades contractuales que se sobreponen a los sistemas de atribución de derechos establecidos sobre las aguas superficiales y subterráneas. Una breve descripción de los dos tipos de derechos aplicables a las aguas superficiales será suficiente para explicar las prioridades legales existentes en este campo.

### **Derechos ribereños (*Riparian rights*)**

El derecho ribereño al agua está asociado a las tierras adyacentes al curso de agua en cuestión. El propietario de dichas tierras puede exigir el derecho a utilizar tanta agua del caudal natural del curso de agua como sea razonablemente necesaria para realizar unos determinados aprovechamientos de las mismas, entre los que figuran los usos domésticos, el uso del agua para bebida del ganado y el riego de la propiedad ribereña. Este derecho tiene un doble significado dentro del sistema de prioridades: de una parte, tiene una categoría generalmente superior a los derechos de apropiación y, de otra parte, no se extingue por la falta de su ejercicio, sino que permanece inoperante indefinidamente hasta que sea ejercido de nuevo. En períodos de escasez de agua, las personas con derechos ribereños han de compartir el agua disponible, pudiendo rescindir completamente los derechos de tipo apropiativo (7).

### **Derechos de apropiación (*Appropriative rights*)**

El derecho de apropiación de un agua permite la desviación de ésta para su utilización en unas tierras que no bordean el curso de agua en cuestión. Aunque este derecho no está asociado a un determinado uso del agua, sí que establece un límite en la cantidad de agua utilizable en razón de la que se solicitó en el momento de la desviación. El usuario del agua puede cambiar la utilización que hace de ésta o transferir sus derechos, siempre que la modificación del punto de extracción y del punto de retorno al curso de agua se realicen de manera que no interfieran con los usos de terceras partes. Si la cantidad de agua consumida en un uso beneficioso disminuye durante 5 años o más, la cantidad de agua a que se tiene derecho queda reducida, pudiendo ocurrir que ésta no sea restablecida a su valor inicial. En períodos de escasez de agua, la reducción de caudal registrada no se distribuye entre los diferentes apropiadores del agua; un apropiador más antiguo puede exigir que otro más reciente renuncie por completo al volumen de agua que le corresponde (8).

En California, ambos tipos de derechos pueden estar vigentes en un mismo curso de agua. Hay una larga historia de decisiones judiciales que determinan las prioridades entre poseedores de derechos ribereños y de derechos de apropiación (9). La Constitución de California fue modificada en 1928 para prohibir el malgaste de agua bajo cualquiera de esos dos derechos. Si se constata que un uso ribereño constituye un malgaste de agua, éste no podrá prevalecer frente al derecho razonable y beneficioso de un apropiador (10). No obstante, esta situación no es común. La regla general sigue siendo que el derecho de un usuario ribereño que hace una utilización razonable y beneficiosa del agua prevalece sobre el derecho del más antiguo de los poseedores de un derecho de apropiación.

### **El sistema de permisos (*The permit system*)**

Uno de los principales obstáculos para el desarrollo de nuevos usos del agua es la incertidumbre relativa a la naturaleza y al alcance de los

derechos al agua que puedan existir en un determinado curso de agua. Por este motivo, California estableció un sistema de permisos en 1914. Con anterioridad a esta fecha, una apropiación podía obtenerse simplemente mediante la extracción de agua y su empleo en un uso beneficioso; desde 1914, una apropiación requiere un permiso (11). La concesión de permisos es competencia de la jurisdicción del CSWRCB, quien así mismo establece las condiciones que han de respetarse para proteger los derechos al agua previamente existentes. La ventaja del sistema de permisos es que aporta un cierto grado de certeza y fiabilidad sobre los recursos hidráulicos y, por consiguiente, promueve la inversión comercial. Un permiso de derecho de agua apropiativo lleva asociada una prioridad, fijada por la fecha en que fue presentada la petición, así como la cantidad de agua asignada y registrada oficialmente (12).

Si todos los derechos al agua quedaran sometidos al sistema de permisos se podría conseguir una mayor fiabilidad de los recursos hidráulicos; sin embargo, no todos los derechos forman parte de este sistema. La Ley de 1914 eximía específicamente del sistema de permisos a los derechos ribereños y a los derechos de apropiación adquiridos antes de esta fecha. Además, los cambios o transferencias de esos derechos pueden realizarse sin necesidad de notificarlos al CSWRCB (13). El poseedor de un permiso posterior a 1914 debe solicitar la aprobación del CSWRCB para cualquier cambio tanto del punto de extracción como del lugar y del tipo de utilización del agua (14); por su parte, el CSWRCB puede negar la solicitud si considera que el cambio solicitado perjudicará a otro usuario legal del agua (15). Aunque el poseedor de un derecho previo a 1914 está sometido a la prohibición del *common law*, o derecho consuetudinario, de efectuar un cambio que pueda perjudicar a otros usuarios, la práctica de realizar cambios y de no registrarlos ha ocasionado un aumento real a lo largo del tiempo de los caudales de agua atribuida mediante esos derechos, incluso manteniendo la fecha de prioridad previa a 1914.

Además de los derechos no registrados de tipo ribereño y de tipo apropiativo, hay al menos otras dos causas de incertidumbre: las titularidades municipales (16) y los registros estatales (*state filings*) (17). Las titularidades municipales permiten a un ente local ejercer un derecho más antiguo que el de cualquier otro usuario en relación con la cantidad de agua necesaria para satisfacer usos municipales (18). Además, este derecho aumenta a medida que lo hace la municipalidad. Los registros estatales permiten al Departamento de Recursos Hidráulicos reclamar derechos sobre aguas que no hayan sido apropiadas y que sean necesarias para un plan general de desarrollo. A las peticiones se les concede una fecha de prioridad coincidente con la de su presentación, pero el agua continúa en su curso natural hasta que sea necesaria para el desarrollo previsto. De este modo, se crea una disponibilidad aparente de agua que puede ser posteriormente suprimida mediante la concesión de un permiso sobre un registro estatal.

Ocurre con frecuencia que no es posible determinar con certeza si un curso de agua natural dispone de un exceso de agua que pueda ser asignada para su apropiación. Basándose en estudios previos y audiencias públicas sobre solicitudes que han sido rechazadas, el CSWRCB cree que puede estimar la

cantidad de agua disponible con cierta fiabilidad (19). Teniendo en cuenta que todos los permisos son concedidos a condición de respetar los derechos previos, cualquier escasez de agua que pueda producirse deberá ser asumida por el apropiador más reciente.

### **Derechos sobre el agua residual regenerada**

Como se ha indicado anteriormente, una reciente enmienda al Código del Agua establece que el propietario de la instalación de tratamiento de agua residual goza del derecho exclusivo sobre el agua residual tratada frente a cualquier proveedor de las aguas que llegan a la instalación, a menos que exista un acuerdo en que se especifique lo contrario. Esta enmienda debería reducir las posibilidades de demandas y disputas que de otro modo podrían surgir entre las instalaciones de tratamiento de agua residual y los usuarios del agua situados aguas arriba, desde el momento en que la regeneración de agua residual comienza a ser considerada como un medio de generar un bien valioso.

Desgraciadamente, el Código del Agua no contempla las disputas que puedan surgir entre los propietarios de las instalaciones de tratamiento de agua residual y los usuarios del agua situados aguas abajo, en razón del uso que éstos podían haber venido haciendo del agua residual tratada que la instalación de tratamiento había venido vertiendo, en base a sus derechos ribereños o derechos de apropiación. Estos usuarios de aguas abajo tienen dos posibilidades: 1) cuestionar la legitimidad de que una instalación de tratamiento desvíe su vertido en el momento en que el propietario de la instalación solicita al CSWRCB la aprobación del proyecto de regeneración o 2) cuestionar posteriormente la prioridad del derecho al efluente de la instalación de tratamiento cuando la demanda de agua exceda la oferta disponible. El CSWRCB no puede aprobar una propuesta de regeneración si observa que con ello se perjudicará a cualquier usuario legal (Véanse párrafos anteriores y la nota 6). No obstante, y a pesar de haber obtenido la aprobación en un momento dado, la instalación de tratamiento puede perder su agua ante futuros demandantes, a menos que pueda probar fehacientemente que tiene derecho a desviar la cantidad de agua que reclama y que este derecho al agua es anterior a los derechos de los demandantes. Normalmente, este tipo de prueba la proporciona el permiso de apropiación.

Las nuevas previsiones del Código del Agua no requieren que el propietario de una instalación de tratamiento obtenga un derecho de apropiación de agua antes de desviar ésta para su regeneración: por el contrario, el propietario tiene la posibilidad de solicitar al CSWRCB la aprobación de "un cambio en el punto de vertido, en el lugar de utilización o en el uso propuesto para el agua residual tratada". El Código establece que el CSWRCB examinará los cambios propuestos, de acuerdo con las previsiones aplicables a los cambios del punto de desviación, del lugar de uso o del uso propuesto en el caso de un permiso de apropiación (20), procedimiento éste que puede ser más sencillo que el requerido para obtener un nuevo derecho de apropiación.

No está claro el efecto legal que se deriva de obtener la aprobación del CSWRCB para un nuevo uso del agua residual regenerada mediante este procedimiento de solicitud de cambio. El hecho de que el legislador ofrezca este

procedimiento y no ordene al propietario de la instalación de tratamiento que solicite un permiso de apropiación parece indicar la intención de promover la regeneración, mediante el establecimiento de un nuevo modo de obtener el derecho para extraer y utilizar agua. El posible peligro para una instalación de tratamiento de agua que confía en este medio establecido por la ley es que al ordenar simplemente al CSWRCB que examine las peticiones de cambio debidas a proyectos de regeneración, mediante un procedimiento originalmente diseñado para efectuar cambios en los permisos de apropiación existentes, el legislador no proporcionó los medios para establecer ni la fecha de prioridad ni la cantidad de agua correspondiente al nuevo uso de regeneración del agua. Además, el legislador no especificó que la cantidad de agua aprobada mediante este procedimiento para ser regenerada dejaba de estar disponible desde ese momento para su apropiación por otras personas. Estas incertidumbres pueden dejar la instalación de tratamiento de agua residual en manos de decisiones judiciales futuras, incluso si ha obtenido la aprobación del CSWRCB para regenerar agua mediante una petición de cambio.

En la mayoría de los casos, el esfuerzo procedimental necesario para obtener la aprobación de una petición de cambio no difiere significativamente del necesario para obtener un permiso de apropiación. En ambos procedimientos, el solicitante debe realizar una notificación pública; normalmente, la notificación debe hacerse de forma efectiva a los usuarios conocidos del agua y debe publicarse en el local designado para ello. En ambos procedimientos, el CSWRCB ha de examinar el efecto que el uso del agua propuesto, su regeneración en este caso, tiene sobre otros usuarios legales del agua y ha de efectuar una sesión de información pública sobre cualquiera reclamación que quede por resolver. Si la magnitud del proyecto de regeneración propuesto y la complejidad de los temas suscitados localmente por los derechos del agua son considerables, el propietario de la instalación de tratamiento de agua residual puede encontrarse con que el proceso de petición de cambio no ofrece una reducción significativa del tiempo necesario para la obtención de un permiso de apropiación (21).

A la vista de estas similitudes procedimentales y de la mayor certeza que representa disponer de un permiso de apropiación agua, es aconsejable en la mayoría de los casos que el propietario de una instalación de tratamiento de agua residual presente una solicitud y obtenga un permiso de apropiación de agua antes de desviar agua residual tratada para su regeneración. La solicitud de un permiso de apropiación es especialmente aconsejable cuando hayan de efectuarse inversiones substanciales, o cuando la regeneración propuesta vaya a desviar un agua que históricamente ha sido devuelta al curso natural para su reutilización por parte de otros. El Anexo C contiene el correspondiente formulario de solicitud.

### **Legislación de Servicios Paralelos (*Parallel Service Statutes*)**

Una instalación de tratamiento que desee vender su agua residual regenerada puede resultar obligada a indemnizar a los proveedores de agua de abastecimiento ya existentes, de acuerdo con la "legislación de servicios paralelos" (22). Estas leyes fueron originalmente promulgadas en 1915 para

proteger las inversiones privadas frente a la competencia posterior de entidades públicas de abastecimiento, aunque se han ampliado desde entonces para proteger a las entidades públicas de abastecimiento ya establecidas frente a la usurpación por parte de servicios privados (23). De acuerdo con la normativa de servicios paralelos, un proveedor de agua establecido tiene derecho a pedir una indemnización en tanto en cuanto se vea perjudicado porque una de sus instalaciones de servicio de agua deje de funcionar, disminuya de valor o llegue a convertirse en inservible para esos fines, como consecuencia de la entrada en su área de servicio de un proveedor de agua competidor (24).

De acuerdo con estas normas, la venta de agua residual tratada puede considerarse como un acto de competencia de servicios. El Código de Salud y Seguridad (Health and Safety Code) prohíbe a los servicios mancomunados (Sewage Districts) de agua residual que suministren agua residual tratada dentro de la zona de servicio de agua de abastecimiento de una ciudad, de un servicio de ámbito regional de abastecimiento de agua potable o de cualquier otra agencia local, a menos que hayan obtenido previamente su consentimiento (25). Los proveedores de agua potable se han venido basando en esta cláusula para exigir compensaciones por cualquier instalación que esté prestando servicio en las zonas en que se vaya a utilizar agua residual regenerada (26).

La aplicación de la normativa de derechos paralelos puede tener como consecuencia la desincentivación de la venta de agua residual regenerada por parte de aquellas entidades que no estén establecidas como proveedores de agua de abastecimiento. La mayoría de las localidades en que podría venderse el agua residual tratada para el riego de jardinería están situadas dentro del área de servicio de un proveedor de agua de abastecimiento (27). En estas circunstancias, la aplicación de unas normas protectoras como éstas, en las que se exige una compensación por parte de los suministradores de agua regenerada, entra en conflicto con la política estatal de promover el uso de agua residual para el riego de zonas verdes (28). Además, cualquier restricción en el uso de estas aguas impediría que pudieran establecerse tarifas básicas de venta inferiores a las de un proveedor de agua de abastecimiento ya establecido. Por estas razones, la aplicabilidad de la normativa de servicios paralelos a la venta de agua residual regenerada para el riego de zonas verdes es cuestionable y, en caso de que se requiriera el pago de una indemnización a los suministradores de agua de abastecimiento, la cantidad habría de ser mínima.

A pesar de todo, es aconsejable consultar desde el primer momento con todos los proveedores de agua de abastecimiento de la zona donde se propone realizar la utilización del agua regenerada, a fin de determinar si puede haber alguna dificultad relacionada con la normativa de servicios paralelos. Un ejemplo de los posibles acuerdos que pueden establecerse entre un proveedor de agua regenerada y un proveedor de agua de abastecimiento es el establecido entre el Walnut Valley Water District (WVWD) y el Rowland Area County Water District (Rowland). Una copia del Acuerdo establecido entre WVWD y Rowland aparece en el Anexo D. Cuando WVWD envía agua residual regenerada hacia el zona de servicio de Rowland, las dos entidades de ámbito regional negocian contractualmente la venta del agua. A partir de ese momento, Rowland factura a los clientes de su zona de servicio y remite a WVWD el precio del agua al por

mayor. El agua regenerada circula por las conducciones del WWWD hasta llegar al último de los usuarios. Según este acuerdo, el proveedor de agua regenerada conserva el control físico del agua, mientras que el proveedor de agua potable mantiene el control sobre los precios en su ámbito geográfico de actuación (29).

Las consecuencias de la aplicación de la normativa de servicios paralelos sobre los proyectos de regeneración de agua residual variarán considerablemente dependiendo de las circunstancias propias de cada caso. Siempre que la zona propuesta para la utilización del agua regenerada esté situada dentro de la zona de servicio de un proveedor de agua potable establecido, el proveedor de agua regenerada debería considerar desde el primer momento la forma de resolver las posibles disputas que puedan surgir.

## **EL CONTRATO DE SUMINISTRO DE AGUA RESIDUAL: SEGUROS DE RESPONSABILIDAD FRENTE A DAÑOS PERSONALES Y MATERIALES**

La inclusión en este capítulo de un análisis de las formas disponibles para reducir las posibles responsabilidades contractuales no tiene por objeto dotar al lector de los conocimientos necesarios para redactar un contrato, sino simplemente familiarizarle con la complejidad de este campo legal. Como se ha indicado previamente, numerosos contratos de suministro de agua residual examinados por el autor carecen de la más mínima cláusula relativa a la atribución de responsabilidades debidas a daños personales o materiales. Por este motivo, el análisis incluido en este capítulo tiene la doble finalidad de advertir al lector y de prepararlo para una consulta informativa con agentes de seguros y con asesores jurídicos.

Esta sección se inicia con una revisión general de las teorías legales mediante las cuales los demandantes pueden intentar atribuir una determinada responsabilidad a un proyecto de regeneración de agua residual. Ningún examen de la responsabilidad en que pueden incurrir entidades públicas a través de actividades comerciales mutuas puede omitir un análisis de la responsabilidad propia de los entes públicos; este análisis permitirá así mismo explicar la escasa protección que ofrece la inmunidad. No obstante, el objetivo principal de esta sección es examinar el grado de limitación de responsabilidades que puede alcanzarse mediante un contrato (30). El Anexo E muestra un modelo adecuado de renuncia de responsabilidades, así como de diversas cláusulas de limitación de responsabilidades adaptadas al contrato de suministro de agua residual.

El proceso de elaboración de un contrato requiere la consideración de diversos tipos de responsabilidad. Las demandas concretas que nos interesan son las relativas a los daños personales y materiales ocasionados por la contaminación provocada por agua residual regenerada. El riesgo de que el regante dañe un cultivo a corto plazo se comprende relativamente bien y, por este motivo, puede incorporarse en el contrato establecido entre el comprador y el proveedor. Por el contrario, las posibilidades de causar daños a terceras personas no se comprenden tan fácilmente y, en consecuencia, no es tan sencillo tenerlas en cuenta en el contrato. Hay que señalar a este respecto que aunque

en California existen más de 200 proyectos de regeneración de aguas, algunos de ellos establecidos desde hace muchos años, no se ha documentado ningún efecto sanitario adverso. No obstante, hay que indicar que incluso la más remota posibilidad de error en la utilización del efluente, de mal funcionamiento del proceso de tratamiento (31) y de contaminación por productos químicos tóxicos provenientes de un escape o vertido de la industria química, representa una preocupación realista de que pueda interponerse una demanda contra una instalación de tratamiento de agua residual por daños personales o materiales causados a terceras personas (32).

Para que pueda producirse una sentencia favorable es necesario que el demandante aporte pruebas relativas a los daños causados y a la relación causal entre éstos y las actividades de la parte demandada. En algunos casos, la prueba de los daños asociados a la regeneración de agua residual puede ser relativamente simple, como ocurre en el caso de que el agua residual regenerada haya entrado en contacto con un cultivo para el que no está permitido su uso. En este caso, el propietario puede sufrir una pérdida inmediata de comercialización del producto. En general, es difícil establecer la relación causal entre el daño observado y la utilización de agua residual regenerada. No obstante, esta circunstancia no debe inducir a una confianza excesiva. El aporte de pruebas representa una dificultad similar cuando se trata de determinar los daños causados por la exposición personal a peligros ambientales en el puesto de trabajo, o los daños producidos por la ingestión de toxinas medicinales de acción lenta. La jurisprudencia que se está desarrollando en estas áreas pone de manifiesto la tendencia a suavizar los obstáculos tradicionales que impedían la indemnización. Los tribunales muestran un creciente rechazo a desestimar casos como consecuencia de la aplicación de los "statutes of limitations", a la vez que muestran una creciente deseo a inferir responsabilidades por daños causados, en base a pruebas circunstanciales (33). En el análisis que aparece a continuación supondremos que nuestros hipotéticos demandantes son capaces de probar la relación causal entre el daño realmente producido y la utilización del agua residual regenerada para regar.

## **Teorías Legales en que se Fundamenta la Responsabilidad en la Venta de Agua Residual Regenerada**

### **Negligencia o Imprudencia (*Negligence*)**

Una persona es negligente o imprudente cuando no ha tomado las precauciones que una persona razonable adoptaría a fin de proteger a los demás de los riesgos que previsiblemente conllevan sus propias actividades. La violación de una ley o de una reglamentación administrativa destinada a proteger a la población frente a un determinado riesgo de sufrir un daño presupone una actuación negligente y expone al infractor a la responsabilidad derivada de cualquier daño causados a un miembro del grupo para cuya protección aquellas estaban establecidas (34). Se presumirá la existencia de negligencia si, durante el tratamiento, la aducción o la utilización del agua residual regenerada se infringe cualquiera de los criterios de calidad o cualquiera de los reglamentos de gestión. Así mismo, el incumplimiento de las normas de calidad relativas al

proceso de tratamiento dará lugar a una presunción de negligencia contra la instalación de tratamiento de agua residual.

Del mismo modo, el incumplimiento de las normas de gestión relativas a la utilización del agua dará lugar a la presunción de negligencia por parte únicamente del regante, a menos que la instalación de tratamiento haya infringido una obligación específica de inspeccionar el sistema de riego (35) o haya incurrido en negligencia cuando confió el agua residual para ser utilizada de ese modo. La norma establecida por la ley representa simplemente un requisito mínimo; una instalación de tratamiento de agua residual puede incluso incurrir en negligencia si circunstancias especiales dan lugar a peligros previsibles más allá de los tenidos en cuenta por la norma. Como ejemplo de estas circunstancias especiales puede citarse la existencia en la zona de riego de un suelo con características inusuales que no hagan aconsejable el riego superficial debido al riesgo de contaminación de las aguas subterráneas.

### **Responsabilidad extracontractual (*Strict liability in tort*)**

Cualquier persona lesionada por un producto defectuoso puede exigir responsabilidades directas por dichas lesiones ante el fabricante y ante todas las partes involucradas en la comercialización del producto (36). En este caso, no es necesario presentar prueba de negligencia o de cualquier otra actuación incorrecta (37). Esta teoría de la responsabilidad del producto reconoce dos tipos de defectos en los productos: defectos de fabricación y defectos de diseño. En el campo del tratamiento de agua residual, un defecto de fabricación podría consistir en el no cumplimiento de las normas de calidad del agua establecidas por la reglamentación; del forma similar, podría registrarse un defecto de diseño cuando un agua, aun cumpliendo todas las normas de calidad aplicables, llegara a provocar un daño a causa, por ejemplo, de su concentración residual de sales o a su toxicidad por boro (38).

La responsabilidad directa sólo es aplicable a la fabricación de bienes. No puede atribuirse a actividades comerciales que proporcionan servicios en los que puedan utilizarse bienes defectuosos de forma fortuita. Aunque no se ha documentado ningún caso en el que se inculpe específicamente a un agua residual regenerada, es muy probable que una instalación de regeneración de agua residual que procesa y vende agua para uso comercial por parte de otras personas pudiera ser considerada como un fabricante de bienes en vez de un proveedor de servicios (39).

### **Régimen de garantías (*Warranty*)**

Desde el momento en que el agua residual es considerada un bien comercial, las partes perjudicadas pueden exigir responsabilidades a los proveedores de agua residual por infracción del régimen de garantías (40). Existe la opinión de que la elaboración de un contrato de suministro de agua de acuerdo con una estructura similar a la de un contrato de arrendamiento, en lugar de la de un contrato de venta, evitaría las responsabilidades asociadas a las garantías. De todos modos, ésta es una opinión cuestionable. Baste señalar que un tribunal es libre para considerar el carácter real de una transacción; si

determina que el producto "arrendado" es realmente un producto consumido, es muy probable que no permita la utilización de este subterfugio (41).

Una forma segura de evitar la responsabilidad asociada al régimen de garantías es limitar el número de garantías ofrecidas. Desgraciadamente para el proveedor, es mucho más fácil ofrecer garantías que evitarlas. Cualquier muestra, modelo o descripción de los bienes dará lugar a una garantía expresa. Los Criterios de Regeneración de Agua Residual, las condiciones impuestas por el CSWRCB y cualquier promesa informal de seguridad, serían consideradas garantías expresas de calidad (42). No obstante, aunque el proveedor no haya realizado ningún tipo de representación específica, la jurisprudencia tendrá en cuenta determinadas garantías implícitas, tales como la garantía implícita de comercialidad (43) y la garantía implícita de idoneidad para un fin particular.

La garantía implícita de idoneidad para un fin particular tiene una especial importancia en el caso del riego con agua residual regenerada. Esta garantía se pone de manifiesto cuando el proveedor tiene motivos para saber que el comprador tiene intenciones de utilizar los bienes para un fin particular, y que el comprador confía en la destreza técnica y el juicio del proveedor para suministrar unos bienes adecuados. De este modo, la garantía implícita de idoneidad para el uso propuesto quedaría de manifiesto en cada contrato de suministro de agua residual, en razón del conocimiento necesariamente detallado del uso que proyecta hacer el comprador y del papel activo de asesoramiento al comprador que la ley impone a la instalación de tratamiento.

Aunque cualquier persona perjudicada por la infracción de una garantía expresa puede demandar al vendedor, el incumplimiento de una garantía expresa sólo puede ser declarado por la parte con quien fue establecido el contrato (44). Mediante el cumplimiento de ciertas formalidades, la parte vendedora en una transacción comercial tiene suficiente margen de maniobra para reducir su exposición a las responsabilidades asociadas a ambos tipos de garantías.

### **Inmunidad Pública (*Governmental Immunity*)**

Cuando la regeneración de agua residual la llevan a cabo entidades públicas, las responsabilidades enunciadas en la sección anterior están sujetas a las limitaciones procedimentales y a las exenciones previstas en la California Tort Claims Act (45). Esta ley establece que las entidades públicas no son responsables de daños, excepto en los casos previstos expresamente en las leyes (46). La mayor parte de esta inmunidad desaparece en esas circunstancias. Las entidades públicas tienen plena responsabilidad si las demandas están basadas en contratos (47) o en compensaciones a trabajadores (48). Los siguientes tipos de exención de responsabilidad de entes públicos están limitadas a demandas sobre lesiones personales y sobre daños a la propiedad no basados en contratos.

### **Responsabilidad por falta de idoneidad de las normas de calidad**

Las entidades públicas y sus empleados están exentos de responsabilidad por cualquier lesión que pueda producirse como consecuencia de la adopción,

la no adopción o la incapacidad para ejecutar cualquier ley o reglamento. Ni el Estado de California ni el CDOHS pueden ser demandados si se demuestra que las normas de tratamiento de agua residual no son suficientemente rigurosas. Se ha especulado con que esta inmunidad puede también proteger a entidades directamente involucradas en la regeneración de agua residual que no consiguen ejecutar esas normas de calidad (49). Es muy poco probable que esto sea así, ya que la Corte Suprema de California ha declarado que esta inmunidad estatutaria sólo es aplicable a las agencias con potestades cuasi-legislativas y de ejecución. Está específicamente suprimida para las entidades públicas con potestad reglamentaria destinada a proteger al público frente a lesiones concretas (50). De este modo, una entidad pública encargada de la concesión de permisos que está obligada a exigir el cumplimiento de ciertas reglamentaciones sanitarias y de seguridad podrá ser demandada si concede la aprobación a un solicitante que no cumple las normas reglamentarias (51). De modo similar, una entidad encargada con la tarea específica de elaborar una determinada reglamentación podrá ser demandada si no es capaz de elaborar esa reglamentación.

### **Responsabilidad por falta de inspección**

Las entidades públicas y sus empleados están generalmente exentos de la responsabilidad por lesiones provocadas por falta de inspección de cualquier propiedad a fin de determinar si esa propiedad cumple las normas de seguridad aplicables (52). Una entidad pública dedicada a la regeneración de agua no debería ser responsable por el fracaso en detectar las condiciones inseguras que puedan surgir tras la aprobación de una zona privada de riego. No obstante, esta inmunidad podría desaparecer si la norma contiene una mención específica sobre la obligación de inspeccionar.

### **Responsabilidad por actos de empleados públicos**

Las entidades públicas pueden ser responsables subsidiariamente de los actos de sus empleados, a excepción del caso en que sus empleados sean inmunes (53). En general, los empleados públicos son responsables en el mismo grado que los empleados privados (54), aunque la California Tort Claims Act les concede inmunidad cuando ejercen una potestad discrecional. No obstante, el alcance de esta inmunidad no es muy amplio, estando restringido a las decisiones políticas en las que se mezcla un sopesar consciente de los riesgos y ventajas de una determinada forma de actuación (55). Además, esta inmunidad solamente abarca lesiones que son resultado directo de la decisión; las acciones llevadas a cabo para ejecutarla no quedan protegidas por esa inmunidad.

Así, por ejemplo, la decisión de que un tipo concreto de riego puede realizarse con seguridad con agua residual tratada sería claramente discrecional. La decisión de que una zona de riego concreta podría utilizar agua residual tratada con seguridad puede ser también considerada discrecional. Sin embargo, tanto las decisiones de menor nivel como la actividad de proporcionar realmente el agua residual a la zona de riego no estarían inmunes de responsabilidad. Por otra parte, la inmunidad discrecional abarca los planes y diseños para la construcción o mejora de la propiedad pública (56). Esto conllevaría la no admisibilidad de las demandas basadas en un diseño inadecuado de la planta de

tratamiento de agua residual, pero no de las demandas basadas en el uso o mantenimiento negligente de las mismas.

El papel de la inmunidad pública para exonerar de responsabilidad por lesiones causadas por riego con agua residual tratada es muy restringido. En concreto, no existe tal exoneración cuando se trata de acciones basadas en un contrato. En la mayoría de los casos, las entidades públicas están expuestas a esta responsabilidad en el mismo grado que las entidades privadas.

### **Límites procesales a la responsabilidad de entidades públicas**

La protección más significativa que ofrece la California Tort Claims Act consiste en su exigencia de que ninguna demanda podrá ser conocida por los tribunales a menos que haya sido presentada en primer lugar ante la entidad pública apropiada (57). Esto hace que muchas demandas terminen en esta fase. Así mismo, la citada ley reduce el plazo para la presentación de las demandas. Las demandas por lesión personal, por daños a la propiedad o por daños a los cultivos pueden ser presentadas dentro de los 100 días siguientes al día en que aconteció el supuesto objeto del litigio, en contraste con el plazo de un año de que se dispone para presentar las demandas contra los particulares. Las otras demandas, como las relativas a obligaciones contractuales, han de presentarse en el plazo de un año, salvo las demandas relativas a obligaciones contractuales entre particulares, para las que se disponen de un plazo de 4 años (58).

## **Limitación Contractual de Responsabilidad**

### **Negligencia o Imprudencia (*Negligence*)**

El contrato de suministro de agua puede minimizar la responsabilidad de la instalación de tratamiento frente a las demandas por negligencia. Esto se consigue clarificando la asignación de las responsabilidades de gestión entre las partes involucradas en el contrato y conservando prueba de que el usuario fue completamente informado de todas las exigencias reglamentarias. Aunque la instalación de tratamiento tiene que hacerse cargo de toda la responsabilidad resultante de la negligencia en satisfacer las normas de calidad del tratamiento (59), el contrato puede eximirlo de los riesgos asociados con la gestión de la utilización del agua en la zona de riego, mediante la identificación de las operaciones e instalaciones que quedan bajo el control exclusivo del usuario. La mayoría de los contratos examinados para preparar este capítulo asignan las responsabilidades con una minuciosidad satisfactoria. Varios contratos mencionan además riesgos concretos de contaminación fuera de las zonas de uso del agua y establecen las técnicas de gestión necesarias para minimizar estos riesgos (60). Muchos de los contratos contienen un anexo con las Directrices de los Servicios Sanitarios y las exigencias del CSWRCB, incorporándolas bajo mención expresa dentro de las previsiones en que se describen las responsabilidades del usuario. Es recomendable la adopción de esta forma de redacción contractual.

### **Responsabilidad extracontractual (*Strict liability in tort*)**

En esta sección mencionaremos dos posibles defensas ante este tipo de responsabilidad, ya que tales defensas deben ser incluidas en el contrato de suministro de agua residual regenerada: 1) la defensa ante el uso indebido y 2) la de asunción de riesgo.

#### **Uso indebido.**

Un fabricante no es responsable de los daños provocados por un uso involuntario, imprevisible y anormal de uno de sus productos. La probabilidad de que los tribunales absuelvan a un fabricante de la responsabilidad asociada con el uso indebido de su producto es mayor si el contrato de venta describe adecuadamente el uso adecuado de aquel (61). El proveedor de agua residual está obligado a informar al usuario a este respecto, incorporando en el contrato las directrices reglamentarias apropiadas y la especificación de cualquier otra gestión adicional que sea necesaria para evitar determinados peligros asociados con el lugar de riego, la forma de regar o el cultivo previsto.

#### **Asunción del riesgo.**

Un fabricante no es responsable de los daños provocados por riesgos asumidos por el comprador. Aunque la normativa prohíbe que el comprador corra el riesgo de la no observancia de las normas legales aplicables a las instalaciones (62), el comprador puede asumir el riesgo de lo que hemos designado como defectos de diseño, es decir, cualidades dañinas en un agua que satisface todas las normas reglamentarias. Hay que señalar el carácter limitado de esta defensa, que ni evita la indemnización a terceras personas lesionadas por causa del defecto, ni cubre los peligros desconocidos; baste recordar que el comprador ha de tener conocimiento del riesgo concreto, entender su magnitud y asumirlo voluntariamente (63).

Un tribunal considerará probablemente que un comprador que firma un contrato en el que se incluye una declaración general por la que se compromete a asumir todos los riesgos y a aceptar toda la responsabilidad no asume el riesgo particular que dio lugar al daño. Si el proveedor desea evitar la responsabilidad asociada a defectos de diseño mediante una cláusula general de asunción, el contrato deberá especificar todos los riesgos conocidos en relación con la composición química del efluente suministrado y con el cultivo propuesto, debiendo además hacer referencia a ellos en la cláusula de asunción de responsabilidad, de modo que quede claro que el comprador asume de forma expresa esos riesgos (64).

#### **Régimen de garantías (*Warranty*)**

El Código Comercial de California permite a un vendedor limitar su responsabilidad por incumplimiento del régimen de garantías, mediante la renuncia, la modificación o la exclusión de garantías (65), o mediante la limitación de las reparaciones legales disponibles tras su incumplimiento (66).

**Renuncia (*Disclaimer*).**

Tanto las garantías orales involuntarias como las garantías implícitas pueden ser objeto de renuncia en el contrato de suministro de agua. Al margen de la exigencia de que el término de "comercialidad" ha de ser utilizado para renunciar a la garantía implícita de comercialidad (67), no es necesario utilizar un lenguaje especial; las garantías orales involuntarias y las garantías implícitas de idoneidad para un uso concreto pueden ser excluidas en la mayoría de los contratos simplemente incluyendo en ellos la frase "No hay garantías de alcance superior a las descritas en el texto de este contrato" (68).

No obstante, para que una renuncia pueda ser confirmada frente a un comprador no debe haber duda de que ésta fue puesta en su conocimiento. Los tribunales aplican con rigor este requisito de visibilidad o transparencia. Para renunciar a las garantías implícitas, es necesario incluir en el contrato una renuncia bien visible, escrita en letra negrita o con un color de gran contraste (69). Además, no será suficiente con incluir una simple notificación de una renuncia redactada en términos generales, a menos que el comprador entienda la naturaleza del riesgo en el que incurrirá (70). Teniendo en cuenta que el tratamiento de agua residual para su utilización en riego es una actividad muy técnica, que requiere el cumplimiento con un cuerpo muy complejo de reglamentaciones y que posee un potencial sutil para producir daños difícilmente previsibles por un agricultor, las renunciaciones contenidas en estos contratos son especialmente susceptibles de ser rechazadas por los jueces. Es necesario poner especial atención a la hora de notificar al comprador el alcance y la significación de cualquier renuncia de garantías. De otro modo, cualquier duda que pueda surgir será resuelta en contra del vendedor.

Hay determinadas garantías a las que no se puede renunciar. El cumplimiento de las normas de calidad del agua residual establecidas reglamentariamente es probablemente una garantía no renunciante (71).

**Límite de las reparaciones legales.**

El Código Comercial de California permite a los vendedores de un bien reducir el riesgo ante posibles demandas por incumplimiento del régimen de garantías mediante la limitación de las reparaciones legales de que el comprador puede disponer (72). En general, los tribunales no muestran el mismo grado de desaprobación ante la limitación de las reparaciones legales que ante las renunciaciones de responsabilidad. La razón es posiblemente que, mientras en el primer caso el vendedor ofrece al comprador la posibilidad de obtener alguna reparación legal, en el segundo caso lo que trata es de evitar la concesión de cualquier reparación legal. La política contraria a la renuncia de garantías permitida por la ley no es aplicable a la limitación de las reparaciones legales debidas al incumplimiento de tales garantías (73).

En este sentido, el Código proporciona al comprador una cierta protección. La reparación legal establecida en el contrato será opcional a menos que el contrato especifique que tendrá carácter exclusivo; además, incluso una reparación legal "exclusiva" será considerada como opcional a menos que confiera al comprador el valor de la compraventa (74). La predisposición de los tribunales para admitir que se reparen o se remplacen los bienes de consumo, campo legal en donde los tribunales han sido por otro parte protectores del comprador, indica que esta exigencia del valor de compraventa no representa un gran obstáculo (75). La elaboración conjunta de una limitación de las posibles reparaciones legales, mediante una negociación real entre las partes, puede hacer que su relación comercial consiga alcanzar una distribución justa de los riesgos imprevistos. Las partes deben determinar lo que es razonable en base a su conocimiento del contexto comercial.

El contrato puede limitar también el período de tiempo durante el que el comprador puede presentar una demanda ante los tribunales. Aunque, de acuerdo con el Código Comercial de California, el plazo es normalmente de cuatro años, es posible reducirlo hasta un año de común acuerdo entre las partes (76). Teniendo en cuenta que el daño en los cultivos sufrido por el comprador debería manifestarse al final de una estación de cultivo, esta previsión reglamentaria de un período de un año debería ser suficiente para el comprador, a la vez que protegería a los vendedores contra demandas antiguas relativas a daños ocurridos en el pasado, para las que no se dispondría de pruebas con que poder rebatirlas (77).

### **Resarcimiento**

Aunque el contrato de suministro de agua permite que la instalación de regeneración de agua residual pueda reducir sus posibles riesgos de responsabilidad, no puede eliminarlos por completo. Así mismo, aunque las cláusulas contractuales precedentes pueden impedir o limitar muchas de las demandas que puedan interponerse por parte del comprador, no ofrecen una protección eficaz ante las demandas que puedan ejercer terceras personas (78). No obstante, la asunción de la responsabilidad primaria no exige el pago de daños. El proveedor de agua residual puede exigir en el contrato de suministro que el usuario del agua le indemnice en caso de responsabilidad frente a terceras personas (79). Un acuerdo de indemnización es un contrato por el que una de las partes accede a pagar las demandas interpuestas contra la otra parte. A este respecto, las partes pueden acordar el pago de indemnización por alguno o por todos los posibles daños, pudiendo incluso establecer indemnizaciones por daños derivados de infracciones culposas de la ley (80), tales como la incapacidad para cumplir o satisfacer las normas reglamentarias de calidad del agua; no obstante, tal tipo de acuerdo ha de ser explícito pues, en caso de duda, será resuelto en contra del proveedor (81).

La capacidad de un proveedor de agua para evitar el pago de una indemnización tras una demanda por daños depende de la capacidad del usuario del agua para pagar y del grado en que pueda ejecutarse la cláusula de resarcimiento. Un acuerdo de indemnización es un contrato entre dos posibles

demandados, en el que no se imponen limitaciones en el resarcimiento de la parte perjudicada. Si el usuario del agua no es capaz de pagar, el proveedor del agua será responsable de la suma total de la demanda. Por este motivo, es esencial que el contrato de suministro de agua se condicione a que el usuario del agua suscriba una póliza de seguros adecuada. La ejecución de una cláusula de resarcimiento se basa en los principios generales de la normativa sobre contratos que se analizan en la siguiente sección.

### **Política de restricciones legales sobre modos de evitar la responsabilidad mediante contrato**

En las secciones anteriores ya se han mencionado varias reglas formales para restringir la posibilidad de evitar responsabilidad cuando se utilizan los instrumentos contractuales de asunción de riesgo, renuncia de garantías e indemnizaciones. Resumiéndolas brevemente, estas reglas son las siguientes: 1) la exigencia de incluir una notificación real al comprador, utilizando un lenguaje claro y evidente, 2) la exigencia de asentimiento por parte del comprador de que éste ha entendido el texto contractual y 3) la exigencia de incluir las expresiones por las cuales el comprador acepta que la responsabilidad sea interpretada estrictamente en contra del vendedor. Además, existe el principio general de protección contra la contratación injusta, que invalidará todas aquellas condiciones que limiten la responsabilidad, aunque éstas sean correctas desde el punto de vista formal.

De acuerdo con la doctrina del *common law* de la exorbitancia, un tribunal puede rehusar que se ejecute un contrato en el que exista una ausencia de elección lógica para una de las partes, junto con condiciones excesivamente favorables para la otra parte (82). Hay que señalar a este respecto que mientras que el Uniform Commercial Code adoptó explícitamente esta regla del *common law*, no ha ocurrido lo mismo con el Código Comercial de California. Por consiguiente, la situación actual de la doctrina relativa al cumplimiento de los contratos comerciales en California es ambivalente. Aún sin basar sus decisiones en la posible existencia de exorbitancia, los tribunales de California han mencionado frecuentemente esta doctrina como fundamento alternativo de sus decisiones cuando han sentenciado condiciones "opresivas" para el comprador. Todo parece indicar que esta doctrina tiene plena vigencia en el fundamento de estas decisiones y, por lo tanto, debería tener un papel disuasorio ante los deseos de cualquier vendedor de intentar imponer condiciones demasiado sesgadas en su propio beneficio (83).

Los tribunales son especialmente protectores del comprador cuando determinan que el contrato de venta es un contrato de adhesión. Un contrato de adhesión es un contrato en el que el comprador tiene escasas oportunidades para negociar la obtención de condiciones favorables. Esta situación surge normalmente cuando un comprador necesita un bien determinado y tiene una capacidad limitada para buscar un suministro alternativo, o cuando todos los vendedores de ese bien en el mercado utilizan contratos similares. Cuando los tribunales encuentran un contrato de adhesión, examinan cuidadosamente cualquier cláusula que transfiera responsabilidad al comprador, con objeto de determinar si éste expresó su entendimiento y su asentimiento voluntario. Los

tribunales han rehusado el cumplimiento de condiciones que, aunque habían sido incuestionablemente puestas de manifiesto ante el comprador, revelan la existencia de escasas oportunidades de negociación real y de condiciones contrarias a las expectativas razonables del comprador (84).

Un contrato de venta de agua residual regenerada, al menos cuando se realiza para los regantes agrícolas, puede tener algunos de los ingredientes de adhesión: los bienes vendidos pueden ser una necesidad comercial en tiempo de escasez de agua y el suministro puede estar tan limitado geográficamente que el comprador tiene una capacidad muy limitada para elegir entre diferentes proveedores. Aunque la abundancia actual de aguas naturales como suministro alternativo hace difícil concebir que puedan producirse casos de adhesión, es prudente recordar la posibilidad de que un contrato pueda interpretarse de este modo; por este motivo, es necesario poner una atención especial en la elaboración del contrato, incluyendo en él pruebas concretas del proceso negociador llevado a cabo sobre las condiciones acordadas para asignar al comprador responsabilidades financieras por posibles daños.

## **Conclusión**

Un autor ha sugerido que para que un contrato de suministro de agua residual tenga las máximas posibilidades de minimizar las posibles responsabilidades frente a terceras personas ha de distribuir la responsabilidad financiera de acuerdo con el control que cada una de las partes tiene sobre la posible causa del daño. Esta afirmación se fundamenta en la teoría de que para promover un espíritu precautorio es necesario la existencia de una cierta responsabilidad financiera. En un contrato de este tipo, todos los riesgos asociados con el tratamiento del agua residual y con el suministro del agua hasta la compuerta de entrada del usuario deberían correr a cargo del proveedor del agua. Del mismo modo, todos los riesgos asociados con la utilización adecuada del agua tras su entrega deberían correr a cargo del usuario del agua.

Además, el contrato debería especificar todos los requerimientos reglamentarios aplicables al uso que se propone hacer del agua (85), a fin de clarificar las obligaciones de cada una de las partes. Para establecer una clara separación de las responsabilidades de cada una de las partes, deberán utilizarse garantías expresas, renunciaciones de garantías y asunciones de riesgo, impidiendo así que una u otra parte puedan presentar demandas sobre los daños causados por elementos bajo su propio control. Por último, los acuerdos de indemnización entre las partes deberían distribuir la responsabilidad de forma similar, asegurando así a ambas partes una seguridad adecuada frente a la responsabilidad respecto a terceras personas. Los escasos contratos de suministro examinados en que se trata con cierto detalle el tema de la responsabilidad han adoptado aparentemente este enfoque (86) que, por su idoneidad, recomendamos para su adopción de forma preferente.

No obstante, la distribución de responsabilidades en ciertas actividades comerciales está considerada como un asunto puramente económico, en las que el precio del producto soporta el coste del seguro correspondiente a los peligros

que se puedan causar. Desde este punto de vista, un objetivo lógico es concentrar, en la medida de lo posible, el coste del seguro sobre el comprador, preservando a la vez la competitividad del producto. Esta sección concluye con una revisión de los instrumentos disponibles para clarificar las obligaciones del vendedor con respecto al comprador, para minimizar las responsabilidades del vendedor en relación con el comprador y para concentrar en el comprador el compromiso de asegurarse contra las responsabilidades en que pueda incurrir frente a terceras personas.

Con objeto de minimizar los puntos de conflicto entre las partes firmantes de un contrato, todas las garantías deseadas deberán expresarse por escrito. Entre ellas deberán figurar las normas legales de calidad del proceso de tratamiento de aguas residuales. Todas las demás renunciaciones de garantías deberán efectuarse tal como lo exige el Código Comercial: por escrito y de forma bien visible. Es recomendable que el comprador firme con sus iniciales cada una de esas renunciaciones. Deberá hacerse una mención especial de todos aquellos riesgos conocidos e inevitables; su asunción por el comprador deberá hacerse de forma expresa.

Las partes contratantes deberán así mismo ponerse de acuerdo sobre las reparaciones legales limitadas a que cada una tendrá derecho en caso de que se incumpla una garantía. Cuando se trate de proveedores de agua privados, deberá incluirse una cláusula individual por la que se limite el período de tiempo dentro del cual puede presentarse una demanda a causa del incumplimiento de las garantías, debiendo ser éste de un año como mínimo para cada caso de incumplimiento.

Si el proveedor quiere concentrar en el comprador toda la responsabilidad relativa al seguro de responsabilidad frente a terceros, el contrato deberá especificar que el comprador acepta indemnizar al proveedor por cualquiera y por todas las responsabilidades que pueden producirse como consecuencia del uso del agua residual tratada para regar. El contrato deberá indicar específicamente que el comprador indemnizará al proveedor incluso si la causa del daño es debida a una imprudencia del proveedor. Así mismo, el contrato deberá especificar que el comprador tiene la obligación de suscribir una póliza de seguros y que la entrada en vigor del contrato queda pendiente de la prueba documental de la suscripción de ese seguro.

El objetivo de un contrato es mantener a las partes lejos de los tribunales. Una de las formas más adecuadas de poder conseguirlo es asegurar que las partes entienden claramente sus obligaciones y que existe un buen espíritu de negociación. Estos son así mismo los factores más importantes a tener en cuenta para que los tribunales hagan cumplir un contrato. El que sea razonable, justo o aconsejable imponer sobre el comprador el mayor peso posible de la responsabilidad financiera dependerá de las circunstancias económicas en que se enmarque un contrato de suministro de agua residual. Puede ser igualmente aconsejable la adopción de una distribución completamente distinta. En cualquier caso, lo cierto es que si los riesgos no son evaluados y negociados de manera realista, a fin de preservar las expectativas razonables de las partes, el contrato habrá de ser redactado de nuevo ante los tribunales.

NOTAS

1. *El pueblo vs. la ciudad de Roseville*, Civil no. 49608, California Supreme Court, Placer County, 30 de septiembre de 1977. La ciudad de Roseville estableció un contrato para vender agua residual tratada a determinados regantes durante la sequía del año 1977. Durante muchos años había vertido su efluente tratado en el Day Creek. El CSWRCB presentó una demanda para prohibir la venta, debido a que la extracción de agua perjudicaría a otros usuarios legales situados aguas abajo.
2. Ling, C (1978). *Wastewater Reclamation Facilities-Survey 1978*. Sanitary Engineering Section, Department of Health Services, Berkeley, California.
3. Governor's Commission to Review California Water Rights Law, informe final, pág. 63-65, diciembre de 1978.
4. California Water Code Section 1210 (West Supp., 1984).
5. California Water Code Section 1210 (West Supp., 1984).
6. California Water Code Section 1211 (West Supp., 1984), sección 1700 y siguientes (West, 1971). Mediante la aprobación por este procedimiento de la desviación del agua residual tratada, el CSWRCB no concede a la instalación de tratamiento un permiso de apropiación. Con objeto de apreciar las dificultades que pueden surgir con la utilización de este proceso abreviado, en lugar de la solicitud de un permiso de apropiación, véase el análisis que figura bajo el encabezamiento de *Derechos sobre el Agua Residual Regenerada*.
7. Un derecho ribereño puede ser cuantificado y se le puede asignar una fecha de prioridad mediante un proceso de adjudicación reglamentario. Este proceso lento y costoso sólo se ha conseguido hacer en unos pocos cursos de agua pequeños. Véase el Código del Agua de California, secciones 2500 y siguientes (West, 1971; West Supp. 1984).
8. No es posible ofrecer aquí más que una brevísima descripción de estos derechos del agua. Si se desea un estudio más detallado y conciso, el lector puede consultar los informes redactados por la Governor's Commission to Review California Water Rights Law, publicados entre mayo de 1977 y enero de 1978.
9. Los casos que establecen definitivamente la prioridad de los derechos ribereños sobre los derechos de apropiación son *Lux vs. Haggin*, 69 California 255, 10 P. 674 (1986); *Herminghaus vs. Southern California Edison Co.*, 200 California 81, 252 P. 609 (1926).
10. *Joslin vs. Marin Municipal Water District*, 67 California 2d 132, 429 P. 2d 889, 60 California Report 377 (1967).
11. Una enmienda de 1923 al Código del Agua hizo del sistema de permisos la única forma de obtener un derecho sobre el agua.
12. California Water Code Section 1201 (West, 1971). Para ver el proceso de concesión de permisos, véase el Title 23, California Administrative Code, Chapter 3, Subchapter 2.
13. California Water Code Section 5101 (West Supp., 1981).
14. California Water Code Section 1701 (West, 1971).
15. California Water Code Section 1702 (West, 1971).
16. California Water Code Sections 106.5, 1203, 1460-1464 (West, 1971).
17. California Water Code Sections 10500 (West Supp., 1984).

18. California Water Code Section 1460 (West, 1971): un uso municipal es la utilización del agua por la municipalidad o por sus habitantes para usos domésticos. Véase también 23 California Administrative Code Section 664 (13 de octubre de 1979), Municipal Uses y 23 California Administrative Code Section 661, Domestic Uses. De acuerdo con la Sección 1463 del California Water Code (West, 1971), una municipalidad puede apropiarse de una cantidad de agua superior a sus necesidades municipales actuales, siempre que otros puedan obtener derechos temporales sobre el excedente. Cuando la municipalidad aumente su consumo de agua, deberá compensar a esos usuarios temporales por las instalaciones que quedan sin valor debido a la extracción de agua realizada por el municipio. Además de este derecho municipal de origen legal, existe un derecho municipal del *common law* que puede ser ejercido por los antiguos *pueblos* españoles. En razón de su aplicación limitada, no se analiza en este capítulo.
19. Entrevista telefónica con Carol Atherton, Subdirector, Division of Water Rights, State Water Resources Control Board, 23 marzo de 1982.
20. California Water Code Sections 1210 a 1211 (West Supp., 1984); California Water Code Sections 1700 y siguientes (West, 1971).
21. El procedimiento para obtener un permiso de apropiación viene establecido en las Secciones 1300 y siguientes del California Water Code (West, 1971). Las principales diferencias administrativas en las dos opciones se refieren a las condiciones de la solicitud y a la notificación pública de las mismas. La solicitud del permiso requiere generalmente más información que el cambio de petición, incluyendo mapas y planos de la desviación propuesta. Aunque la información pública viene prescrita legalmente al solicitarse el permiso, el CSWRCB tiene la posibilidad de ampliar o atenuar este trámite de información pública si se trata de un procedimiento de cambio de petición. Estas diferencias desaparecen cuando el CSWRCB observa que la talla del proyecto de regeneración propuesto, o las circunstancias particulares en que se enmarca el proyecto de regeneración, hacen pensar que otros usuarios del agua serán posiblemente afectados. Además, si se presentan quejas contra el cambio de petición, no habrá posiblemente ningún ahorro de tiempo que recomiende la adopción de un trámite de cambio de petición en lugar de uno de solicitud de permiso.
22. Stats. 1915, c. 91, actualmente California Public Utilities Code Section 1501 y siguientes, (West, 1975).
23. California Public Utilities Code Sections 1505, 1505.5 (West, 1975). De acuerdo con otra reciente enmienda del California Water Code, las empresas que gestionan servicios públicos tienen prohibido suministrar agua a ninguna zona situada en el ámbito de un ente municipal de abastecimiento de agua que haya emitido deuda pública respecto al agua, siempre que esta organización de ámbito municipal esté dispuesta, tenga el deseo y sea capaz de suministrar agua a esa zona, o bien si la mayoría de los votantes dan su aprobación en una elección municipal especial dentro del ámbito de la entidad de servicios hidráulicos. California Water Code Section 71699 (West Supp., 1981). Este texto parece que evita la venta de agua incluso si la entidad municipal expresa su consentimiento. Esta restricción podría ser salvada si la entidad municipal declara que no está "dispuesta, deseosa y capacitada" para suministrar agua a la zona en cuestión.

24. California Public Utilities Code Section 1503 (West, 1975).
25. California Public Con. Code Section 20802 (West, 1984).
26. Puede argumentarse que la incorporación de esta previsión en el Health Safety Code, bajo la competencia de los distritos sanitarios, indica la preocupación del legislador por asegurar un abastecimiento de agua no contaminada y no por restringir la competencia comercial del agua residual. Esta previsión no especifica que la indemnización sea una condición para la aprobación, ni tampoco hace referencia a aquellas secciones del Public Utility Code en que se exige indemnización.
27. La experiencia del Carmel Sanitary District (CSD) demuestra que este problema no es meramente de tipo teórico. El CSD ha establecido un contrato para suministrar agua residual tratada a varios campos de golf situados dentro de la zona de servicio de la Cal American Water Company. Cal American presentó una enérgica protesta ante esos contratos, alegando que varias de sus instalaciones quedarían fuera de servicio si se llega a suministrar agua residual tratada. Las negociaciones quedaron interrumpidas en el momento de redactar este capítulo, a la espera de la aprobación de una ayuda para el proyecto del CSD. Entrevista con Mike Zambory, General Manager, Carmel Sanitary District (25 de marzo de 1982; 13 de abril de 1983).
28. California Water Code Section 13550 (West Suppl., 1984). " El Legislador por la presente encuentra y declara que el uso de agua doméstica potable para el riego de zonas ajardinadas, incluyendo pero no quedando limitadas a cementerios, campos de golf, parques y zonas ajardinadas de carreteras, es un malgaste o utilización irracional de ese agua....cuando se dispone de... agua regenerada".
29. Entrevista con Richard Mills, Ingeniero de Control de Recursos Hidráulicos, Oficina de Reciclaje del Agua, 9 de marzo de 1982.
30. Véase Brown, E. C. y N. Weinstock, *Legal Issues in Implementing Water Reuse in California*, 9 Ecology Law Quarterly 243, 278-292, para un análisis más extenso de la aplicabilidad de estas teorías de la responsabilidad en el caso de las plantas de regeneración de agua residual.
31. Véase la nota 2, de Ling, C. *Wastewater Reclamation Facilities Survey, 1978*.
32. El historial de seguridad de los proyectos de regeneración es excelente. En base a este historial, las compañías de seguros de vida consideran que el riesgo de que se produzcan demandas por terceras partes es pequeño; los regantes no han expresado dificultades en ampliar la cobertura de sus seguros para que cubran este tipo de siniestros. El propósito de este capítulo no es difundir la alarma, sino contribuir mediante la previsión contractual a la ampliación del margen de seguridad ya conseguido por las técnicas correctas de regeneración de aguas.
33. Sokol, M. (1981). *Statutes of Limitations and Pollutant Injuries: The Need for a Contemporary Legal Response to Contemporary Technological Failure*, 9 Hofstra Law Review 1525. *Res ipsa loquitur* es la teoría de prueba que los teóricos legales proponen que debe aplicarse para salvar la dificultad de determinar la responsabilidad de fuentes individuales en las demandas por lesiones causadas por la contaminación. Está codificado en el California Evidence Code Section 646 (West Suppl., 1984). De acuerdo con esta teoría, existe presunción de culpa siempre que pueda concluirse

- que un accidente no habría ocurrido sin la imprudencia de alguien y que el acusado es probablemente el responsable de ella. Esta teoría está experimentando una rápida aplicación en el campo de la responsabilidad por productos médicos, donde ha sido utilizada para exigir responsabilidades a sectores enteros de la industria farmacéutica. *Sindell vs. Abbott Laboratories*, 26 Cal. 3d 588, 607 P. 2d 924, 163 Cal Rptr. 132 (1980) (responsabilidad de los fabricantes de dietilstilbesterol). No obstante, es poco probable que sea ampliada al campo de la regeneración de agua residual, por dos razones: 1) ha sido considerada tradicionalmente inaplicable a nuevas industrias, ya que no se tiene suficiente conocimiento de los peligros derivados de una explotación no negligente y 2) es cuestionable en el campo de la regeneración de agua residual debido al número de factores que podrían provocar la contaminación a pesar de haber adoptado el cuidado necesario. Véase Brown y Weinstock, *Legal Issues, supra*, nota 30, para una cita de casos en los que *res ipsa loquitur* fue utilizada para determinar la culpa en el suministro de agua de abastecimiento.
34. *Byrne vs. City and County of San Francisco*, 113 Cal. App. 3d 731, 170 Cal Rptr. 302 (1980); *Vesely vs. Sager*, 5 Ca. 3d 153, 486 P. 2d 151, 95 Cal. Rptr. 623 (1971).
  35. Véase el análisis realizado sobre la exención de responsabilidad pública. En general, la inspección incorrecta de una propiedad no da lugar a responsabilidad de entidades públicas.
  36. Puede obtenerse indemnización no sólo por lesiones personales sino también por daños producidos únicamente a la propiedad, tales como daños al cultivo. Una lesión puramente económica, tal como la pérdida de capacidad de negociación debido al reducido valor del agua, no es indemnizable de acuerdo con esta teoría. *Seely vs. White Motor Co.*, 63 Cal. 2d 9, 19, 403 P. 2d 145, 45 Cal. Rptr. 17 (1965). *Gherna vs. Ford Motor Co.*, 246 Cal. App. 2d 639, 649, 55 Cal. Rptr. 94 (1965); *Elmore vs. American Motors Corp.*, 70 Cal. 3d 578, 451 P. 2d 84, 75 Cal. Rptr. 652 (1969).
  37. *Greenman vs. Yuba Power Products*, 59 Cal. 2d 57, 377 P. 2d 897, 27 Cal. Rptr. 697 (1963).
  38. Para determinar si un diseño es defectuoso, es necesario realizar una valoración comparativa de los aspectos positivos del diseño y del riesgo de perjuicio que éste presenta. *Barker vs. Lull Engineering Co.*, 20 Cal. 3d 413, 573 P. 2d 443, 143 Cal. Rptr. 225 (1978). Teniendo en cuenta que la producción adecuada de agua residual crea beneficios económicos que deben contrarrestar el coste de los casos aislados de daños, es posible que los tribunales no llegaran a encontrar que el "diseño" es defectuoso; en este caso, no se aplicaría la responsabilidad objetiva. No obstante, las teorías de la negligencia y de las garantías seguirían siendo aplicables. Un tercer tipo de "defecto" del producto está siendo introducido en la responsabilidad estricta de los productos, a partir de la regulación de la culpa, mediante una combinación de mala conducta médica y responsabilidad del producto. De acuerdo con esta teoría, un producto, tal como una medicina, que no sea defectuoso ni en su fabricación ni en su diseño puede a pesar de todo ser considerado defectuoso por no contener las adecuadas advertencias de los posibles peligros. *Fogo vs. Cutter*

- Laboratories, Inc.*, 68 Cal. App. 3d 744, 137 Cal. Rptr. 417 (1977). Es concebible que esta circunstancia sea aplicable al caso del agua residual regenerada. No obstante, las Directrices de los Servicios Sanitarios deberían satisfacer cualquier exigencia relativa a una orientación y advertencia adecuadas.
39. El agua residual regenerada puede haber sido considerada un "bien" a efectos del régimen jurídico de garantías. Véase más abajo, en la nota 40, *Voth vs. Wasco Public Utility District*.
  40. *Fogo vs. Cutter Laboratories, Inc.*, *supra*, 68 Cal. App. 3d 744, note 38. La legislación sobre garantías viene regida principalmente por el California Water Code Sections 2312-2317 (West, 1964). La definición de bien que aparece en el Código no excluye al agua residual (sección 2105: "todos los bienes muebles en el momento de su identificación en el contrato de venta..."), pero no hay una decisión definitiva de los tribunales. Aunque parece que en un caso se acepta la aplicabilidad de la teoría del régimen de garantías a una demanda por daños al cultivo causados por el agua residual, el tema no fue resuelto directamente por el tribunal. *Voth vs. Wasco Public Utility District*, 56 Cal. App. 3d 353, 128 Cal. Rptr. 608 (1976).
  41. *Voth vs. Wasco Public Utility District*, *supra*, 56 Cal. App. 3d 353, note 40, at 359, indica que el agua residual regenerada suministrada como parte del contrato de arrendamiento del terreno perteneciente a la entidad de tratamiento de agua residual estaría sometida a las garantías contenidas en el Código.
  42. No es necesario que el comprador haya confiado en estas garantías como fundamento de la negociación. Cualquier representación de hecho por parte del vendedor queda entretejida en el "tejido del acuerdo". *Hauter vs. Zogarts*, 14 Cal. 3d 104, 115, 534 P. 2d 377, 120 Cal. Rptr. 681 (1975).
  43. La garantía implícita de comercialidad se pone de manifiesto cuando el vendedor es un comerciante que negocia con bienes del tipo de los vendidos en el contrato en cuestión. No existe la menor duda de que si el agua residual regenerada es un bien, la instalación que la vende será considerada como un comerciante. Véase Brown y Weinstock, *Legal Issues*, *supra*, note 30, at 282. Esta garantía se infringe si el agua residual regenerada no es idónea para los fines ordinarios del riego. Un agua residual que cumple las normas de calidad reglamentarias debería satisfacer la garantía de comercialidad.
  44. *Hauter vs. Zogarts*, *supra*, 14 Cal. 3d 104, note 42, at 119-120.
  45. California Governmental Code Sections 810-996.6 (West, 1980).
  46. California Governmental Code Sections 815 (West, 1980). El término entidad pública incluye al Estado, a los miembros de la Junta de Gobierno de la Universidad de California, a los condados, a las ciudades, a los distritos, a las autoridades públicas, a los organismos públicos y a cualquier otra subdivisión política o corporación pública dentro del Estado. California Governmental Code Section 811.2 (West, 1980). Un distrito sanitario es una entidad pública. *Ambrosini vs. Alisal Sanitary District*, 154 Cal. App. 2d 720 (1957).
  47. California Governmental Code Section 814 (West, 1980). Esta sección establece también que nada de lo contenido en el Código confiere responsabilidad por otra causa que no sea un daño monetario. Puede acudir siempre a los interdictos y a los juicios declarativos.

48. California Governmental Code Section 814.2 (West, 1980).
49. Véase Brown y Weinstock, *Legal issues, supra*, note 30, at 290-291.
50. California Governmental Code Section 815.6 (West, 1980).
51. *Morris vs. County of Marin*, 18 Cal. 3d 901, 559 P. 2d 606, 136 Cal. Rptr. 251 (1977) (al condado se le responsabilizó de no haberse asegurado que los contratistas poseían una póliza de seguros adecuada para sus trabajadores, antes de concederles el permiso de construcción. Dicha póliza de seguros era un prerrequisito para la concesión del permiso de construcción. El condado no era competente para eximirles). El punto clave es saber si el órgano regulador tiene la potestad de permitir que la actividad continúe con independencia de que se haya cumplido el requisito reglamentario.
52. California Governmental Code Sections 818.6, 821.4 (West, 1980). Esto no es aplicable a las propiedades de la propia entidad.
53. California Governmental Code Section 815.2 (West, 1980).
54. California Governmental Code Section 820 (West, 1980).
55. *Johnson vs. California*, 69 Cal. 2d 782, 447 P. 2d 352, 73 Cal. Rptr. 240 (1968).
56. California Governmental Code Section 830.5 (West, 1980).
57. California Governmental Code Section 954.4 (West, 1980).
58. California Governmental Code Sections 910-913.2 (West, 1980). La definición del momento en que aconteció el supuesto objeto del litigio viene determinado por los mismos factores que en el caso de las demandas contra particulares. California Governmental Code Section 901 (West Supp., 1984). Esto puede dar lugar a una extensión considerable de tiempo, ya que las demandas por lesiones personales o por daños a la propiedad no se dan por ocurridos hasta que no hayan sido descubiertos utilizando un grado razonable de diligencia. En la querrela de DES, este plazo fue de más de veinte años. Además, si la demanda por daños a la propiedad o a los cultivos se basa en un contrato, será aplicable el período más largo del contrato, en lugar del período de lesiones. *Voth vs. Wasco Public Utility District, supra*, 56 Cal. App. 353, note 40.
59. California Civil Code Section 1668: *Contracts Contrary to Policy of Law*, (West, 1973).
60. Contrato de arrendamiento de la Ciudad de Lodi, 1976; el contrato de arrendamiento entre Lake Arrowhead Sanitation District y Hesperia Enterprises, Inc., 1977; *Agreement for Allocation of Costs and Use of Reclaimed Water* entre Carmel Valley County Sanitation District y Carmel Valley Ranch, 1981.
61. *Erickson vs. Sears, Roebuck & Co.*, 240 Cal. App. 2d 793, 59 Cal. Rptr. 143 (1966). (escalera vendida con instrucciones de no usar en superficies blandas); *Garcia vs. Joseph Vince Co.*, 84 Cal. App. 3d 868, 148 Cal. Rptr. 843 (1978) (máscara de esgrima vendida para uso con floretes despuntados). El fundamento lógico de esta defensa es que la utilización imprevisible del usuario, y no un defecto en la calidad del producto, es la causa responsable de las lesiones.
62. California Governmental Code Section 815.6 (West, 1980). Véase el análisis contenido en la sección sobre inmunidad gubernamental.
63. *Smith vs. Dhy-Dynamic Co.*, 31 Cal App. 3d 852, 107 Cal. Rptr. 907 (1973).

64. Un regante prudente pondría probablemente objeciones a una cláusula de asunción que exculpara completamente a la instalación de tratamiento de cualquier responsabilidad por no cumplir las normas de calidad acordadas contractualmente. El contrato utilizado por la ciudad de Petaluma en 1981 sugiere una distribución equitativa del riesgo. De acuerdo con este contrato, la instalación accede a notificar al comprador si el agua no satisface las normas de calidad químicas especificadas. El comprador sólo asume el riesgo del daño ocurrido después de la notificación.
65. California Commercial Code Section 2316 (West, 1964).
66. California Commercial Code Section 2719 (West Supp., 1984).
67. La siguiente renuncia fue considerada suficiente para excluir la garantía de idoneidad, pero no la garantía de comercialidad: "El vendedor no ofrece garantía de ningún tipo, expresa o implícita, relativa al uso de este producto. El comprador asume todo el riesgo derivado de su uso o manejo, con independencia de la observancia de las instrucciones". *Burr vs. Sherwin Williams Co.*, 42 Cal. 2d 682, 628 P. 2d 1041 (1954).
68. El código también permite la renuncia de todas las garantías implícitas mediante la venta "tal como es" o "con todos los defectos". California Commercial Code Section 2316 (3)(a). Esto es claramente inaplicable a la venta de agua residual tratada. No obstante, si en el curso de la negociación o del comercio, ciertos riesgos son habitualmente asumidos por el comprador, esta costumbre evitará que puedan considerarse implícitas unas garantías contrarias. California Commercial Code Section 2316 (3)(a). Por todo ello, si se trata de un riesgo conocido por todo el mundo y es habitual que ciertos riesgos recaigan sobre el regante, es posible que al proveedor no se le haga responsable de las lesiones provocadas por estos riesgos de acuerdo con una garantía implícita. Es mucho más seguro expresar todas las limitaciones aplicables a las garantías.
69. *Dorman vs. International Harvester Co.*, 46 Cal. App. 3d 11, 120, Cal. Rprt. 516 (1975). (La renuncia fue ineficaz par impedir la demanda sobre la garantía implícita de idoneidad debido a que no era suficientemente evidente, a pesar de que estaba colocada cerca de donde el comprador estampó su firma y estaba escrita con letra de tamaño ligeramente mayor). El Commercial Code no exige que una renuncia de garantías *explícitas* sea colocada separadamente al texto del contrato. Sí requiere la notificación al comprador. Considerando que el ámbito de las garantías implícitas en la venta de agua residual tratada no ha sido puesto a prueba todavía, y dado que estos contratos de venta serán probablemente elaborados en detrimento del vendedor (véase el análisis del texto que aparece a continuación), sería prudente ignorar esta distinción sutil entre renunciaciones de garantías expresas e implícitas, e imprimir con letra negrita cualquier renuncia.
70. *Hauter vs. Zogarts, supra*, 14 Cal. 3d 104, note 42; *Dorman vs. International Harvester Co., supra*, 46 Cal. App. 3d 11, note 69.
71. California Civil Code Section 1668 (West, 1973): *Contracts Contrary to Policy of Law*: "Todos los contratos que tiene por objeto, directa o indirectamente, eximir a alguien de la responsabilidad de .... infringir la ley, tanto de forma voluntaria como inconsciente, son contrarios al espíritu de la ley". El tribunal federal de apelación del sexto circuito, en aplicación de

- la legislación de California, determinó que la sección 1668 prohibía el rechazo de una garantía expresa de germinación de semillas, atendiendo a lo establecido de acuerdo con las normas de certificación de la California Seed Law. *Agricultural Service Association, Inc. vs. Ferry-Morse Seed Co.*, 551 F. 2d 1057 (6th Circuit 1977). Véase Callahan, *The Effect of Warranties on Seed Sales*, 11 Universidad de California en Davis, Law Review, 335 (1978).
72. California Commercial Code Section 2719 (West Supp., 1984): *Contractual Modification or Limitation of Remedy*. La ley permite al vendedor limitar las indemnizaciones que puedan solicitarse en materia de infracción de garantías. A pesar de ello, el comprador puede presentar una demanda en base a la teoría de responsabilidad objetiva o negligencia. Existe la posibilidad de que una cláusula de limitación del resarcimiento pueda también abarcar una infracción imprudente de garantías, incluso si se trata de infracción negligente de una garantía impuesta por ley. A los vendedores no se les ha permitido tradicionalmente *renunciar* a la responsabilidad por negligencia, aunque en unas pocas decisiones relativas a partes comerciales sofisticadas esas renunciaciones han sido apoyadas. Véase *Delta Airlines Inc. vs. Douglas Aircraft Co.*, 238 Cal. App. 2d 95, 47 Cal. Rptr. 518 (1965); *Southern California Edison Co. vs. Harnischfeger Corp.*, 120 Cal. App. 3d 842, 175 Cal. Rptr. 67 (1981). Aunque la California Civil Code Section 1668 prohíbe las renunciaciones por negligencia relativas a garantías de calidad del agua impuestas por ley, es posible que pudieran apoyarse cláusulas de limitación de resarcimiento relativas a la infracción negligente de estas garantías, al menos en los contratos comerciales. Por lo tanto, es aconsejable que, en lo referente a las cláusulas de limitación de resarcimiento, se especifique que éstas son aplicables a las infracciones tanto negligentes como no negligentes de las garantías.
73. *Lemat Corp. vs. American Basketball Association*, 51 Cal. App. 3d 267, 124 Cal. Rptr. 388 (1975), concluyó que la California Civil Code Section 1668 no impide el traspaso de responsabilidad del pago de daños mediante indemnización, ya que esto no exime a una parte de la responsabilidad primaria. El mismo razonamiento serviría para fundamentar la limitación de la reparación legal, siempre que esa limitación no llegue a convertirse a efectos prácticos en una exención.
74. California Commercial Code Section 2719 (West Supp., 1984), Uniform Commercial Code Comment 1.
75. Parecería que la exigencia del valor substancial pudiera ser satisfecha limitando los daños al valor del precio del contrato de agua residual, o posiblemente incluso a uno menor. En la venta de las semillas de un cultivo, actividad comercial análoga a la venta de agua residual para riego agrícola, los tribunales han apoyado limitaciones de garantías que admiten solamente la devolución del coste de las semillas, a pesar de que los daños hayan llegado a alcanzar la pérdida de una cosecha. Para conocer otro punto de vista, véase Callahan, *The Effect of Warranties on Seed Sales*, *supra*, nota 71, en la que el autor argumenta en contra de la evidencia de que, según la California Commercial Code Section 2719, el resultado debería ser diferente.
76. California Commercial Code Section 2725 (West Supp., 1984).

77. De forma diferente a lo que ocurre con la demanda por responsabilidad extracontractual, las demandas por garantías están referidas a la fecha en que fueron infringidas y no a la fecha en que fueron descubiertas. El hecho de que el daño no sea manifiesto no permitiría al demandante extender estas fechas en un proceso llevado a cabo según el Código Comercial. California Commercial Code Section 2725 (2) (West Supp., 1984).
78. *Seely vs. White Motor Co.*, *supra*, 63 Cal. 2d 9, note 36, at 17. El vendedor es siempre potencialmente responsable ante terceras partes lesionadas, de acuerdo con la doctrina de defecto de diseño y garantías expresas, ya que las cláusulas de asunción de riesgo y de limitación de garantías sólo restringen las demandas que puedan ser presentadas por el comprador. Además, las terceras partes pueden presentar una demanda sobre tratamiento negligente o confianza negligente por parte del vendedor.
79. *American Motorcycle Association vs. Superior Court*, 20 Cal. 3d 578, 578 P. 2d 899, 146 Cal. Rptr. 182 (1978); *Rossmoor Sanitation, Inc. vs. Pylon, Inc.*, 13 Cal 3d 622, 532 P. 2d 97, 119 Cal. Rptr. 449 (1975).
80. Véase la nota 73.
81. *S. C. M. Corp. vs. U.S. Slicing Machine Co.*, 73 Cal. App. 3d 49, 140 Cal. Rptr. 559 (1977); *Rossmoor Sanitation, Inc. vs. Pylon, Inc.*, *supra*, 13 Cal. 3d 662, note 79. Si una cláusula de resarcimiento no cubre explícitamente la negligencia de la parte indemnizada, se considera una "Cláusula general" y no será ejecutada si la parte indemnizada ha sido algo más que pasivamente imprudente. La imprudencia pasiva consiste meramente en la falta de actuación, tal como la incapacidad de descubrir una situación de peligro creada por otros; la imprudencia activa es una actuación que da lugar a una situación de peligro. El contrato que aparece en el Anexo C de la publicación *Evaluación de Proyectos de Riego Agrícola Utilizando Agua Regenerada* (Oficina de Reciclado de Agua, Consejo de Lucha Contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California, 1981) contiene una cláusula general de resarcimiento de este tipo: "----- asume toda la responsabilidad por daños" y "acuerda no exigir ninguna responsabilidad al Distrito...". Esto permitiría una indemnización basada en imprudencia pasiva. Una previsión similar en el sentido de considerar a una de las partes libre de responsabilidad "en cualquier demanda ante los tribunales", "en todas las demandas por daños" y "por sea cual sea la causa" ha sido ineficaz cuando la parte que había prometido indemnizar ha probado la existencia de imprudencia activa por la otra parte. La desventaja de una cláusula general consiste en incitar al litigio, por iniciativa de la compañía de seguros de la parte que debe indemnizar, en base a la posible existencia de imprudencia activa.
82. *Williams vs. Walker-Thomas Furniture Co.*, 350 F. 2d 445 (D.C. Circuit 1965).
83. Véase *Dorman vs. International Harvester Co.*, *supra*, 46 Cal. App. 3d 11, note 69; *Tunkl vs. Regents of University of California*, 60 Cal. 2d 92, 383 P. 2d 441, 32 Cal. Rptr. 33 (1963).
84. *Beynon vs. Gardon Grove Medical Group*, 100 Cal. App. 3d 702, 161 Cal. Rptr. 146 (1980); *Weaver vs. American Oil Co.*, 276 N.E. 2d 144 (1971).
85. Benson, Barbara (1982). *Agricultural Irrigation with Treated Wastewater in California: Contractual Allocation of Public Health Risks*. Sin publicar en la

fecha de redacción de este capítulo; manuscrito presentado en la Law Review Office de la Universidad de California en Davis.

86. Véanse por ejemplo los contratos de arrendamiento utilizados por la Ciudad de Lodi. La mayoría de los contratos examinados no consideran el tema de la responsabilidad. Uno de ellos trata de atribuir toda la responsabilidad al comprador/arrendatario mediante una cláusula de resarcimiento redactada en términos generales. Si una tercera parte hubiera interpuesto una demanda, es muy probable que la compañía de seguros del comprador/arrendatario habría rechazado la responsabilidad, basándose en la existencia de una cláusula de resarcimiento demasiado amplia y general.

# CAPÍTULO 12

---

## DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: EL NITRÓGENO Y EL FÓSFORO

F. E. Broadbent y H. M. Reisenauer

### NITRÓGENO

#### Introducción

El riego con agua residual suscita una considerable preocupación ante la posibilidad de que las aguas de abastecimiento público lleguen a contaminarse con nitratos, provocando así un aumento del riesgo de metamoglobinemia entre la población infantil. Aunque la incidencia de la metamoglobinemia, o enfermedad de los niños azules, es muy baja en los Estados Unidos, el Servicio de Salud Pública ha establecido un límite de 10 mg/l  $\text{NO}_3\text{-N}$  para la concentración máxima permisible en las aguas de bebida.

El riesgo de contraer esta enfermedad se basa en la posibilidad de que los nitratos sean reducidos químicamente a nitritos en el estómago de los niños de menos de 6 meses. Una vez absorbidos por el sistema circulatorio, estos nitritos pueden combinarse con la hemoglobina de la sangre, reduciendo así su capacidad de transporte de oxígeno. Por otra parte, los adultos son mucho menos susceptibles a esta enfermedad que los niños pequeños. Aunque la metamoglobinemia es mucho más frecuente en los animales rumiantes que en las personas, su incidencia está generalmente asociada con unas concentraciones elevadas de nitratos en el forraje y no con el agua de bebida.

Aparte del posible riesgo de contaminación de las aguas subterráneas que la presencia de nitratos puede provocar, hay que resaltar el gran interés que tiene reciclar la mayor parte del nitrógeno contenido en el agua residual, por ser éste un nutriente esencial para la producción de alimentos y de fibras. En este sentido, la reutilización del nitrógeno representa así mismo una forma de conservación energética.

## **Formas del Nitrógeno en las Aguas Residuales**

Las especies químicas del nitrógeno normalmente presentes en un agua residual son: el nitrógeno orgánico, el amoníaco y el nitrato; así mismo, un agua residual puede contener pequeñas concentraciones de nitritos. La proporción relativa de estas diversas formas varía según el origen del agua residual y de la serie de tratamientos a que ésta ha sido sometida. El amoníaco es la especie predominante en la mayoría de los casos, con concentraciones que oscilan entre 5 y 40 mg N/l. La fracción de nitrógeno orgánico, bien sea en forma soluble o de pequeñas partículas, engloba una mezcla compleja de sustancias tales como aminoácidos, azúcares aminados y proteínas. Todas estas sustancias son fácilmente convertibles en amoníaco por acción de los microorganismos presentes en la propia agua residual o en el suelo sobre el que ésta se vierte, siendo la conversión en el suelo mucho más rápida que en la propia agua. La fracción de nitrógeno orgánico representa menos de la mitad de todo el nitrógeno presente en un agua residual, a excepción de las aguas residuales de la industria agroalimentaria. Por otra parte, las concentraciones de nitratos pueden oscilar entre 0 y más de 30 mg N/l. Cuando un agua residual es sometida a un tratamiento aerobio, una parte del amoníaco presente en el agua será convertido normalmente en nitratos por acción de las bacterias nitrificantes.

## **Retención del Nitrógeno en el Suelo**

El amoníaco presente en el agua residual puede volatilizarse parcialmente cuando el pH es superior a 7,0. Determinados tipos de minerales arcillosos presentes normalmente en California, especialmente en suelos sometidos a un considerable hinchamiento y contracción durante ciclos de humedad y sequedad, tienen la capacidad de retener iones amonio entre su retícula cristalina. Los iones amonio retenidos de este modo no son desplazados fácilmente por otros cationes presentes en el agua intersticial, tales como el calcio, el magnesio o el sodio, ni tampoco son accesibles a las bacterias nitrificantes. Aunque este proceso puede retener una parte de todo el nitrógeno amoniacal aportado a un suelo, sus efectos sobre el balance de nitrógeno no serán importantes a largo plazo.

Al igual que ocurre con otros cationes presentes en el agua residual, los iones amonio pueden ser adsorbidos por las arcillas cargadas negativamente y por los coloides orgánicos del suelo. Al contrario de lo que ocurre con el amonio retenido en el suelo, los iones amonio adsorbidos pueden ser fácilmente intercambiados por otros iones presentes en el agua intersticial. A excepción de los suelos muy arenosos, la capacidad de los suelos para adsorber amonio es suficiente para retener todo el amonio aportado en una sola aplicación lenta de agua residual realizada en las proximidades de la superficie del terreno.

Así, por ejemplo, suponiendo que el agua residual contiene una concentración relativamente alta de amonio, de 50 mg N/l, que la cantidad de agua utilizada es de 75 mm y que la aplicación se realiza sobre un suelo con una capacidad de intercambio iónico relativamente baja de 2 meq/100 g, solamente será necesario un 3,8% de la capacidad de intercambio de los 5 cm superficiales del suelo para que todo el amoníaco quede retenido. Por esta razón, es poco

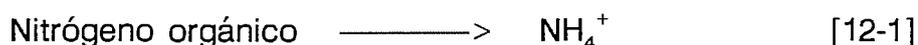
probable que llegue a producirse una acumulación progresiva de ión amonio en los suelos. Además, la adsorción del ión amonio es siempre temporal, pudiéndose prolongar entre unos días y varias semanas; el amonio adsorbido es fácilmente oxidado por las bacterias nitrificantes que, al convertirlo en nitrato, lo transforman en una especie móvil y capaz de alejarse rápidamente desde el punto de adsorción, por acción del flujo de agua subterránea o de la difusión.

La utilización de cantidades de agua riego considerablemente superiores a los 25 a 100 mm/semana normalmente empleadas en los riegos de baja intensidad puede dar lugar a la saturación de la capacidad de adsorción de amonio de los suelos, lo que puede provocar el desplazamiento del ión amonio hasta considerables profundidades del perfil del suelo.

Otro mecanismo de retención temporal del amonio es su asimilación por los microorganismos del suelo. La inmovilización neta del amonio por los microorganismos tiene lugar en presencia de restos de materia orgánica degradable con bajo contenido de nitrógeno. Cuando el riego con agua residual se realiza tras la incorporación de restos de materia vegetal, la inmovilización de nitrógeno puede llegar a representar hasta 56 kg/ha, aunque lo más normal es que alcance un valor entre 22 y 45 kg/ha. La inmovilización sólo tiene lugar normalmente durante las 2 ó 3 primeras semanas del proceso de descomposición de los restos del cultivo.

### Transformaciones del Nitrógeno en el Suelo

El nitrógeno contenido en un agua residual experimenta en el suelo tres transformaciones especialmente importantes. La primera consiste en la mineralización del nitrógeno orgánico a ión amonio:



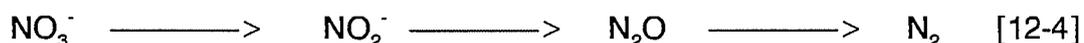
En esta transformación participan un amplio grupo de diferentes microorganismos, tanto aerobios como anaerobios. Como se ha mencionado anteriormente, las concentraciones relativamente bajas de nitrógeno orgánico son rápidamente convertidas en amonio tras su vertido en el suelo. Al proceso de mineralización le sigue el de nitrificación:



La primera de estas reacciones la llevan a cabo bacterias del género *Nitrosomonas* y similares, mientras que la segunda la realizan las bacterias del género *Nitrobacter* y similares. Aunque estas bacterias están presentes en el

suelo casi de forma universal, sus concentraciones pueden ser muy bajas en el subsuelo o en los suelos arenosos secos. Por este motivo, el riego de este tipo de suelos con un agua residual que contenga amonio dará lugar a una acumulación de bacterias nitrificantes, a pesar de que sus concentraciones máximas no lleguen a alcanzarse hasta varias semanas después. La nitrificación es normalmente rápida en suelos regados con regularidad, a menos que la temperatura sea muy baja. Las tasas de nitrificación varían entre 6 y 78 kg/ha.día. Por lo tanto, el amonio contenido en 76 mm de un agua de riego cuya concentración sea de 50 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$  representa una aportación de 38 kg N/ha, que será nitrificada en menos de una semana.

La desnitrificación es otro importante proceso de transformación del nitrógeno en el suelo. A pesar de que la serie de transformaciones que experimenta el nitrógeno en un suelo aerobio tiene como resultado final el ión nitrato, éste puede ser reducido a su vez a  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{N}_2$  cuando el oxígeno sea limitante y exista materia orgánica degradable que proporcione la energía necesaria para el proceso. Los microorganismos responsables de la desnitrificación son bacterias anaerobias facultativas que utilizan normalmente oxígeno del aire para su metabolismo, pero que pueden usar nitrato como aceptor de electrones cuando la concentración de oxígeno es muy baja. Los pasos intermedios de esta transformación son los siguientes:



Aunque tanto el  $\text{N}_2\text{O}$  como el  $\text{N}_2$  son gases y, por lo tanto, pueden escapar del suelo, la forma nitrogenada predominante es el  $\text{N}_2$ .

Las bacterias desnitrificadoras son microorganismos presentes comúnmente en el suelo, donde alcanzan una gran profusión. Las tasas de desnitrificación dependen principalmente del suministro de materia orgánica disponible y, en menor grado, del estado de aireación del suelo, siempre que la concentración de nitratos disponibles para ser reducidos no sea limitante. Aunque teóricamente se necesitan 1,3 unidades de carbono degradable por cada unidad de nitrato-N desnitrificado, la proporción necesaria en un sistema natural puede ser algo superior a ésta, debido a que muchos otros microorganismos heterotróficos compiten con las bacterias desnitrificadoras para utilizar los substratos orgánicos.

Para que la materia orgánica presente en una agua residual pueda ejercer una influencia significativa sobre la tasa de desnitrificación, es necesario que su concentración sea suficientemente elevada. Esto sólo ocurre normalmente en las aguas residuales con una gran demanda bioquímica de oxígeno, como las generadas por las industrias conserveras. Por otra parte, las capas superficiales del suelo son las que con frecuencia poseen un mayor contenido de materia orgánica, con una disponibilidad superior generalmente a la contenida en las capas del subsuelo. Esto significa que las mayores tasas de desnitrificación tendrán lugar probablemente en las capas próximas a la superficie del suelo. Así, por ejemplo, Rolston y cols. (1978) observaron que las tasas máximas de producción de  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{N}_2$  se registraban en los 10 cm superiores del suelo.

La concentración de oxígeno en las proximidades de la superficie del suelo puede ser lo suficientemente baja como para permitir el desarrollo del proceso de desnitrificación. Basta para ello que el suelo experimente condiciones anaerobias restringidas, temporal o espacialmente, como las provocadas en la práctica cuando un suelo permanece saturado de agua durante períodos de riego o de lluvia, ya que esto favorece la expulsión del oxígeno contenido en sus poros. De modo similar, determinadas zonas de un suelo no saturado pueden alcanzar niveles deficitarios de oxígeno cuando la tasa de consumo es superior a la tasa de renovación, circunstancia que se registra especialmente en los poros más pequeños. Se ha podido observar la existencia de desnitrificación en muchos suelos considerados como bien aireados. Una capa de suelo que dificulte el drenaje dentro del perfil de un suelo puede facilitar la existencia de desnitrificación.

La cantidad de nitrógeno que se pierde mediante desnitrificación puede variar entre una cantidad nula y un 90% del nitrógeno aportado, dependiendo de las propiedades del suelo y del tipo de gestión que se realice con el agua. En general, los suelos de textura gruesa, bien drenados y con bajo contenido de materia orgánica, tienen una escasa capacidad de desnitrificación. Los suelos franco-arenosos y los suelos francos tienen una capacidad de desnitrificación intermedia, mientras que los suelos de textura fina, tales como los suelos franco-limosos, los franco-arcillosos y los arcillosos tienen una gran capacidad de desnitrificación.

La presencia de una capa de suelo con drenaje insuficiente incrementa las posibilidades de que se produzcan pérdidas por desnitrificación. Lund y Wachtel (1979) han clasificado una serie de suelos de California de acuerdo con su capacidad de desnitrificación. Desde el punto de vista práctico, la desnitrificación puede desprejarse en suelos con capacidad baja; sin embargo, en suelos de capacidad intermedia, es posible registrar pérdidas de nitrógeno del 10 al 20%, mientras que en suelos de capacidad alta las pérdidas pueden alcanzar entre el 20 y el 40%. A este respecto hay que señalar que las pérdidas por desnitrificación guardan una relación directa con la frecuencia del riego y que, por lo tanto, para reducir al mínimo las pérdidas por desnitrificación es recomendable realizar el menor número posible de riegos.

### **Volatilización del Amoníaco**

El carácter generalmente alcalino de las aguas residuales hace que parte del nitrógeno amoniacal que éstas contienen pueda perderse a la atmósfera cuando el riego se realiza mediante aspersores y, en menor proporción, cuando el riego es superficial. Henderson y cols. (1955) han estimado que las pérdidas de amoníaco por volatilización durante el riego por aspersión de un agua con un pH comprendido entre 7,5 y 8,5 podrían ascender hasta un 20% de la cantidad total de amoníaco añadida. La posibilidad de que el amoníaco gaseoso quede adsorbido en las superficies de las hojas o en el suelo puede hacer que estas pérdidas sean incluso menores.

### Asimilación por las Plantas del Nitrógeno Añadido

El destino final del nitrógeno aportado por las aguas residuales depende principalmente de la proporción de nitratos presente en la disolución que percola a través de las capas del suelo, donde éstos son interceptados y absorbidos por las plantas. Así, por ejemplo, Kardos y Sopper (1973) observaron que el vertido de un efluente de agua residual en un bosque y en terrenos de cultivo, utilizando una intensidad de 25 mm/semana durante 6 años, no hizo que la concentración de nitratos en el suelo sobrepasara la norma de 10 mg NO<sub>3</sub>-N/l establecida por el Servicio de Salud Pública, mientras que la utilización de una intensidad de riego de 50 mm/semana hizo que se sobrepasara dicha norma.

Los cultivos no utilizan todo el nitrógeno inorgánico presente en la zona radicular. La fracción de nitrógeno asimilada depende del tipo de planta, de la profundidad y la distribución de las raíces, de la fase de crecimiento, de la velocidad de percolación del agua en la zona radicular y de otros diversos factores. En general, la asimilación del nitrógeno aportado tiene una eficiencia que no supera normalmente al 50%, siendo con frecuencia inferior a dicho valor. La Tabla 12.1 muestra la eficiencia de asimilación del nitrógeno de varios cultivos importantes de California bajo un régimen de fertilización convencional; no obstante, estos valores pueden ser algo superiores a los que se obtendrían utilizando una fuente difusa y diluida de nitrógeno, como ocurre cuando se riega con agua residual.

Tabla 12.1 Eficiencia de asimilación del nitrógeno de diversos cultivos realizados en California.

Tipo de cultivo	Aporte de nitrógeno kg/ha	Nitrógeno asimilado %
Maíz	180	56
Remolacha azucarera	135	47
Tomate	112	64
Patata	270	39
Arroz	90	34

Otra circunstancia a tener en cuenta es que el suelo necesita una mínima concentración de nitratos para satisfacer las necesidades de las plantas. Broadbent y Rauschkolb (1977) observaron una concentración de 10 a 13 mg NO<sub>3</sub>-N/l en el agua intersticial de la zona situada debajo de las raíces de plantas de maíz sin fertilizar y sometidas a deficiencia de nitrógeno. Las hierbas, especialmente las de tipo perenne, suelen tener una mayor eficiencia de asimilación del nitrógeno que los cultivos agrícolas. La mayor parte de los

cultivos se realizan de modo que una parte del nitrógeno de la planta será reciclado en el propio suelo, permitiendo así que éste pase en último término a disposición del cultivo siguiente. En algunos casos, la acumulación de raíces y de otros residuos de las plantas puede dar lugar, a largo plazo, a una acumulación importante de nitrógeno en el perfil del suelo, a medida que estos residuos se convierten en humus estable; así, por ejemplo, el riego con agua residual en una zona previamente no cultivada cerca de Bakersfield, California, hizo que se triplicara el contenido de nitrógeno el perfil del suelo (Broadbent, 1977). No obstante, el riego de un cultivo con agua residual no modificará prácticamente la concentración de nitrógeno orgánico del suelo en la mayor parte de los casos, debido a su escaso contenido de carbono orgánico.

Cuando el riego con agua residual se prolonga durante largos períodos de tiempo, los aportes de nitrógeno habrán de ajustarse debidamente, a fin de compensar la eliminación de nitrógeno producida a través de la porción de cultivo cosechada así como de las posibles pérdidas ocurridas a través de la volatilización y del lavado del suelo. La asimilación total de nitrógeno por parte de la planta puede ser considerablemente superior a la eliminación causada por la recogida de la cosecha, especialmente en el cultivo de árboles frutales. La Tabla 12.2, adaptada de Rauschkolb y cols. (1979) y de la publicación *Better Crops with Plant Food* (Potash and Phosphate Institute, 1979), proporciona valores representativos de la eficiencia de asimilación de los cultivos y de las tasas de eliminación de las cosechas, tanto de nitrógeno como de fósforo, referidos a una tonelada de producto recogido.

### Perdidas por Percolación en el Suelo

Los nitratos contenidos en el agua utilizada para regar un suelo son arrastrados por ésta en su proceso de percolación por el terreno, a menos que sean interceptados por las raíces de las plantas, inmovilizados por los microorganismos o desnitrificados. Los nitratos arrastrados por el agua de percolación pueden ser conducidos hasta cursos de agua superficial mediante las redes de drenaje, si éstas existen, o mediante el drenaje natural en terrenos de cierta pendiente. De otro modo, los nitratos serán arrastrados a través del perfil del suelo hasta alcanzar los acuíferos. Las pérdidas de nitrógeno por percolación dependen de la cantidad de agua utilizada para regar, de la evapotranspiración, del tipo de cultivo en cuestión y de las características del perfil del suelo.

Desde el punto de vista de la contaminación de las aguas, la cantidad total de nitrógeno perdida por percolación es mucho más importante que la propia concentración de nitratos del agua de riego, a pesar de que la atención preferente se ha centrado generalmente sobre la norma de calidad sanitaria del agua de bebida de 10 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$ . A este respecto hay que señalar la gran importancia que tiene evaluar la aportación de nitratos mediante su velocidad de emisión másica, es decir, la cantidad de  $\text{NO}_3\text{-N}$  perdida por percolación durante un determinado período de tiempo. Así puede comprenderse que la percolación de un pequeño volumen de agua, incluso con una elevada concentración de nitratos, será normalmente menos preocupante que la percolación de grandes volúmenes de agua con una menor concentración de nitratos.

Tabla 12.2 Asimilación característica de nitrógeno y de fósforo por diversos cultivos. Tomado de Rauschkolb y cols. (1979) y de la publicación *Better Crops with Plant Food* (Potash and Phosphate Institute, 1979).

Cultivo	Componente	Producción característica kg/ha	Eliminación, kg/kg de producto	
			N	P
<b>C u l t i v o s</b>				
Alfalfa	heno	13,0	32,5	2,7
Cebada	grano	4,5	21,0	3,6
	paja	5,6	8,5	1,4
Judías	judías secas	3,0	39,0	--
Maíz	grano	10,1	16,5	3,4
	ensilaje	56,0	4,5	--
	forraje	4,5	10,5	1,2
Algodón	semilla	1,9	38,5	11,2
	tallos	1,4	57,5	8,0
Avena	grano	3,0	21,0	--
Arroz	grano	7,4	15,5	--
	paja	7,8	5,0	--
Cártamo	grano	3,0	34,5	--
Sorgo	grano	4,5	21,0	3,3
	forraje	4,0	10,5	1,7
Soja	grano	28,0	67,0	6,0
	forraje	2,8	23,0	2,0
Remolacha azucarera	remolacha	67,2	2,0	0,1
	hojas	67,2	2,0	0,2
Trigo	grano	4,5	29,5	4,0
	paja	7,8	9,0	1,0
Mezcla de hierbas	heno	4,5	23,5	--
Pasto de regadío		4,5	17,0	--
<b>F r u t a s y f r u t o s s e c o s</b>				
Albaricoque	fruto	17,9	2,0	--
Cereza	fruto	9,0	2,5	--
Uvas	fruto	22,4	1,0	--
Melocotón	fruto	35,8	1,5	--
Pera	fruto	33,6	1,0	--
Ciruela	fruto	17,9	3,5	--
Ciruela pasa	fruto	17,9	3,5	--
Almendra	fruto seco	2,0	33,5	--
Nuez	fruto seco	2,2	26,5	--
Pomelo	fruto	24,6	2,0	--
Naranja	fruto	17,9	2,5	--
Limón	fruto	29,1	2,0	--
Aguacate	fruto	5,8	4,0	--
Aceituna	fruto	4,7	2,0	--
Fresa	fruto	42,6	2,0	--
<b>P r o d u c t o s h o r t í c o l a s</b>				
Brécol	cabezas	11,2	6,5	--
Zanahoria	raíces	42,6	2,0	--
Patata	tubérculos	44,8	4,0	--
Tomate	frutos	56,0	2,0	0,1
	parras	67,2	1,5	0,2
<b>C é s p e d e s</b>				
<i>Agrostis spp.</i>	---	4,9	34,5	--
<i>Cynodon Dactylon</i>	---	9,0	31,5	--
<i>Poa pratensis</i>	---	4,9	31,0	--
<b>M a t e r i a l e s c o m b u s t i b l e s</b>				
Pasta de madera (pino cortado)	madera	145 m <sup>3</sup>	168 kg/ha	15 kg/ha
	corteza y ramas	---	213 kg/ha	4,5 kg/ha

Letey y cols. (1979) midieron los volúmenes efluentes y las concentraciones de nitratos de las aguas provenientes de los sistemas de drenaje de diversos campos agrícolas comerciales de los Valles Imperial, de Coachella, de Ventura-Oxnard y de San Joaquín, en California. Los resultados obtenidos indican que la concentración de nitratos en los efluentes no guardaban una buena correlación con las tasas de aporte de nitratos, el volumen de efluente o las características del perfil del suelo. Sin embargo, la cantidad de nitrógeno percolado a través de los sistemas de drenaje guardaba una buena correlación con la cantidad de agua utilizada para regar y la cantidad de nitrógeno añadida. Las velocidades de emisión másica total de nitratos a lo largo de un determinado período de tiempo no pudieron ser estimadas a partir de las aguas recogidas por el sistema de drenaje. Los autores observaron así mismo que las emisiones de nitratos eran muy bajas en los cultivos de alfalfa, poniendo así de manifiesto la gran eficacia de esta planta para asimilar el nitrógeno añadido.

Existen pruebas considerables de que se está produciendo una acumulación de nitratos en las aguas subterráneas de California, como muestra el estudio de Nightingale (1972). Sin embargo, la contribución que el nitrógeno aportado superficialmente a los cultivos tiene en este proceso no ha podido ser definida con claridad. Tanto las concentraciones de nitratos como el movimiento del agua en los suelos están sometidos a una gran variabilidad espacial; esto hace que sea muy difícil calcular el flujo másico de nitratos a través del suelo. Rible y cols. (1979) estimaron la cantidad de nitratos que percola por debajo de la zona radicular en 83 puntos del centro y del sur de California mediante la siguiente ecuación:

$$N_d = \frac{(NO_3-N) \times D}{100} \quad [12-5]$$

donde:

$N_d$  = cantidad de nitrógeno percolado por debajo de la zona radicular, en kg N/ha.año

$NO_3-N$  = concentración de nitratos del agua de riego, en mg  $NO_3-N/l$

$D$  = volumen drenado anualmente, en mm/año

El valor de  $D$  se obtuvo mediante el producto del volumen de agua utilizada para regar y la fracción de agua de riego que percola en el terreno. Utilizando los datos de una serie seleccionada de puntos, cuyos aportes de agua y de nitrógeno eran conocidos con fiabilidad, los autores pudieron observar que las velocidades de emisión másica de nitrógeno guardaban una correlación directa tanto con las cantidades de nitrógeno añadidas como con los volúmenes de agua drenados, mientras que no pudieron detectar una correlación entre las concentraciones de nitratos y cualquiera de esos dos últimos factores.

Se ha podido observar que las características del perfil del suelo tienen una gran influencia sobre la cantidad de nitratos que percolan por debajo de la zona radicular. Lund y cols. (1974) obtuvieron una correlación significativa entre las concentraciones de nitratos en el suelo por debajo de la zona radicular y el contenido arcilloso de la parte superior del perfil del suelo. Los suelos con una velocidad de infiltración elevada suelen ser relativamente pobres en materia orgánica y no tienen tendencia a desarrollar las condiciones anóxicas que favorecen la desnitrificación. Estos suelos son normalmente arenosos y pueden carecer de capas que restrinjan el movimiento del agua. Lo más probable en estos casos es que gran parte de los nitratos percole a través del suelo, especialmente cuando el nitrógeno añadido sobrepasa de manera significativa la cantidad asimilada por el cultivo.

Por otra parte, los suelos arcillosos, o aquellos con capas de arcilla o discontinuidades en la textura de su perfil, sólo permiten normalmente un movimiento lento del agua y son, por lo tanto, mucho más propensos a desarrollar las condiciones anaerobias que propician las pérdidas por desnitrificación. Esto hace que la percolación de los nitratos sea mucho menor en un suelo de textura fina que en uno de textura gruesa, a igualdad de aportes de nitrógeno. Además, la proporción del nitrógeno añadido que llega a percolar aumenta a medida que lo hace el aporte de nitrógeno. Este fenómeno queda ilustrado por las velocidades de emisión másica registradas en columnas de suelo franco-arenoso de Panoche regadas con 76 mm de agua residual por semana durante varios meses. Cuando el agua utilizada para regar contenía 61 mg/l de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , los nitratos presentes en el efluente representaban un 83% del aporte de nitrógeno. Por el contrario, cuando el contenido de nitrógeno del agua residual era de 21 mg  $\text{NH}_4^+\text{-N/l}$ , solamente un 16% de esa cantidad aparecía como nitratos en el agua de drenaje (USEPA, 1977).

La cantidad de nitrógeno presente en el agua de drenaje obtenida en unas determinadas condiciones puede estimarse restando a la cantidad total de nitrógeno aportado la cantidad de nitrógeno utilizada por el cultivo, y ajustando el valor así obtenido mediante una estimación razonable del factor representativo de las pérdidas producidas por desnitrificación. La sección dedicada a las transformaciones del nitrógeno en el suelo ofrece una orientación estimativa de la magnitud de estas pérdidas, en función del tipo de textura del suelo.

## **FÓSFORO**

El uso de agua residual municipal tratada para regar cultivos comerciales es a la vez práctico y seguro, siempre que no se sobrepase la capacidad del sistema cultivo-suelo para retener los elementos nutritivos añadidos. Suponiendo que la concentración típica de fósforo en el agua es de 10 mg P/l y que un aporte aproximado de 9000 m<sup>3</sup>/ha de agua es representativa de las cantidades utilizadas durante una temporada de riego, el agua de riego suministra al suelo 90 kg P/ha, equivalentes a 206 kg/ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. Aunque ésta no es una tasa de fertilización excepcionalmente elevada, sí que es considerablemente superior a la tasa media de fertilización del Estado de California, tal como ilustra la Tabla

12.3; una tasa de fertilización como ésta puede provocar, por lo tanto, la contaminación tanto de las aguas subterráneas como de las aguas superficiales cuando se aplique durante varios años consecutivos a un cultivo con una escasa capacidad de eliminación de fósforo, como alguno de los indicados en la Tabla 12.2 (Iskandar y Syers, 1980; Latterell y cols., 1982).

Los fosfatos añadidos al suelo pueden ser absorbidos por el cultivo, acumulados en la fase sólida del suelo mediante reacciones de adsorción y precipitación, o escaparse del sistema con el agua de percolación, el agua de escorrentía y la erosión. El fósforo retenido mediante reacciones con el suelo y la absorción por parte de las plantas representa la fracción más importante de todo el fósforo añadido. Las cantidades de fósforo que se han podido detectar en las aguas de drenaje son pequeñas, inferiores generalmente al 3% de la cantidad añadida anualmente.

Tabla 12.3 Tasas de fertilización normalmente utilizadas en California. Tomado de Rauschkolb y Mikkelsen (1973).

Tipo o categoría de cultivo	Tasa normal de fertilización, kg/ha (porcentaje de superficie tratada)		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Cítricos y subtropical	154 (92%)	123 (16%)	88 (16%)
Cultivos cosechables	139 (84%)	65 (30%)	130 (4%)
Frutales y frutos secos	158 (80%)	88 (7%)	284 (9%)
Pastos	70 (12%)	39 (11%)	16 (<1%)
Césped	587 (92%)	139 (73%)	277 (77%)
Productos hortícolas	187 (96%)	96 (82%)	67 (57%)
Uvas	61 (79%)	30 (11%)	141 (10%)

Los estudios realizados sobre las reacciones que los fosfatos experimentan en los suelos agrícolas han puesto de manifiesto el importante papel que juegan los hidróxidos de hierro, de aluminio y de calcio. La evaluación de estos datos suele realizarse de forma práctica mediante isotermas de adsorción, que permiten relacionar la cantidad de fósforo adsorbido en unas condiciones determinadas en función de la concentración de fósforo presente en la fase acuosa. La más sencilla de estas isotermas es la isoterma de Freunlich:

$$P_r = k c^{1/n} \quad [12-6]$$

donde:

- $P_r$  = cantidad de fósforo retenido
- $c$  = concentración de fosfatos en la fase acuosa
- $k$  y  $n$  = constantes empíricas

No obstante, la retención de fósforo alcanzada en la práctica es menor que la obtenida mediante esa isoterma, pues es difícil que en la realidad se alcancen las condiciones de equilibrio que ésta presupone. El proceso de adsorción consta de una fase inicial con una gran velocidad de reacción, seguida de una segunda fase de transición más lenta que conduce a un producto menos soluble. Del mismo modo, la reacción inversa a la de retención en el suelo, es decir, la disolución de los fosfatos retenidos en aquel, tiene lugar rápidamente tras añadir fosfatos solubles, aunque posteriormente se hace más lenta (Sharpley, 1982).

A pesar de las grandes diferencias existentes entre unos suelos y otros, y entre sus respectivas capacidades para retener fósforo, la naturaleza de las reacciones de retención es notablemente uniforme (Ryden y cols., 1980), lo que permite estimar la capacidad de retención de fósforo de un suelo mediante formulas relativamente sencillas. Ryden y Pratt (1980) han utilizado esta característica para desarrollar un modelo capaz de predecir la vida útil de un sistema real de suelos. La capacidad del sistema para retener los fosfatos se obtiene a partir de la capacidad de adsorción de fósforo por parte del suelo, la cantidad de fósforo añadido con el agua residual y la cantidad de éste eliminada con la cosecha recogida. Las evaluaciones realizadas con el modelo (Ryden y cols., 1981) han puesto de manifiesto su capacidad para predecir satisfactoriamente la capacidad de un suelo para retener los fosfatos y, por lo tanto, permite estimar la vida útil máxima de un sistema de suelos de tipo ácido.

No obstante, el modelo no proporciona una estimación de las aportaciones de fosfatos que pueden producir las aguas que percolan en profundidad o las aguas de drenaje, como consecuencia de las reacciones de liberación del fósforo adsorbido y del arrastre preferencial del agua intersticial a través de los macroporos del suelo. Una revisión reciente de diversos datos de campo, en zonas en que el riego con agua residual se ha venido realizando durante largo tiempo (Hook, 1983), puso de manifiesto que la penetración alcanzada por el fósforo en las capas del subsuelo sólo fue significativa en muy pocos casos. Teniendo en cuenta el escaso conocimiento de que se dispone y la falta de una norma de calidad aplicable a la concentración de fosfatos en las aguas subterráneas, las zonas de riego deberán ser vigiladas con frecuencia, especialmente a medida que la cantidad de fósforo añadido se aproxima a la capacidad estimada del suelo en cuestión.

## REFERENCIAS

Broadbent, F. E. (1977). *Nitrification and Denitrification of Municipal Wastewater Effluent Disposal to Land*. Publication No. 58. Division of Planning and

- Research, Project Studies Section, California State Water Resources Control Board, Sacramento, California.
- Broadbent, F. E. y R. S. Rauschkolb (1977). Nitrogen fertilization and water pollution. *California Agriculture*, 31(5):24-25.
- Henderson, D. W., W. C. Bianchi y L. D. Doneen (1955). Ammonia loss from sprinkler jets. *Agricultural Engineering*, 36:398-399.
- Hook, J. E. (1983). Movement of phosphorus and nitrogen in soil following application of municipal wastewater. Pág. 241-255 de la publicación editada por D. W. Nelson, D. E. Elrick y K. K. Tanji *Chemical Mobility and Reactivity in Soil Systems*. American Society of Soil Sciences, Special Publication No. 11.
- Iskander, I. K. y J. K. Syers (1980). Effectiveness of land application for phosphorus removal from municipal wastewater at Manteca, California. *Journal of Environmental Quality*, 9:616-621.
- Kardos, L. T. y W. E. Sopper (1973). *Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge through Forest and Cropland*. Pág. 148. Pennsylvania State University Press. University Park, Pennsylvania.
- Latterell, J. J., R. H. Dowdy, C. E. Clapp, W. E. Larson y D. R. Linden (1982). Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal wastewater effluent. *Journal of Environmental Quality*, 11:124-128.
- Letey, J., J. W. Blain, D. Devitt, L. J. Lund y P. Nash (1979). Nitrate in effluent from specific tile drained fields. Pág. 247-296 de la publicación editada por P. F. Pratt *Nitrate in Effluents from Irrigated Lands*, final report to the United States National Science Foundation (NSF project ENV76-10283), University of California.
- Lund, L. J., D. C. Adriano y P. F. Pratt (1974). Nitrate concentration in deep soil cores as related to soil profile characteristics. *Journal of Environmental Quality*, 3:78-82.
- Lund, L. J. y J. K. Wachtel (1979). Denitrification potential of soils. Pág. 689-718 de la publicación editada por P. F. Pratt *Nitrate in Effluents from Irrigated Lands*, final report to the United States National Science Foundation (NSF project ENV76-10283), University of California.
- Nightingale, H. I. (1972). Nitrate in soil and groundwater beneath irrigated and fertilized crops. *Soil Sciences*, 114:300-311.
- Potash and Phosphate Institute (1979). *Better Crops with Plant Food*. 63:3-7. Atlanta, Georgia.
- Rauschkolb, R. S. y D. S. Mikkelsen (1973). Survey of fertilizer use in California. *University of California Division of Agricultural Sciences Bulletin*, 1887.
- Rauschkolb, R. S., F. J. Hills, A. B. Carlton y R. J. Miller (1979). Nitrogen management relative to crop production factors. Pág. 647-687 de la publicación editada por P. F. Pratt *Nitrate in Effluents from Irrigated Lands*, final report to the United States National Science Foundation (NSF project ENV76-10283), University of California.
- Rible, J. M., P. F. Pratt, L. J. Lund y K. H. Holtzclaw (1979). Nitrates in the unsaturated zone of freely drained fields. Pág. 297-320 de la publicación editada por P. F. Pratt *Nitrate in Effluents from Irrigated Lands*, final report to the United States National Science Foundation (NSF project ENV76-10283), University of California.

- Rolston, D. E., D. L. Hoffman y D. W. Toy (1978). Field measurement of denitrification: I. Flux of  $N_2$  and  $N_2O$ . *Journal of the American Soil Sciences Society*, 42:863-869.
- Ryden, J. C., J. R. McLaughlin y J. K. Syers (1977). Mechanisms of phosphate sorption by soils and hydrous ferric oxide gel. *Soil Sciences*, 28:72-79.
- Ryden, J. C. y P. F. Pratt (1980). Phosphorus removal from wastewater applied to land. *Hilgardia* 48:1-36.
- Ryden, J. C., J. K. Syers y I. K. Iskander (1981). Evaluation of a single model for predicting phosphorus removal by soils during land treatment of wastewater. Pág. 647-667 de la publicación editada por I. K. Iskander *Modeling Wastewater Renovation*. John Wiley and Sons. New York, N.Y.
- Sharpley, A. N. (1982). Prediction of water-extractable phosphorus content of soil following a phosphorus addition. *Journal of Environmental Quality*, 11:166-170.
- United States Environmental Protection Agency (1977). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA-625/1-77-008. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

# CAPÍTULO 13

---

## DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: LOS MICROELEMENTOS

A. L. Page y A. C. Chang

### INTRODUCCIÓN

Con el término de microelementos se designa a un grupo de elementos químicos completamente diferentes entre sí y presentes en el medio ambiente natural a bajas concentraciones. Entre los integrantes de este grupo cabe destacar elementos como el F, Si, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Mo, Sn, I, Cl o B. Aunque los seres vivos necesitan para su crecimiento pequeñas cantidades de estos microelementos, la presencia de concentraciones de esos mismos elementos ligeramente superiores a las necesarias puede tener efectos tóxicos para las plantas y los animales. Existen por último ciertos elementos químicos, como el As, Cd, Pb y Hg, que, por carecer de función fisiológica conocida, se les considera siempre como biológicamente peligrosos.

El aporte incontrolado de microelementos al suelo es una práctica no deseable, ya que, una vez acumulados en él, es prácticamente imposible eliminarlos en la mayoría de los casos. Una acumulación progresiva de microelementos en los suelos puede dar lugar con posterioridad a: 1) efectos tóxicos sobre las plantas cultivadas en ellos, 2) la absorción de ciertos elementos por parte de los cultivos, haciendo que su concentración en los tejidos vegetales alcancen límites peligrosos para las personas o los animales que consuman tales productos y 3) el arrastre de estos microelementos hasta las aguas subterráneas o superficiales, haciéndolas inadecuadas para los usos previstos.

Las aguas residuales contienen siempre microelementos. El objetivo de este capítulo es pues analizar el destino de los microelementos incorporados al suelo durante el riego con agua residual; este análisis parte de la hipótesis de que la cantidad de agua de riego utilizada es similar a la empleada normalmente para regar cultivos en zonas áridas y semiáridas, es decir, unos 1200 mm/año aproximadamente.

## **MICROELEMENTOS EN EL AGUA RESIDUAL**

La presencia de microelementos en un agua residual guarda una relación directa con la fuente de abastecimiento de agua y con las actividades que se realizan en el entorno urbano. A este respecto, muchos de los microelementos presentes en el agua residual son ampliamente utilizados en los procesos industriales y en la elaboración de alimentos (Iskandar, 1975). Incluso cuando estas sustancias no se emplean en tales actividades, los microelementos pueden estar presentes como contaminantes de muchos de los productos utilizados en los procesos de elaboración. Por otra parte, el deterioro de las instalaciones de almacenamiento y de aducción de los sistemas de abastecimiento público de agua y el desgaste de las instalaciones domésticas de distribución de agua contribuyen también a aumentar el número y la concentración de microelementos presentes en el agua. Todo ello hace que siempre sea posible encontrar pequeñas cantidades de microelementos en las aguas residuales domésticas (Klein y cols., 1974).

Muchas plantas municipales de tratamiento de agua residual reciben también vertidos de aguas residuales industriales, de modo que la existencia de concentraciones sistemáticamente altas de microelementos es una indicación de la existencia de vertidos industriales. No obstante, la concentración de microelementos de un agua residual puede variar considerablemente con el tiempo en una misma planta de tratamiento, así como entre las diferentes plantas de tratamiento de diversas poblaciones (Minear y cols., 1981; Blakeslee, 1973). Los datos experimentales disponibles demuestran también que la mayoría de los microelementos presentes en un agua residual, a excepción del boro, están absorbidos en la fracción orgánica o inorgánica de la materia en suspensión, o forman precipitados inorgánicos poco solubles.

Aunque los sistemas convencionales de tratamiento de agua residual no se diseñan para eliminar los microelementos contenidos en el agua, el hecho de que éstos estén absorbidos en la materia en suspensión, o formen precipitados decantables con ésta, hace que puedan ser eliminados eficazmente del agua residual mediante la eliminación de la materia en suspensión. En condiciones normales de explotación, un tratamiento secundario puede reducir de un 70 a un 90% la concentración de microelementos presentes en un efluente primario (Chen y cols., 1974). La Tabla 13.1 contiene un resumen de las concentraciones de microelementos registrados normalmente en diversos efluentes de agua residual.

Un análisis comparativo de las concentraciones medias de microelementos presentes en estos efluentes y los criterios de calidad del agua de riego de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA, 1973) pone de manifiesto que, a excepción del boro, las concentraciones de microelementos de al menos la mitad de las plantas de tratamiento estudiadas cumplen las condiciones exigidas para el agua de riego. Teniendo en cuenta que los límites umbrales contenidos en los criterios de calidad del agua de riego tienen como objeto proteger incluso a las plantas más sensibles ante posibles efectos perjudiciales, las aguas residuales de las otras plantas de tratamiento pueden considerarse también adecuadas para el riego, siempre que su utilización se realice de acuerdo con una planificación y una gestión adecuadas.

Tabla 13.1 Concentraciones de microelementos en el agua residual de diversas plantas municipales de tratamiento (a) y criterios de calidad del agua de riego de la USEPA (1973).

Micro- elemento	Concentraciones, mg/l					
	Efluente primario		Efluente secundario		Criterio de calidad a plazo	
	intervalo	media	intervalo	media	largo	corto
As	<0,005 - 0,03	<0,005	<0,005 - 0,023	<0,005	0,10	10
B	<0,01 - 2,5	1,0	<0,1 - 2,5	0,7	0,75	2
Cd	<0,02 - 6,4	<0,02	<0,005 - 0,15	<0,005	0,01	0,05
Cr	<0,05 - 6,8	<0,05	<0,005 - 1,2	0,02	0,10	20,0
Cu	<0,02 - 5,9	0,10	<0,006 - 1,3	0,04	0,20	5,0
Hg	<0,0001-0,125	0,0009	<0,0002-0,001	0,0005	--	---
Mo	<0,001 - 0,02	0,008	0,001 - 0,018	0,007	0,01	0,05
Ni	<0,1 - 1,5	0,1	0,003 - 0,6	0,004	0,2	2,0
Pb	<0,2 - 6,0	<0,2	0,003 - 0,35	0,008	5,0	20,0
Se	<0,005 - 0,02	<0,005	<0,005 - 0,02	<0,005	0,02	0,05
Zn	<0,02 - 2,0	0,12	0,004 - 1,2	0,04	2,0	10,0

a) Basado en la información presentada por Bouwer y Chaney (1974) y la obtenida por los autores a partir de diversas fuentes.

## EFFECTOS SOBRE EL CRECIMIENTO DE LAS PLANTAS

De entre los microelementos comúnmente presentes en un agua residual, el B, Cu, Mo, Ni y Zn están considerados como potencialmente muy peligrosos si se incorporan en el terreno de cultivo de manera incontrolada (CAST, 1976). Por otra parte, la presencia en el suelo de cualquiera de los otros microelementos no suscita normalmente ningún peligro, debido a su atenuada actividad química en el suelo, a su presencia inusual y a las concentraciones excepcionalmente bajas a que se encuentran en el agua residual. El aporte de Mn, Fe, Al, Cr, As, Se, Sb, Pb y Hg que pueda realizarse mediante el riego con agua residual tratada, de acuerdo con las técnicas de cultivo normalmente utilizadas, no debería producir efectos tóxicos sobre las plantas ni exponer a los consumidores a unas concentraciones de microelementos potencialmente peligrosas.

La Tabla 13.2 resume las concentraciones de un grupo seleccionado de microelementos que suelen registrarse normalmente en el suelo y en el tejido de las plantas, así como de sus efectos sobre el crecimiento de éstas últimas. De acuerdo con las concentraciones que aparecen en esta tabla, los microelementos no deberían causar aparentemente ninguna preocupación importante.

Tabla 13.2 Concentraciones de un grupo seleccionado de microelementos que suelen registrarse normalmente en el suelo y en el tejido de las plantas, y sus efectos sobre el crecimiento de las plantas.

Micro- elemento	Concentración en el suelo, $\mu\text{g/g}$ (a)		Concentración en el tejido vegetal, $\mu\text{g/g}$		Efecto sobre el crecimiento de las plantas (b)
	intervalo	típica	intervalo		
As	0,1 - 40	6	0,1 - 5		No lo necesitan
B	2 - 200	10	5 - 30		Lo necesitan; grandes diferencias entre especies
Be	1 - 40	6	---		No lo necesitan: es tóxico
Bi	---	---	---		No lo necesitan: es tóxico
Cd	0,01- 7	0,06	0,2 - 0,8		No lo necesitan: es tóxico
Cr	5 -3000	100	0,2 - 1,0		No lo necesitan: toxicidad baja
Co	1 - 40	8	0,05- 0,15		Es necesario para las leguminosas a < 0,2 ppm
Cu	2 - 100	20	2 - 15		Necesitan de 2 a 4 ppm: es tóxico a > 20 ppm
Pb	2 - 200	10	0,1 - 10		No lo necesitan: toxicidad baja
Mn	100 - 400	850	15 -100		Lo necesitan: su toxicidad depende del cociente Fe/Mn
Mo	0,2 - 5	2	1 -100		Lo necesitan a < 0,1 ppm: toxicidad baja
Ni	10 -1000	40	1 - 10		No lo necesitan: es tóxico a > 50 ppm
Se	0,1 - 2,0	0,5	0,02- 2,0		No lo necesitan: es tóxico a > 50 ppm
V	20 - 500	100	0,1 - 10		Es necesario para ciertas algas: es tóxico a >10 ppm
Zn	10 - 300	50	15 -200		Lo necesitan: es tóxico a >200 ppm

- a) Deducido a partir de los datos publicados por Bowen (1979), Allaway (1968), Lisk (1972), Page (1974) y Chapman (1965).  
 b) Concentración referida a peso seco de tejido vegetal, obtenido a 70 °C.

Entre los microelementos que pueden limitar la utilización de un agua residual para riego merecen destacarse el Cd, Cu, Ni y Zn, debido a sus efectos fitotóxicos potenciales. Suponiendo que el agua utilizada para regar tiene un contenido típico de microelementos y que se emplean 1200 mm/año de agua, los aportes anuales de Cu, Ni y Zn serían de 1,2 kg/ha, 0,24 kg/ha y 1,8 kg/ha, respectivamente. Los aportes de Cu y Zn serían considerablemente inferiores a

las cantidades normalmente utilizadas para corregir el déficit de microelementos de los suelos. Incluso si las concentraciones de Cu y de Zn en el agua residual fueran un orden de magnitud superiores, el aporte de cada uno de estos dos elementos al suelo sería todavía similar al recomendado por las normas de fertilización de suelos. Es improbable, por lo tanto, que la utilización a corto plazo de agua residual para regar cultivos pueda ocasionar daños a las plantas debidos al Cu, Ni o Zn. No obstante, si se tiene en cuenta que estos microelementos pueden acumularse en el suelo, su toxicidad a largo plazo requiere un estudio más detallado.

Con objeto de asegurar la protección de las plantas ante los posibles efectos perjudiciales de los microelementos contenidos en los fangos utilizados para fertilizar tierras de cultivo, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA) ha recomendado que el aporte conjunto de Cd, Cu, Ni, Zn y Pb se establezca en función de la capacidad de intercambio de cationes (CIC) del suelo sobre el que se vierten los fangos (USEPA, 1978, 1979). Los límites sugeridos por la USEPA para el aporte de microelementos mediante vertido de fangos en terrenos agrícolas pueden servir como punto de referencia cuando no se disponga de un criterio de calidad aplicable al riego con agua residual.

Una vez conocidas las concentraciones de microelementos presentes en el agua residual y las cantidades de agua utilizadas anualmente para regar, es posible calcular la aportación de los diversos microelementos que se realizará al cabo de un año. El cociente entre la aportación máxima permitida para cada microelemento, establecida en función de la capacidad de intercambio de cationes del suelo, y la aportación anual del ese microelemento permitirá calcular el tiempo que habrá de transcurrir para que el suelo reciba el aporte máximo tolerable de cada metal, tal como indica la Tabla 13.3. Como puede apreciarse en esta tabla, los resultados de este método de evaluación indican que, cuando el agua residual utilizada para regar tienen unas concentraciones de microelementos típicos y la cantidad de agua utilizada es de 1200 mm/año, el tiempo necesario para alcanzar la concentración máxima de diversos microelementos en el suelo oscila entre 82 años, para el Cd en un suelo con un CIC menor de 5 meq/100 g, y más de 3000 años, para el Pb en un suelo con un CIC superior a 15 meq/100 g. Teniendo en cuenta que los valores límites de estas aportaciones se han establecido para suelos con  $\text{pH} > 6,5$ , el pH del suelo al que se aporten los metales deberá mantenerse por encima de 6,5.

Contrariamente a lo que ocurre con el Cu, Ni y Zn, el cadmio no es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas. Los problemas originados por la aportación de Cd a un suelo son de dos tipos. Por una parte, el Cd es normalmente tóxico para las plantas a bajas concentraciones; por otra parte, el Cd añadido al suelo puede aumentar drásticamente la concentración de este metal en el tejido de las plantas, incluso mucho antes de que lleguen a detectarse los síntomas de fitotoxicidad. No obstante, la tolerancia de las especies vegetales a las concentraciones de Cd añadidas al suelo es muy variable; la Tabla 13.4 resume la tolerancia de un grupo seleccionado de especies vegetales al Cd presente en el suelo. El límite máximo del aporte de Cd, de 0,5 kg/ha, sugerido por la USEPA para terrenos de cultivo sobre los que añaden

fangos, tiene como objetivo proteger a la población contra la posibilidad de una incorporación acelerada de Cd a la cadena alimentaria humana. Si la cantidad de agua utilizada para regar es de 1200 mm/año, la concentración de Cd en el agua residual podría alcanzar una concentración de 0,04 mg/l antes de que llegara a sobrepasarse dicho límite. Cabe pensar por lo tanto que el aporte anual de Cd pueda convertirse en una condición limitante para el riego de cultivos con ciertas aguas residuales.

Tabla 13.3 Tiempo calculado para que un suelo agrícola regado con agua residual llegue a alcanzar el aporte máximo de diversos metales pesados.

Elemento	Concentración típica mg/l	Aporte anual con 1200 mm/año kg/ha	Aporte sugerido, kg/ha, con CIC(a)			Años para alcanzar ese aporte, con un CIC (a)		
			<5	5-15	>15	<5	5-15	>15
Cd	0,005	0,06	5	10	20	82	167	333
Cu	0,10	1,2	125	250	500	104	208	416
Ni	0,02	0,24	125	250	500	521	1042	2083
Zn	0,15	1,8	250	500	1000	139	278	556
Pb	0,05	0,60	500	1000	2000	833	1667	3333

a) Capacidad de Intercambio de Cationes (CIC), en meq/100 g de suelo.

El boro juega un papel un tanto inusual durante el riego con agua residual. De una parte, el boro contenido en un agua residual está probablemente presente en forma de ácido bórico sin disociar, por lo que el proceso de tratamiento del agua residual tiene una escasa eficacia para eliminarlo. Por otra parte, al estar desprovisto de carga eléctrica, el boro atraviesa los suelos mucho más rápidamente que los otros microelementos. A pesar de que el boro es esencial para el crecimiento de las plantas, el margen entre los límites considerados esenciales para el crecimiento de las plantas y los considerados fitotóxicos es extremadamente estrecho.

Cuando la concentración de boro en un extracto de suelo saturado es inferior a 0,04 mg/l, las plantas muestran con frecuencia síntomas de deficiencia de boro mientras que, por el contrario, el boro es tóxico para muchas especies vegetales sensibles cuando esa concentración sobrepasa 1,0 mg/l (Eaton, 1944). Mientras que elementos como el Cd, Cu, Ni, Zn, Pb, Cr, Fe, Mn, Se, Mo, As, Hg, Sb y Al tienen tendencia a depositarse cerca de la superficie del suelo después de su incorporación al terreno, el boro sólo se absorbe débilmente y puede atravesar rápidamente el suelo con el agua de percolación. Esto hace que las concentraciones de boro puedan tener un papel determinante a la hora de

restringir el riego con agua residual, en vez de la cantidad de boro acumulado en el suelo como ocurre normalmente con muchos otros metales.

Tabla 13.4 Tolerancia relativa de diversas especies vegetales ante varios niveles de cadmio añadido al suelo. (a)

Intervalo de Cd añadido, $\mu\text{g/g}$	Especies vegetales que muestran un 50% de reducción en su rendimiento
10-50	Espinacas ( <i>Spinacia oleracea</i> L.), soja ( <i>Glycine max</i> Meer.), <i>Lepidium sativa</i> L., maíz dulce ( <i>Zea Mays</i> L.), arroz ( <i>Oryza sativa</i> L.)
50-100	<i>Sorghum halepense</i> perse. var. <i>sudanense</i> Hitchc., zanahoria ( <i>Daucus carota</i> L. var. <i>sativa</i> D.C.), judías ( <i>Phaseolus vulgaris</i> L.), trigo ( <i>Triticum aestivum</i> L.)
100-300	Trébol blanco ( <i>Trifolium repens</i> L.), remolacha de mesa ( <i>Beta vulgaris</i> L.), alfalfa ( <i>Medicago sativa</i> L.), rábanos ( <i>Raphanus sativus</i> L.), calabacín ( <i>Curcubita pepo</i> L. var. <i>Medullosa</i> Alef.)
> 300	Acelga ( <i>Beta vulgaris</i> L. var. <i>cicla</i> L.), festuca ( <i>Festuca elatior</i> L.), col ( <i>Brassica oleracea</i> L. var. <i>capitata</i> L.), grama ( <i>Cynodon dactylon</i> Pers.), tomate ( <i>Lycopersicon esculentum</i> Mil.), arroz ( <i>Oryza sativa</i> L.)

- a) Adaptado de Bingham y cols. (1975, 1976). Esta respuesta ha sido observada en plantas cultivadas en un tipo concreto de suelo y, por lo tanto, no es aplicable necesariamente a todos los suelos.

Al suelo pueden añadirse grandes cantidades de Mo sin que se produzcan efectos apreciables en el crecimiento de las plantas (Jarrell, 1980). No obstante, el Mo añadido al suelo es absorbido fácilmente por los cultivos y su disponibilidad para las plantas aumenta con el pH del suelo. Como micronutriente que es, las plantas necesitan pequeñas cantidades de Mo, siendo así mismo un elemento esencial en la dieta de los animales, aunque en pequeñas concentraciones; no obstante, una concentración tan baja como 5 mg/kg en el pienso puede ser tóxica para determinados tipos de ganado y especialmente para los rumiantes (Allaway, 1968).

El carácter tóxico del Mo y la severidad de su toxicidad están directamente relacionados con la proporción relativa entre la cantidad de Mo ingerido y las de Cu y  $\text{SO}_4$ . Un forraje con una concentración elevada de Mo y una concentración baja de Cu constituye la peor combinación posible. Teniendo en cuenta que un 50% de los efluentes de las plantas de tratamiento públicas pueden tener concentraciones de Mo superiores al límite máximo establecido en los criterios de calidad del agua de riego, es necesario evaluar cuidadosamente el posible peligro asociado con la acumulación de Mo producida en los tejidos vegetales cuando se utilice agua residual para regar praderas o cultivos de forraje.

## COMPORTAMIENTO DE LOS MICROELEMENTOS

El paso del agua residual a través de la compleja estructura del suelo provoca una variada serie de reacciones físicas y químicas que afectan la capacidad del suelo para mejorar la calidad del agua residual. Los mecanismos de eliminación de los diferentes microelementos contenidos en el agua residual dependen de las características de éstos. Los microelementos presentes en forma de materia en suspensión son eliminados principalmente mediante filtración (Ives, 1971). Desde el punto de vista práctico, se considera que la materia en suspensión contenida en un agua residual queda retenida cerca de la superficie del perfil del suelo durante el riego.

La filtración a través del suelo no tiene ningún efecto sobre los microelementos disueltos en el agua residual. Sin embargo, diversas reacciones de intercambio iónico, de precipitación, de adsorción superficial y de formación de complejos orgánicos adquieren una mayor importancia en este caso. No obstante, a menos que se conozcan las constantes de equilibrio de cada una de las reacciones en cuestión y que la cinética de estas reacciones esté claramente definida, no es posible predecir el resultado final de todos esos procesos. La Figura 13.1 ilustra algunos de los factores que intervienen en la transformación de los microelementos en el suelo.

Los principales mecanismos responsables de la inmovilización en el suelo de los microelementos del agua residual son aparentemente la adsorción y la precipitación. Estudios recientes han demostrado que la mayoría de los suelos tienen una gran capacidad para retener gran número de elementos (Fuller y cols., 1976; Korte y cols., 1976; Lund y cols., 1976; Fuller, 1977; Donner, 1978; García-Miragaya y Page, 1978; Mattigod y cols., 1979; Sommers y cols., 1979).

Con aportes de Pb de hasta 3200 kg/ha, medidos como acetato de plomo  $Pb(OAc)_2$ , Stevenson y Welch (1979) observaron un movimiento descendente del Pb en un suelo del medio Oeste de los Estados Unidos hasta una profundidad no superior a 0,9 m. Donner (1978) realizó el lavado de un suelo de Hanford con disoluciones conteniendo 10 mg/l de Cd, Cu o Ni, pudiendo observar que el suelo tenía capacidad para retener 506 kg/ha de Cd, 558 kg/ha de Cu y 1480 kg/ha de Ni, antes de que estos elementos llegaran a atravesar la sección situada a 30 cm de profundidad.

Entre los factores que pueden afectar la retención de microelementos por parte del suelo pueden mencionarse la textura del suelo, el pH, el contenido de materia orgánica del suelo y la concentración de óxidos amorfos de Fe, Al y Mn. En estudios realizados sobre la retención de microelementos por diversos tipos de suelos, Korte y cols. (1976) y Fuller y cols. (1976, 1977) observaron que todos los suelos estudiados tenían una gran capacidad para retener las concentraciones de Cu y Pb presentes en el agua intersticial. La retención de los otros microelementos estudiados guardaba una mejor correlación con los contenidos de arcilla y de óxido de hierro del suelo. La capacidad del suelo para atenuar los microelementos catiónicos, tales como el Cu, Pb, Be, Zn, Cd, Ni y Hg, tenía tendencia a aumentar con el contenido arcilloso y de óxido de hierro del suelo.

Idéntico comportamiento pudo observarse con las especies aniónicas de ciertos microelementos, como  $\text{SeO}_3$ ,  $\text{VO}_3$ ,  $\text{AsO}_4$  y  $\text{CrO}_4$ ; su retención en el suelo también aumentaba a medida que lo hacía el contenido arcilloso y de óxido de hierro del suelo. Hay que indicar que observaciones similares a éstas han sido publicadas por otros investigadores (Jenne, 1968). En general, la solubilidad de las especies catiónicas de los microelementos aumenta a medida que disminuye el pH del suelo. Por el contrario, la solubilidad de las especies aniónicas de los microelementos tiende a aumentar a medida que lo hace el pH del suelo.

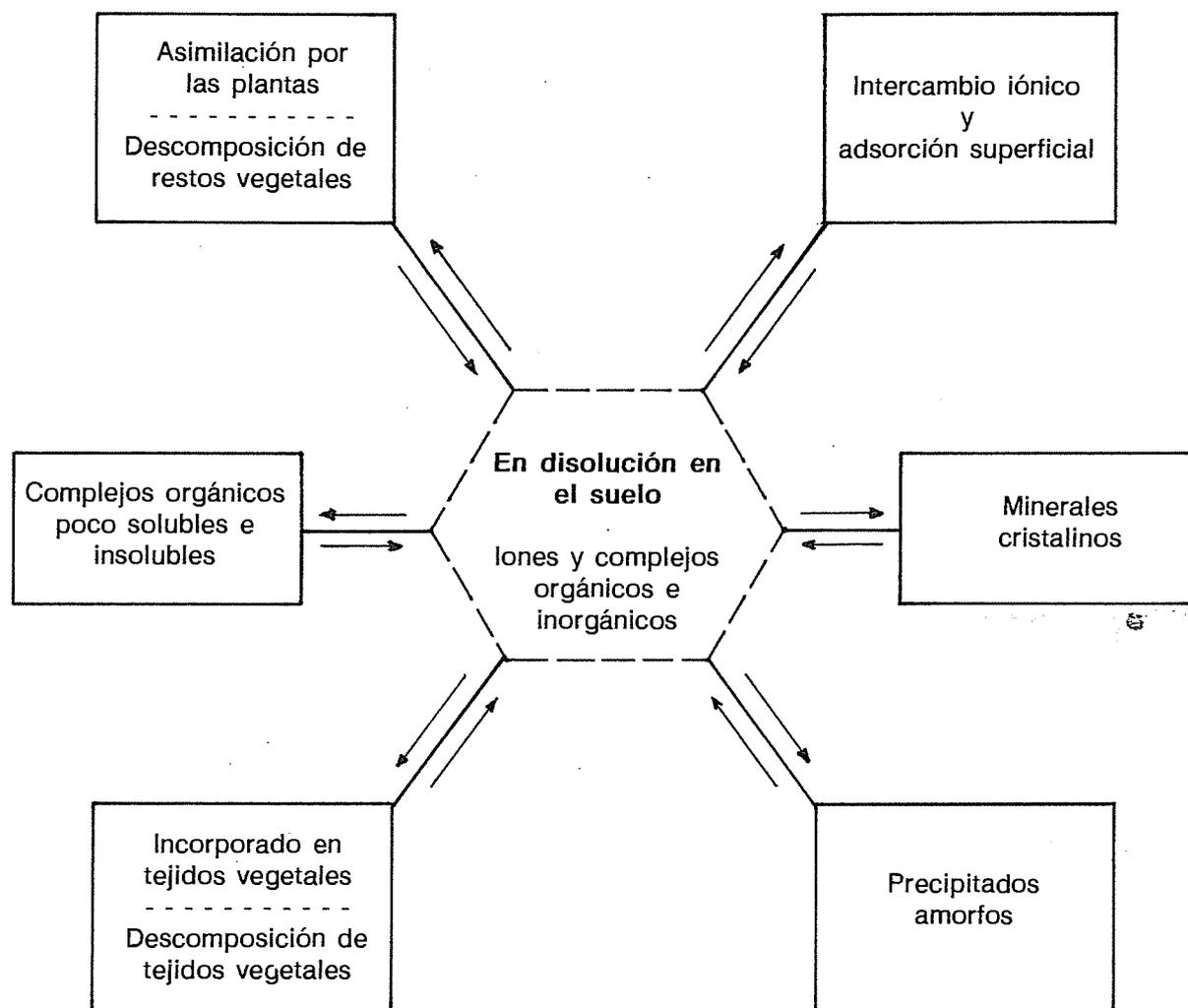


Figura 13.1 Diagrama esquemático de los procesos que los microelementos pueden experimentar en el suelo.

Como indica la Tabla 13.5, las cantidades de microelementos eliminadas con las plantas son pequeñas en comparación con las cantidades añadidas a los suelos mediante el riego con 1200 mm/año de un agua residual cuya concentración de microelementos pueda considerarse como típica. En general,

los cultivos recolectados no deberían contener más de un 10% de los microelementos añadidos al suelo. De este modo puede comprenderse como el riego con agua residual durante largos períodos de tiempo puede dar lugar a la acumulación progresiva de microelementos en los suelos de cultivo.

Tabla 13.5 Valores estimados de la eliminación de microelementos que tiene lugar a través de la vegetación de un suelo regado con agua residual.

Micro-elemento	Concentración típica en agua residual, $\mu\text{g/l}$ , (a)	Aporte anual $\text{g/ha}$ (b)	Concentración típica en las plantas, $\mu\text{g/g}$ (c)	Eliminación anual	
				$\text{g/ha}$ (d)	%
As	<0,005	< 60	1	5	8,3
B	1,0	12 000	50	250	2,1
Cd	0,005	60	0,5	2,5	4,2
Cr	0,025	300	0,5	2,5	0,8
Cu	0,10	1 200	15	75	6,3
Hg	0,0009	11	0,02	0,1	0,9
Mo	0,005	60	1	5	8,3
Ni	0,02	240	5	25	10,4
Pb	0,05	600	2	10	1,7
Se	<0,005	< 60	0,5	2,5	4,2
Zn	0,15	1 800	50	250	13,9

a) Tomado de Dowdy y cols. (1976).

b) Regado con 1200 mm/año de agua residual, es decir, 12000 m<sup>3</sup>/ha.año.

c) Estimaciones de los autores basadas en datos de Bowen (1979), Allaway (1968), Chapman (1965) y Lisk (1972).

d) Suponiendo una producción anual de materia seca de 5 t/ha, como la conseguida con un cultivo de tomates.

## CONCLUSIONES

En general, las concentraciones de microelementos en los efluentes de agua residual no son lo suficientemente elevadas como para que su utilización para el riego de cultivos pueda causar ningún efecto agudo desfavorable a corto plazo. No obstante, y teniendo en cuenta que la mayoría de los microelementos tienden a acumularse en el suelo, el contenido de microelementos de un suelo regado con agua residual puede aumentar considerablemente si el riego se prolonga durante un largo período de tiempo. Por este motivo, debe tenerse muy presente la posibilidad de que puedan detectarse efectos perjudiciales en el suelo al cabo de los años. Se puede regar con un agua residual de composición típica durante casi 100 años antes de que la acumulación de microelementos en

el suelo haga que su concentración alcance el límite máximo propuesto en la actualidad. En cualquier caso, la considerable variación que pueden registrar las concentraciones de microelementos de un agua residual hacen imprescindible una evaluación específica de cada proyecto de riego agrícola con este tipo de aguas.

## REFERENCIAS

- Allaway, W. H. (1968). Agronomic controls over the environmental cycling of trace metals. *Advanced Agronomy*, 20:235-274.
- Bingham, F. T., A. L. Page, R. J. Mahler y T. J. Ganje (1975). Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 4:207-211.
- Bingham, F. T., A. L. Page, R. J. Mahler y T. J. Ganje (1975). Yield and cadmium accumulation of forage species in relation to cadmium content of sludge-amended soil. *Journal of Environmental Quality*, 5:57-60.
- Blakeslee, P. A. (1973). Monitoring considerations for municipal wastewater effluent and sludge application to land. Pág. 183-198 de la publicación *Recycling Municipal Sludges and Effluents to Land*. National Association of State Universities and Land Grant Colleges, Washington, D.C.
- Bouwer, H. y R. L. Chaney (1974). Land treatment of wastewater. *Advanced Agronomy*, 26:133-176.
- Bowen, H. J. M. (1979). *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press, New York, N.Y.
- Chapmann, H. D. (Editor)(1965). *Diagnostic Criteria for Plants and Soils*. Quality Printing Co., Inc., Abilene, Texas.
- Chen, K.Y., C. S. Young, T. K. Jan y N. Rohatgi (1974). Trace metals in wastewater effluents. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 45:2663-2675.
- Council on Agricultural Science and Technology (1976). *Application of Sewage Sludge to Cropland: Appraisal of Potential Hazards of the Heavy Metals to Plants and Animals*. Office of Water Programs, EPA-430/9-76-013. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Donner, H. E. (1978). Chloride as a factor in mobilities of Ni(II), Cu(II) y Cd(II) in soil. *Journal of the American Society of Soil Sciences*, 42:882-885.
- Dowdy, R. H., W. Larson y E. Epstein (1976). Sewage sludge and effluent use in agriculture. Pág. 138-153 de la publicación *Land Application of Waste Materials*. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa.
- Eaton, F. M. (1944). Deficiency, toxicity and accumulation of boron in plants. *Journal of Agricultural Research*, 69:237-277.
- Fuller, W. H. (1977). *Movement of Selected Metals, Asbestos, and Cyanide in Soil: Applications to Waste Disposal Problems*. Solid and Hazardous Waste Research Division, EPA-600/2-77-020. United States Environmental Protection Agency.
- Fuller, W. H., N. E. Korte, E. E. Niebla y B. A. Alesii (1976). Contribution of soil to the migration of certain common and trace metals. *Soil Science*, 122:223-235.

- García-Miragaya, J. y A. L. Page (1978). Sorption of trace quantities of cadmium by soils with different chemical and mineralogical composition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 9:289-299.
- Iskandar, I. K. (1975). Urban waste as a source of heavy metals in land treatment. Pág. 417-432 de la publicación *Proceedings of the International Conference on Heavy Metals in the Environment*, University of Toronto, Toronto, Canada.
- Ives, K. J. (1971). Filtration of water and wastewater. *Critical Reviews of Environmental Control*, 2(2):292-335.
- Jarrell, W., A. L. Page y A. A. Elseewi (1980). Molibdenum residues in the environment. *Residue Review*, 74:1-43.
- Jenne, E. A. (1968). Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu, and Zn concentrations in soils and waters: The significant role of hydrous Mn and Fe oxides. Pág. 337 de la publicación editada por R. J. F. Gould *Trace Inorganics in Water*. American Chemical Society, Washington, D.C.
- Klein, L. A., M. Lang, N. Nash y S. L. Kirscher (1974). Sources of metals in New York City wastewater. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46:1563-1662.
- Korte, N. E., J. Skopp, W. H. Fuller, E. E. Niebla y B. A. Alesii (1976). Trace element movement in soils: Influence of soil physical and chemical properties. *Soil Science*, 122:350-359.
- Lisk, D. J. (1972). Trace metals en soils, plants, and animals. *Advanced Agronomy*, 24:267-311.
- Lund, L. J., A. L. Page y C. O. Nelson (1976). Movement of heavy metals below sewage disposal ponds. *Journal of Environmental Quality*, 3:330-334.
- Mattigod, S. V., A. Gibali y A. L. Page (1979). Effect of ionic strength and ion pair formation on the adsorption of nickel by kaolinite. *Clay Minerals*, 27:411-416.
- Miner, R. A., R. O. Ball y R. Church (1981). *Data Bases for Influent Heavy Metals in Publicly Owned Treatment Works*. EPA-660/2-81-220. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Page, A. L. (1974). *Fate and Effects of Trace Metals in Sewage Sludge when Applied to Agricultural Soils*. A literature review study. EPA-670/2-74-005. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Sommers, L. E., D. W. Nelson y D. J. Siliera (1979). Transformations of carbon, nitrogen, and metals in soils treated with waste materials. *Journal of Environmental Quality*, 8:287-294.
- Stevenson, F. J. y L. J. Welch (1979). Migration of applied lead to a field soil. *Environmental Science and Technology*, 13:1255-1259.
- United States Environmental Protection Agency (1973). *Water Quality Criteria*. Ecological Research Series, EPA R3-73-033. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- United States Environmental Protection Agency (1978). Solid waste disposal facilities -- Proposed classification criteria. *Federal Register*, 43(25):4942-4995.
- United States Environmental Protection Agency (1979). Criteria for classification of solid waste disposal facilities and practices. *Federal Register*, 44(179):53438-53464.

# CAPÍTULO 14

---

## DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: LOS ORGANISMOS PATÓGENOS

W. T. Frankenberger, Jr.

### INTRODUCCIÓN

La utilización de agua residual para riego agrícola suscita una gran preocupación en razón del posible peligro sanitario que la exposición del público a organismos patógenos puede ocasionar. Con el término "organismo patógeno" se designa a todos aquellos organismos que causan indefectiblemente enfermedades infecciosas. Entre los organismos patógenos que pueden sobrevivir los procesos modernos de tratamiento de agua residual pueden mencionarse las bacterias, los protozoos, los helmintos o gusanos parásitos y los virus. Los estudios epidemiológicos demuestran que el contacto directo con estos agentes aumenta la probabilidad de que se produzcan infecciones intestinales o urogenitales. No obstante, la transmisión de la mayoría de las enfermedades causadas por los organismos presentes en el agua residual tiene lugar a través de la vía fecal-oral. Por otra parte, no se dispone de evidencia suficiente para valorar el posible peligro sanitario que puede originarse por la diseminación de agentes infecciosos durante la manipulación de agua residual desinfectada en tareas de riego agrícola (Burge y Marsh, 1978).

### SUPERVIVENCIA DE LOS ORGANISMOS PATÓGENOS EN EL SUELO

Los estudios realizados sobre el grado de supervivencia de los organismos patógenos en el suelo han puesto de manifiesto que, en la mayoría de los casos, éstos pueden sobrevivir entre unas pocas horas y varios meses. La Tabla 14.1 resume las tasas de supervivencia de diversos organismos patógenos en el suelo recopiladas por Gerba y cols. (1975), Parsons y cols. (1975) y Burge y Marsh (1978).

Tabla 14.1 Tasas de supervivencia de diversos microorganismos patógenos en el suelo (a).

Microorganismo patógeno	Supervivencia, días
Coliformes	38
Estreptococos	de 35 a 63
Estreptococos fecales	de 26 a 77
Salmonelas	de 15 a más de 180
<i>Salmonella typhi</i>	de 1 a 120
Bacilos tuberculosos	más de 180
Leptospira	de 15 a 43
Quistes de <i>Entamoeba histolytica</i>	de 6 a 8
Enterovirus	de 8 a 175
Huevos de <i>Ascaris</i>	hasta 7 años
Larvas de gusanos	42
<i>Brucella abortus</i>	de 30 a 125
Organismos de la fiebre Q	148

a) Adaptado de Gerba y cols. (1975), Parsons y cols. (1975) y Burge y Marsh (1978).

Se ha podido observar que los estreptococos permanecen viables entre 35 y 63 días después de haber sido introducidos en el suelo. La leptospira tiene unas tasas de supervivencia entre 15 y 43 días. Los quistes del protozoo *Entamoeba histolytica* han permanecido viables entre 6 y 8 días, mientras que el bacilo de la tuberculosis ha podido sobrevivir hasta más de 180 días. Las salmonelas pueden sobrevivir hasta 70 días en un suelo húmedo regado con agua residual y hasta 35 días en un suelo seco durante el verano (Bergner-Rabinowitz, 1956). Las larvas de ciertos helmintos y de los enterovirus pueden sobrevivir en el suelo durante 42 días, y entre 8 y 175 días, respectivamente.

Wellings y cols. (1975) pudieron detectar la presencia de poliovirus en una colina de cipreses de Florida utilizada para el vertido de un efluente de agua residual, durante al menos 28 días. Lefler y Kott (1974) observaron que los poliovirus tipo I pueden sobrevivir en una arena seca y estéril durante 77 días. Tate y Terry (1980) encontraron una disminución del 92% y del 86% en las concentraciones de coliformes fecales y de coliformes totales, respectivamente, incluso 2 días después de que se añadiera efluente de agua residual al suelo en cuestión. Normalmente, basta con que transcurran de 2 a 3 meses tras el riego de un suelo para conseguir que el número de organismos patógenos presentes en un agua residual bruta disminuya hasta alcanzar niveles imperceptibles (Gerba y cols., 1975).

No obstante, la supervivencia de las bacterias entéricas en el suelo depende de diversos factores, entre los que cabe mencionar el contenido de humedad del suelo, la temperatura, el pH, la estación del año, el grado de insolación, el contenido de materia orgánica y la presencia de organismos antagónicos (Menzies, 1977).

Diversos informes ponen de manifiesto que un aumento de la humedad del suelo incrementa el grado de supervivencia de las bacterias entéricas. Beard (1940) pudo observar que el grado de supervivencia de *Escherichia coli* y *Salmonella typhosa* aumentan substancialmente en suelos húmedos. Kibbey y cols. (1978) observaron que el grado de supervivencia de *Streptococcus faecalis* era máximo cuando el suelo estaba saturado y alcanzaba un valor mínimo cuando el suelo había sido secado con aire. Boyd y cols. (1969) observaron una disminución en el grado de supervivencia de los microorganismos a medida que la humedad de un suelo franco-arenoso fino disminuía del 50% hasta el 10%. Por otra parte, el tiempo de supervivencia en suelos arenosos es menor que en suelos con mayor capacidad de retención de agua (Gerba y cols., 1975).

Las bajas temperaturas favorecen la supervivencia de las bacterias en un suelo (Gerba y cols., 1975). Beard (1940) observó que *S. Typhosa* podía sobrevivir hasta 2 años a temperaturas de congelación. A medida que la temperatura aumenta, el grado de supervivencia de las bacterias en el suelo tiende a disminuir. Mediante una compilación de los datos publicados sobre supervivencia de organismos patógenos, Reddy y cols. (1981) estimaron que la tasa de inactivación de las bacterias patógenas se duplica con cada aumento de 10 °C de temperatura, en el intervalo de 5 a 30 °C. Los ciclos alternados de hielo y deshielo que tienen lugar durante los meses de invierno influyen también sobre la supervivencia de los organismos patógenos en el suelo: Weiser y Osterud (1945) observaron que el hielo y deshielo favorece significativamente la mortalidad de *E. coli*.

Las condiciones de acidez y alcalinidad extremas, con pH < 6,0 ó bien pH > 8,0, tienden a afectar desfavorablemente a la mayoría de las bacterias presentes en un suelo. En general, un suelo de carácter neutro con pH  $\approx$  7,0, favorece el crecimiento y la supervivencia de las bacterias entéricas. Los organismos patógenos *Erysipelothrix*, *Samonella*, *E. coli*, *S. faecalis* y *Mycobacterium* sobreviven mejor en un suelo cuyo pH está situado en el intervalo de 6,0 a 7,0 (Ellis y McCalla, 1976). Las mayores tasas de inactivación de estos organismos patógenos se registran en los suelos de carácter ácido.

La estación del año también influye sobre la población viable de organismos patógenos de un suelo. Sus tasas de supervivencia parecen estar relacionadas con las fluctuaciones de la humedad y la temperatura. Van Donsel y cols. (1967) estudiaron las tasas de inactivación de *E. coli* y *S. faecalis* subesp. *liquefaciens* en el suelo, bajo variaciones estacionales. De este modo pudieron observar que los coliformes fecales experimentaban una reducción del 90% al cabo de 3,3 días durante el verano y al cabo de 13,4 días durante el otoño. Los coliformes fecales sobrevivieron durante un período ligeramente mayor que los estreptococos fecales durante el verano, mientras que durante los meses de primavera e invierno ocurrió lo contrario. En las regiones templadas, la

supervivencia de los coliformes fecales y de los estreptococos fecales se ve favorecida tanto durante los meses de otoño como los de primavera, mientras que sus poblaciones disminuyen durante los meses secos del verano (Parsons y cols., 1975; Van Donsel y cols., 1967).

La luz del sol tiene un efecto letal sobre todos los microorganismos situados en la superficie del suelo. Este efecto puede ser debido a la desecación y a las radiaciones ultravioleta. Tannock y Smith (1971) estudiaron la supervivencia de *Salmonella typhimurium* y *Salmonella bovismorbificans* que habían sido introducidas en los suelos de diversas praderas, sometiendo a estos microorganismos a los efectos directos de la luz solar y colocándolos a la sombra. Dos parcelas de terreno se dejaron expuestas a la radiación directa del sol, mientras que otras dos se protegieron en tres de sus lados mediante láminas de polietileno negro de 1 m de altura aproximadamente.

En general, la supervivencia de la salmonella fue superior en las zonas situadas a la sombra que en las zonas expuestas al sol. Durante el verano, la presencia de *S. bovismorbificans* pudo ser detectada hasta 6 semanas después de haber sido inoculada en las zonas situadas a la sombra y hasta 2 semanas después en las zonas expuestas al sol. Van Donsel y cols. (1967) obtuvieron resultados similares. Las tasas de inactivación de *E. coli* y *S. faecalis* inoculados en el terreno fueron mayores en las parcelas expuestas al sol que en las situadas a la sombra. Las tasas de inactivación de *Leptospira*, *Brucella* y *Mycobacterium* también dependen de la intensidad de la radiación solar (Gerba y cols., 1975).

En general, las concentraciones bacterianas guardan relación con el contenido de materia orgánica del suelo. Teniendo en cuenta que las bacterias entéricas son heterótrofas, su única fuente de carbono sería los nutrientes orgánicos presentes en el suelo y la materia orgánica en suspensión añadida con el agua residual. Geldreich y cols. (1962) enumeraron las bacterias coli-aerogenes de 251 muestras de suelo obtenidas en 26 estados de los Estados Unidos y 3 países extranjeros, pudiendo observar que los microorganismos coliformes fecales-aerogenes estaban generalmente ausentes, o que su presencia era relativamente baja en los suelos no perturbados.

Tannock y Smith (1971) observaron que, cuando un agua superficial había sido contaminada con materia fecal y vertida sobre el terreno, el número de salmonelas disminuía 10000 veces en aproximadamente 10 semanas, mientras que, en ausencia de heces, era posible observar una disminución de hasta 1 millón de veces al cabo de 2 semanas. Aunque tanto *Shigella* como *Salmonella* son capaces de utilizar la cantidad limitada de materia carbonosa presente en los suelos, ninguna de ellas es capaz de competir con la microflora autóctona del suelo para utilizar la pequeña cantidad de alimento disponible (Gerba y cols., 1975). Aunque las bacterias entéricas requieren azúcares sencillos como fuente de carbono para sintetizar aminoácidos, ácidos nucleicos y vitaminas, este tipo de azúcares no existe en forma libre en los suelos más que en casos excepcionales. Lo más frecuente es que los carbohidratos existentes en los suelos tengan formas más complejas, tales como polímeros.

La microflora antagonista puede afectar también la supervivencia de los microorganismos patógenos introducidos en el suelo con el agua residual. El tiempo de supervivencia de las bacterias entéricas inoculadas en un suelo esterilizado es superior al correspondiente a un suelo no esterilizado (Gerba y cols., 1975). La predación por parte de los protozoos y el parasitismo por parte de *Bdellovibrio*, bacteria que parasita a otras bacterias, pueden jugar un cierto papel regulador de las poblaciones bacterianas. La producción de enzimas líticas y de antibióticos por los hongos y los actinomicetos del suelo puede suprimir el crecimiento de los microorganismos entéricos. Bryanskaya (1966) puso de manifiesto que la presencia de actinomicetos en el suelo inhibe el crecimiento de *Salmonella* y de los bacilos de la disentería.

Se dispone de muy escasa información sobre la supervivencia de los helmintos y protozoos en el suelo. Los huevos de helmintos pueden aparecer tanto en los fangos obtenidos durante el tratamiento de un agua residual como en el agua residual tratada mediante técnicas convencionales. De acuerdo con Burge y Marsh (1978), los huevos de *Ascaris lumbricoides*, un gusano intestinal, pueden sobrevivir hasta 7 años en un suelo de jardín, tal como indica la Tabla 14.1. La supervivencia y la persistencia de los protozoos en las aguas residuales y en los suelos se atribuyen normalmente a su capacidad de formar quistes, forma metabólica inactiva que pueden soportar condiciones ambientales extremas, tales como las temperaturas altas y bajas, la sequía, un pH adverso y unas bajas concentraciones de oxígeno. Como indica la Tabla 14.1, se ha podido observar que los quistes del protozoo *Entamoeba histolytica* pueden sobrevivir hasta 8 días en el suelo y hasta 3 días en las superficies de las plantas.

Muchos virus sobreviven a las técnicas modernas de tratamiento de agua residual y en concreto a la desinfección (Gerba y cols., 1975). Los virus pueden sobrevivir de uno a varios años en un suelo regado con agua residual. La mayoría de los estudios realizados sobre la supervivencia o la inactivación de los virus, tanto en el agua residual como en el suelo, han sido realizados con poliovirus y bacteriófagos, es decir, virus capaces de infectar a las bacterias.

La inactivación de los virus, es decir, la pérdida de su capacidad de infectar la célula huésped, depende aparentemente de la dispersión de los agregados de partículas virales así como de la presencia de sales, especialmente de los cloruros, de la temperatura, del pH, de las especies químicas virucidas y de la presencia de materia en suspensión (Vilker, 1981). Las tasas de inactivación de los virus en un agua residual o un agua natural son generalmente superiores a las correspondientes a agua destilada, debido al efecto de desagregación de los grupos de partículas virales. Young y Sharp (1977) observaron que la dispersión de los poliovirus tipo I era más completa en un efluente secundario que en agua destilada. Burge y Enkiri (1978) pusieron de manifiesto que la tasa de inactivación del fago  $\phi$ x-174 en un lixiviado de suelo esterilizado era 24 veces mayor que el de poliovirus tipo I en agua destilada.

La presencia de sales disueltas, tales como NaCl, aumenta el grado de inactivación de los virus con respecto a un medio ambiente no salino; no obstante, este efecto puede ser parcialmente mitigado por la presencia de cationes divalentes como el  $\text{Ca}^{+2}$  y el  $\text{Mg}^{+2}$ . Estos cationes tienen un efecto

estabilizador sobre los virus, evitando así su inactivación, especialmente a temperaturas elevadas del orden de 50 °C.

Los estudios realizados sobre la inactivación de los virus causada por la temperatura y el pH demuestran que la inactivación viral aumenta con la temperatura (Vilker, 1981), mientras que la inactivación permanente de los enterovirus en suspensión se ve favorecida por pH alcalinos (Salo y Cliver, 1976).

La microflora antagonista presente en los suelos puede producir agentes inactivantes tales como toxinas antivíricas. Por otra parte, la esterilización o el tratamiento térmico del agua residual puede eliminar agentes químicos virucidas sensibles al calor, tales como el amoníaco (Ward y Ashley, 1977).

A la materia orgánica en suspensión y a la arcilla se les atribuyen efectos protectores sobre los virus presentes en el agua residual. Bitton y Mitchell (1974) obtuvieron un incremento de las tasas de supervivencia de los fagos T7 en agua marina que contenía partículas coloidales de montmorillonita. Gerba y Schaiberger (1975) mostraron que los virus adsorbidos en partículas de caolinita sobreviven mayor tiempo en agua de mar que los virus no adsorbidos.

Aunque se dispone de un gran número de referencias bibliográficas sobre el rendimiento de eliminación y el movimiento de los virus en el suelo, son escasos los trabajos realizados sobre la supervivencia de los virus en experimentos de campo. Wellings y cols. (1975) pudieron detectar la presencia de virus en una colina de cipreses de Florida regada con agua residual durante al menos 28 días. Fujioka y Loh (1974) observaron que los poliovirus pueden sobrevivir en parcelas de terreno regadas con agua residual, durante al menos 32 días. Se ha podido observar que la supervivencia de los enterovirus varía entre 25 y 170 días, dependiendo de la naturaleza del suelo, de su temperatura, de su pH y de su contenido de humedad.

Es necesario resaltar que la desaparición de los virus infecciosos contenidos en un agua residual que percola a través de un suelo es debida principalmente a los fenómenos de adsorción, aunque este mecanismo no elimina su infectividad sobre las posibles células receptoras. Schaub y cols. (1974) observaron que las partículas virales adsorbidas en las arcillas eran tan infecciosas en el ratón como las partículas virales libres. Además, Lefler y Kott (1974) demostraron que los virus adsorbidos en la arena son capaces de infectar un cultivo de tejidos.

## **MOVIMIENTO DE LAS BACTERIAS EN EL SUELO**

El movimiento de los organismos patógenos contenidos en el agua residual a través del suelo puede ser debido: 1) al transporte por insectos, pájaros o roedores, hasta las aguas de escorrentía superficial, 2) al arrastre de suelo por el viento y 3) a la percolación a través del perfil del suelo hasta llegar a los acuíferos. Numerosos insectos, pájaros y roedores pueden convertirse en portadores de microorganismos tras haber entrado en contacto directo con el

agua residual. No obstante, no se dispone de pruebas suficientes como para justificar que la diseminación de agentes infecciosos por esta vía deba suscitar una preocupación especial. Aunque la retención de organismos patógenos cerca de la superficie del suelo podría llegar a ser un problema, a consecuencia de la contaminación del agua de escorrentía superficial y de los arrastres de suelo por el viento, es lógico pensar que un agua residual tratada supondrá probablemente un menor peligro. Estos mecanismos de transporte de microorganismos tienen posiblemente una mayor incidencia en zonas de pasto y alimentación del ganado, en razón de las mayores concentraciones de coliformes fecales y estreptococos fecales que se registran en ellos (Coltharp y Darling, 1975; Khaleel y cols., 1980; Reddell y cols., 1971).

Los principales mecanismos que limitan el transporte de bacterias, de huevos de gusanos intestinales y de quistes de protozoos a través de la estructura del suelo son el tamizado, la sedimentación y la adsorción. La estructura del suelo actúa como un filtro; a medida que se alteran las partículas del suelo, la rotura de esa misma estructura da lugar a fenómenos de hinchamiento, fragmentación y dispersión de las partículas del suelo que llega incluso a afectar a las partículas más pequeñas. La eliminación de las bacterias, de los huevos y de los quistes contenidos en el agua residual que percola a una profundidad determinada del suelo es inversamente proporcional al tamaño de las partículas del éste (Butler y cols., 1954).

La velocidad de infiltración del agua residual en el suelo afecta al rendimiento de eliminación de las bacterias patógenas. Un caudal de infiltración bajo favorece una mayor retención en el suelo. El caudal es función de la textura del suelo, de su estructura, del tipo de arcillas presentes y de los elementos nutritivos suministrados con el agua residual a la microflora autóctona del suelo (Frankenberger y cols., 1979). Cuando el agua residual se vierte de forma continua sobre el suelo, el aporte de nutrientes puede ser suficiente para permitir un crecimiento continuo de la microflora, lo que dará lugar a la obturación biológica del suelo y a la alteración de la configuración de sus poros.

La adsorción también juega un cierto papel en la retención de las bacterias por el suelo, aunque probablemente en un grado menor que los mecanismos mencionados anteriormente. Goldshmid (1974) puso de manifiesto que la retención de coliformes en un lecho de arena aumenta cuando en lugar de percolar agua destilada se utiliza agua de abastecimiento; el rendimiento de eliminación de bacterias aumenta a medida que lo hace la concentración de cationes y la valencia de estos y a medida que disminuye el pH por debajo de 7,0. La sección dedicada al movimiento de los virus en el suelo contiene un análisis más detallado del mecanismo de adsorción.

Diversos estudios han puesto de manifiesto que, durante el paso de un agua residual a través del suelo, de un 90% a un 95% de los organismos fecales quedan retenidos en la superficie, mientras que los restantes se concentran en las capas subsuperficiales (Bouwer y cols., 1974; Dazzo y cols., 1973; Aulenbach, 1974; Reneau y cols., 1975). La Tabla 14.2 resume la información recopilada por Gerba y cols. (1975) y por Hagedorn y cols. (1981) sobre el movimiento de las bacterias patógenas a través del suelo cuando éste se riega con agua residual.

Tabla 14.2 Movimiento de las bacterias a través del suelo, en función del sistema de infiltración del agua utilizado.

Tipo de agua	Organismo	Medio filtrante	Distancia máxima recorrida, m	Tiempo de recorrido
Agua residual con tratamiento terciario	Coliformes	Arena fina a media	6,1	---
Agua residual con tratamiento secundario vertida en lechos de percolación	Coliformes fecales	Arena franca fina a grava	9,1	---
Agua residual con tratamiento primario vertido en lechos de infiltración	Estreptococos fecales	Arena limosa y grava	183	---
Agua inoculada y agua residual diluida inyectada bajo la superficie	<i>Bacillus stearothermophilis</i>	Lecho rocoso cristalino	28,7	24-30 horas
Agua residual en letrinas enterradas en el nivel freático	<i>Bacillus coliformes</i>	Arena y arcilla arenosa	10,7	8 semanas
Agua de canal en balsas de infiltración	<i>Escherichia coli</i>	Dunas de arena	3,1	---

a) Tomado de Gerba y cols. (1975) y Hagedorn y cols. (1981).

El Laboratorio de Investigación de Ingeniería Sanitaria de la Universidad de California en Berkeley llevó a cabo el primero de los principales estudios realizados sobre la eliminación de bacterias durante el proceso de percolación en el terreno, en Whittier Narrows y Azusa, California. En la zona de recarga de Whittier Narrows, la concentración de coliformes en el efluente secundario se redujo desde 110 000 coliformes/ml hasta 40 000 coliformes/ml después que el agua percolara a través de unos lechos de infiltración de 0,9 m de profundidad durante 12 días (McGauhey y Krone, 1967). En Azusa, el agua debió atravesar una profundidad de 0,8 a 2,1 m de suelo para conseguir que la concentración de organismos del agua residual tratada pasara de 120 000 organismos/100 ml hasta 6 000 organismos/100 ml (Romero, 1970). En Lodi, California, un efluente secundario se dejó percolar a través de un suelo franco-arcilloso durante 2,5 años; los resultados obtenidos indican que el NMP de bacterias coliformes pasó de  $10^5$  organismos/ml hasta menos de 1 organismo/ml después de que el agua atravesara un espesor de 1,2 a 1,5 m de suelo (Greenberg y Thomas, 1954).

El Proyecto de Regeneración de Agua de Santee, en las proximidades de San Diego, California, consistía en el vertido de efluente terciario en unos lechos de percolación constituidos por un estrato fino de arena y grava (Merrell y cols., 1967). Los análisis de coliformes totales, de coliformes fecales y de estreptococos fecales de las muestras de agua se realizaron en pozos de muestreo situados a 61 m y 122 m aguas abajo de los lechos de percolación, así como en canales

de recogida del agua de percolación situados a 457 m aguas abajo de aquellos. Los resultados experimentales pusieron de manifiesto que la mayoría de las bacterias quedaban eliminadas en los primeros 200 m de recorrido. Las concentraciones de estreptococos fecales se redujeron de 4500 organismos/ml del efluente de agua residual hasta 20, 48 y 7 organismos/ml en las muestras obtenidas en los pozos situados a 61 m, a 122 m y en los canales de recogida, respectivamente.

El Proyecto de Renovación de Agua Residual de Flushing Meadows, en las proximidades de Phoenix, Arizona, ha venido recargando diversos acuíferos desde 1967 con el efluente secundario obtenido de un proceso de fangos activados, habiendo alcanzado un gran éxito en su objetivo de conseguir un agua regenerada de calidad bacteriológica satisfactoria (Gilbert y cols., 1976). El efluente se infiltraba en 6 lechos horizontales y paralelos, de 6 x 210 m y separados 6 m entre sí, constituidos por 6 a 9 m de arena franca fina colocada sobre una sucesión de capas de arena gruesa y grava, hasta alcanzar una profundidad de 75 m. La velocidad de infiltración fue aproximadamente de 100 m de agua residual por año. Las muestras de agua renovada obtenida en los pozos no contenía ni virus patógenos ni salmonella, y las concentraciones de coliformes fecales, de estreptococos fecales y de bacterias totales experimentaron una reducción del 99% una vez que el agua residual había percolado a través de 9 m de suelo.

## **MOVIMIENTO DE LOS VIRUS EN EL SUELO**

La eliminación de los virus contenidos en un agua residual que percola a través de un suelo depende exclusivamente de su adsorción sobre los diversos componentes del suelo. La Tabla 14.3 muestra diversos resultados publicados sobre el movimiento de los virus a través de diversos sistemas de suelos.

Drewery y Eliassen (1968) llevaron a cabo experimentos sobre el movimiento de los bacteriófagos T1, T2 y f2 a través de nueve suelos de California con propiedades físicas y químicas muy diversas. Los ensayos discontinuos permitieron observar que los bacteriófagos T2 y f2 se adaptaban a una isoterma de Freundlich típica, indicando la existencia de una adsorción física. Los experimentos realizados en lisímetros consistieron en inocular virus en agua destilada y hacer pasar ésta a través de lisímetros con suelo esterilizado. El uso de  $P_{32}$  como trazador radioactivo permitió estimar que más del 99% de los virus eliminados habían quedado retenidos en los 2 cm superficiales de los lisímetros.

Robeck y cols. (1962) llevaron a cabo estudios sobre la eliminación de poliovirus a través de 0,6 m de arena de duna de California, utilizando velocidades de infiltración de 0,8 a 1,6 m/día. Los resultados obtenidos indican que la arena era capaz de eliminar 99% de los virus en 98 días. En el Proyecto de Santee, en las proximidades de San Diego, los lechos de percolación de arena y grava fueron inoculados con elevadas concentraciones de poliovirus atenuados, es decir, de virulencia reducida. Los análisis realizados en muestras de agua de

los pozos de muestreo situados 61 m aguas abajo de la zona de percolación no permitieron detectar la presencia de poliovirus.

Tabla 14.3 Movimiento de los virus a través del suelo (a).

Tipo de virus	Tipo de agua	Medio filtrante	Caudales	Distancia recorrida	Eliminación %
T1, T2, f2	Agua destilada con sales incorporadas	9 tipos de suelo de California	de 0,078 ml/min a 0,313 ml/min	45-50 cm	más de 99
Poliovirus 1	Agua destilada, con 10 <sup>-5</sup> N de sales de Ca y Mg	Arena de duna	de 1 ml/min a 2 ml/min	20 cm	99,8 a 99,9
Poliovirus 2	Agua destilada	Suelos laterizados con bajo contenido húmico	de 4,1 m/día a 5,7 m/día	3,8-15,2 cm	96 a 99,3
Poliovirus 2	Efluente secundario	Grava arenosa	---	60 m	100
Coxsackie	Agua de manantial	Suelos de jardín	---	92 cm	50
T4	Agua destilada	Suelos laterizados con bajo contenido húmico	de 4,1 m/día a 5,7 m/día	3,8-15,2 cm	100
T7	Efluente secundario	Bosque arenoso	---	19,5 cm	99,6
Virus entéricos autóctonos	Efluente secundario	Arena franca	Intermitente, medio = 0,02 cm/min	3-9 m	100

a) Tomado de Bitton (1952), Gerb y cols. (1975) y Vilker (1981).

En 1974, y como parte del Proyecto Flushing Meadows, el contenido de virus del efluente secundario y del agua renovada obtenida en 4 pozos de muestreo fue analizado cada 2 meses (Gilbert y cols., 1976a, 1976b). Las dosis de virus en el efluente de agua residual oscilaron entre 158 y 7475 UFP/100 l, pudiendo detectarse hasta 7 tipos diferentes de virus. Los virus contenidos en el agua residual no pudieron atravesar las capas de suelo del sistema de infiltración y, por lo tanto, no llegaron hasta los acuíferos, al haber quedado adsorbidos en espesores de 3 a 9 m de suelo con una eficacia del 99,99%.

Lance y cols. (1976) estudiaron el movimiento de los virus en lisímetros de 250 cm rellenos de arena calcárea inundada con efluente secundario cuya concentración vírica era aproximadamente  $3 \times 10^4$  UFP/ml de poliovirus tipo I (LSc). Los virus fueron introducidos en un efluente secundario desclorado que se

vertió en los lisímetros en ciclos alternos de 9 días de inundación y 5 días de secado. El flujo del agua a través del suelo redujo la concentración de virus hasta aproximadamente un 1% del valor inicial durante los primeros 2 cm de recorrido, y hasta 0,1% de esa misma concentración al cabo de 38 cm de recorrido. Los extractos de 1 ml obtenidos a 160 cm de profundidad de los lisímetros no permitieron detectar la presencia de virus.

Landry y cols. (1979) estudiaron la adsorción y la liberación de enterovirus humanos en muestras de suelo arenoso permeable, con unas dimensiones de 43 x 125 mm, obtenidas de un lecho de recarga en explotación en Long Island. Los virus estudiados comprendían cepas de campo y cepas de referencia de poliovirus tipos 1 y 3, Coxsackie virus B3 y echovirus tipos 1 y 6. Los virus fueron introducidos en efluente de agua tratada que posteriormente se dejó percolar a través de las muestras de suelo. Las velocidades de infiltración fueron rápidas en todas las muestras de suelo, con un valor medio de 83 cm/hora. Los efluentes de los lisímetros fueron analizados para determinar su concentración total de UFP. Los resultados obtenidos pusieron de manifiesto que el suelo adsorbe extremadamente bien todos los poliovirus ensayados, tanto de las cepas de campo como de las experimentales, así como los virus Coxsackie B3. El echovirus tipo 1 fue el que mostró mayor afinidad por el suelo, con una adsorción del 99%, mientras que el echovirus tipo 6 fue el que mostró la menor afinidad, con una adsorción del 78%.

Wang y cols. (1981) realizaron diversos experimentos de laboratorio mediante lisímetros para evaluar los efectos de la permeabilidad del suelo sobre la eliminación de virus. Para ello introdujeron de forma continua un efluente secundario sin clorar, inoculado con poliovirus tipo 1 o con echovirus tipo 1, en lisímetros de 100 cm, durante períodos de 3 a 4 días y utilizando diversas velocidades de infiltración. Los efluentes obtenidos a diferentes profundidades de los lisímetros fueron analizados para determinar su concentración de UFP. Los resultados obtenidos indican que la eficacia del proceso de eliminación de virus es función del tipo de suelo y de las cargas hidráulicas utilizadas. La carga hidráulica más eficaz fue de 33 cm/día. Un espesor de suelo de 7 cm fue suficiente para eliminar estos dos tipos de virus utilizando un suelo franco-arenoso, mientras que se necesitaron espesores de suelo de 47 y 67 cm para eliminar más de 98% de los virus inoculados cuando se utilizaron arenas de Flushing Meadows y de Pomello, respectivamente.

## **MECANISMOS DE ELIMINACIÓN DE LOS VIRUS EN EL SUELO**

La movilidad de los virus en el suelo depende de las características de su cápsula proteínica así como de la capacidad de intercambio de cationes del suelo, de su pH, de su conductividad, de su área superficial, de su contenido de materia orgánica y de su textura, así como del pH, de la fuerza iónica y de la carga hidráulica del líquido que percola. Los virus son partículas de tamaño coloidal, de 10 a 300 nm, compuestos de una masa de ácidos nucleicos rodeada de una cápsula que a su vez puede estar rodeada en algunos casos de una

envuelta. La capa proteínica constituida por la propia cápsula y por la envuelta lipoproteica tiene como característica morfológica principal la de ser anfótera.

Las partículas de materia orgánica y de arcilla tienen generalmente una carga negativa y adsorben fácilmente los grupos reactivos de carga positiva de la envuelta viral cuando ésta se encuentra por debajo de su punto isoeléctrico, es decir, por debajo del pH en el que las partículas no están cargadas. Cookson (1967, 1969) estudió el mecanismo de adsorción del bacteriófago T4 en carbón activado, encontrando que el proceso de adsorción era reversible y obedecía a unas isotermas de adsorción lineales. Los resultados parecen indicar que en el mecanismo de adsorción intervienen los grupos aminos positivamente cargados del fago T4 y los grupos carboxilos negativamente cargados de las partículas de carbón activado. La disminución del pH del medio hizo que los grupos carboxílicos se protonaran, permitiendo así la evidente liberación de las partículas virales.

Bitton (1975) examinó el mecanismo de adsorción de los virus sobre la superficie de las partículas, concluyendo que la presencia de cationes en el medio influye considerablemente sobre el proceso de adsorción. Los cationes de las diversas sales neutralizan el potencial electrostático de repulsión del exceso de cargas negativas tanto de los virus como de las partículas coloidales. Lefler y Kott (1974) observaron que la retención de poliovirus tipo 1 en lisímetros de arena esterilizada aumentaba en presencia de una concentración 0,5 N de NaCl. Los cationes divalentes son mucho más eficaces que los cationes monovalentes en el proceso de adsorción de los virus sobre la superficie de las partículas (Puck y cols., 1951; Carlson y cols., 1968).

Gerba y cols. (1975) examinaron dos de las teorías propuestas sobre el mecanismo de adsorción de los virus en el suelo. Una de estas teorías postula un enlace virus-cación-partícula, en el que el catión sirve de unión entre las partículas cargadas negativamente. Los grupos reactivos de las proteínas virales, tales como los grupos carboxilos, sulfhidrilos y los grupos OH fenólicos son responsables de la atracción electrostática entre los virus y los cationes adsorbidos que, a su vez, son retenidos por micelas o por pequeñísimas partículas coloidales en los puntos de intercambio catiónico de los suelos. Cuando la concentración de cationes en disolución disminuye, el efecto de enlace se rompe y el virus queda liberado. La segunda de estas teorías postula la fijación de los cationes en los grupos ionizables de las partículas virales, reduciendo así su carga eléctrica neta y permitiendo la interacción con la superficie de las partículas mediante las fuerzas de Van der Waals.

Hasta fechas recientes, la mayoría de los estudios realizados sobre la eliminación de los virus en el suelo estaba dedicada a un número limitado de tipos de virus. Goyal y Gerba (1979) compararon la adsorción de 27 tipos y cepas de enterovirus humanos y bacteriófagos en 9 tipos diferentes de suelos, utilizando un ensayo de adsorción discontinuo de 30 minutos de duración. Los resultados indican que la adsorción de los virus en el suelo depende en gran manera del tipo de cepa considerada. De todos los virus ensayados, el poliovirus tipo 1 y el colifago T4 fueron los adsorbidos con mayor facilidad en los 9 tipos de suelo estudiados. Los echovirus tipo 1 y el colifago f2 fueron los que

experimentaron menor grado de adsorción. El estudio puso de manifiesto que para modelar la capacidad de adsorción de un suelo no debe utilizarse un sólo enterovirus o colifago. Las diferencias en la forma de adsorción de las diversas cepas de virus parecen ser debidas a las características de su envuelta proteínica, lo que afecta a su punto isoeléctrico y a su carga eléctrica negativa (Landry y cols., 1979).

Se han realizado numerosos intentos para predecir la capacidad de adsorción de partículas virales por parte de un suelo, en función de las propiedades físicas y químicas de éste, tal como ilustra la Tabla 14.4. La adsorción de los virus aumenta generalmente a medida que lo hace el contenido de arcilla y de materia orgánica del suelo, debido al incremento de área superficial y del número de puntos activos de adsorción que representa con respecto al limo y la arena. Burge y Enkiri (1978) encontraron que, de todas las propiedades de un suelo que contribuyen a aumentar el grado de adsorción, tales como el pH, la capacidad de intercambio de cationes (CIC), el área superficial, la capacidad de retención de glicerol y el contenido de materia orgánica, únicamente el pH guardaba una correlación significativa con la tasa de adsorción de virus. No obstante, Gerba y Lance (1980) observaron que la adsorción de los virus dependía en gran manera de la CIC y del contenido de aluminio intercambiable de los suelos.

Tabla 14.4 Factores que determinan la eliminación de los virus en el suelo.

Factor	Observaciones
pH	Un pH bajo favorece la adsorción de los virus; sin embargo, un pH elevado favorece la inactivación de los virus
Cationes	Los cationes neutralizan o reducen el potencial electrostático de repulsión de las partículas virales (cargas negativas) y los componentes del suelo, favoreciendo así la adsorción
Arcillas	Incrementa la adsorción de los virus
Contenido de materia orgánica	Incrementa la adsorción de los virus
Capacidad de Intercambio de Cationes (CIC)	Una CIC elevada promueve la adsorción de los virus
Cargas hidráulicas	Una carga hidráulica baja, < 0,6 m/día, favorece le eliminación de los virus
Materia en suspensión	La materia orgánica soluble compite con los virus por los puntos de adsorción de las partículas coloidales del suelo y dificulta la inactivación de los virus en el agua residual
Agua de lluvia	Promueve la liberación de los virus previamente adsorbidos

La adsorción de los virus en el suelo es más eficaz generalmente a pH inferiores a 7,0, disminuyendo su eficacia a pH superiores (Drewey y Eliassen, 1968). Landry y cols. (1979) observaron que un pH del suelo inferior a 5,0 es aparentemente el más adecuado para conseguir la adsorción de una amplia variedad de enterovirus. En general, los virus tienen carga eléctrica negativa a pH superiores a su punto isoeléctrico, comportándose como un anión y repeliendo las partículas de suelo cargadas también negativamente. A pH inferiores a su punto isoeléctrico, los virus se comportan como cationes, manifestando una mayor atracción por las micelas negativas. El punto isoeléctrico de la mayoría de los virus se sitúa por debajo de 5,0 (Gerba y cols., 1975). Sin embargo, un pH tan bajo como éste puede ser contraproducente para una explotación de riego con agua residual, ya que son precisamente los pH alcalinos los que favorecen la inactivación de los enterovirus (Salo y Cliver, 1976).

Evidentemente, los compuestos orgánicos son capaces de competir con los virus a fin de ocupar los puntos de adsorción de los coloides del suelo (Puck y cols., 1951). Schaub y cols. (1975) observaron que, cuando un suelo se riega con agua residual con un bajo contenido de cationes y un elevado contenido de materia orgánica soluble, la adsorción de los virus no es eficaz debido a la presencia de cargas electronegativas tanto en los virus como en los compuestos orgánicos de bajo peso molecular. Por este motivo, los virus presentes en un efluente primario experimentan un grado de retención en el suelo mucho menor que el registrado cuando se utiliza un efluente secundario (Lance y cols., 1976).

Lance y Gerba (1980) observaron que la velocidad con que el agua residual se desplaza a través del suelo es uno de los factores determinantes de la distribución de los virus en función de la profundidad. Estos mismos autores encontraron que cuando la carga hidráulica del efluente secundario inoculado con poliovirus tipo 1 aumenta de 0,6 a 1,2 m/día, también aumenta el desplazamiento de los virus a través del suelo. Las cargas superficiales inferiores a 0,6 m/día fueron las más efectivas para eliminar los virus. En los terrenos de Flushing Meadows, entre un 90 y un 99% de los poliovirus de tipo 1 inoculados en el efluente secundario quedaron retenidos en la capa de 5 a 10 cm superficiales, utilizando velocidades de infiltración de 15 a 55 cm/día. Robeck y cols. (1962) observaron que la tasa de retención de virus en arenas gruesas podía superar el 90% cuando las cargas superficiales eran inferiores a 0,9 m/día. El número de casos en que los virus fueron capaces de atravesar el lecho filtrante aumentó a medida que lo hacía la carga superficial, llegándose a alcanzar una tasa de liberación de virus del 80 al 90% con cargas superficiales superiores a 59 m/día.

La movilización de los virus en el suelo depende no solamente de la carga superficial de agua residual sino también de la fuerza iónica del líquido que percola. Los virus tienen una carga eléctrica ligeramente negativa en las condiciones de pH que se registran normalmente en las aguas residuales (Vilker, 1981). Esto hace que la presencia de cationes neutralice los efectos repulsivos entre las partículas virales y los coloides del suelo. Los cationes divalentes  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$  parecen ser más eficaces que los cationes monovalentes, como  $\text{Na}^{+1}$  y  $\text{K}^{+1}$ , siendo los cationes trivalentes, como el  $\text{Al}^{+3}$  y el  $\text{Fe}^{+3}$ , incluso más eficaces que aquellos en la formación de los enlaces virus-cación-arcilla. Goyal y Gerba (1979) observaron que la presencia de 10 mM de  $\text{Ca}^{+2}$  promovía la adsorción de

las cepas de virus Coxsackie en el suelo de Flushing Meadows. Lance y Gerba (1980) observaron la completa adsorción de poliovirus tipo 1 (LSc) en los 5 cm superficiales de suelo cuando se añadía al agua 5 mM de  $\text{CaCl}_2$ .

El vertido intermitente de agua residual en un suelo tiende a mejorar la inmovilización de los virus que se consigue con un vertido continuo de la misma. Lance y cols. (1976) observaron que dejando secar el suelo durante un día entre dos vertidos consecutivos de virus e inundando el suelo con agua desionizada se conseguía reducir el movimiento de los virus a través de las columnas de suelo. No pudo observarse la liberación de partículas virales después de un período de secado de 5 días tras la inundación de las muestras. Además, los ciclos de mojado y secado de 14 días utilizados en la zona del Proyecto de Flushing Meadows permitieron conseguir unas tasas de retención de virus en el suelo muy elevadas. No existen informes concluyentes sobre el modo en que los ciclos de mojado y de secado influyen sobre la inactivación de los virus.

La liberación de los virus retenidos en un suelo puede demostrarse disminuyendo la fuerza iónica del líquido que percola. Duboise y cols. (1976) observaron que los poliovirus quedaban adsorbidos en columnas de suelo cuando se infiltraba efluente, mientras que la adición de agua destilada provocaba la liberación y el movimiento de los virus a través de la columna de suelo. Roper y Marshall (1974) realizaron observaciones similares cuando un bacteriófago proveniente de sedimentos marinos fue rápidamente liberado tras disminuir la salinidad mediante sucesivos lavados de las muestras. Lance y cols. (1976) observaron que si 2 horas después de que se hubieran hecho pasar por los lisímetros una mezcla de agua residual, agua y poliovirus, se hacía percolar agua desionizada por éstos, se provocaba la liberación de los virus y su desplazamiento hasta profundidades de 160 cm. La liberación más acentuada de los virus adsorbidos en muestras de suelo coincide frecuentemente con los niveles bajos de la conductividad eléctrica del efluente de los lisímetros (Duboise y cols., 1976). Wellings y cols. (1975) observaron un aumento repentino de la concentración de virus entéricos en pozos de muestreo de 3 m de profundidad tras un período de intensas lluvias.

## **RESUMEN**

Las tasas de supervivencia de las bacterias patógenas en el suelo varían normalmente entre un día y varios meses. La supervivencia de las bacterias entéricas en el suelo depende de numerosos factores. Un aumento del contenido de humedad y de la materia en suspensión, junto con una disminución de la temperatura, favorecen generalmente la supervivencia de estas bacterias; por el contrario, unas condiciones extremas de alcalinidad o acidez, la presencia de luz solar y la existencia de microflora antagónica son factores que reducen esa misma supervivencia. Los protozoos y los helmintos sobreviven aparentemente tanto tiempo en el suelo como lo hacen las bacterias entéricas, aunque los huevos de ascaris pueden permanecer viables mucho más tiempo.

Se ha podido observar una supervivencia de los enterovirus que oscila entre 25 y 170 días, dependiendo de la naturaleza del suelo, de su temperatura, de su pH y de su contenido de humedad. La inactivación de los enterovirus aumenta en función directa del grado de desagregación de los grupos de partículas virales, de la presencia de cloruros, de la existencia de valores elevados de la temperatura y del pH y de la presencia de especies químicas virucidas tales como el amoníaco. Se considera que la materia orgánica en suspensión de un agua residual tiene un papel protector sobre los virus, favoreciendo así su tasa de supervivencia.

El movimiento de los organismos patógenos a través del suelo engloba: 1) el transporte por insectos, pájaros y roedores, 2) el arrastre de polvo por el viento, 3) el arrastre por medio de la escorrentía superficial y 4) la percolación a través del perfil del suelo hasta llegar a los acuíferos. La aportación continua de agua residual sobre un suelo puede dar lugar a la acumulación de organismos patógenos en su superficie. El arrastre de organismos patógenos con el agua de escorrentía superficial puede representar un peligro de propagación de enfermedades más importante que el causado por la liberación de esos mismos organismos patógenos y su llegada a los acuíferos. Los principales mecanismos determinantes del transporte de las bacterias, de los huevos de gusanos intestinales y de los quistes de protozoos a través de la estructura del suelo son el tamizado, la sedimentación y la adsorción. La mayoría de los estudios realizados muestran que las bacterias quedan retenidas en los centímetros superficiales del suelo y que nunca alcanzan los acuíferos, a menos que el suelo tenga grandes grietas o canales preferenciales.

Las referencias técnicas disponibles indican que los virus quedan retenidos eficazmente a su paso a través de columnas de suelo y revelan la existencia de un proceso de adsorción en estudios de flujo discontinuo. Es evidente que los virus difieren notablemente entre sí tanto en sus tasas de supervivencia como en su grado de eliminación durante la percolación a través del suelo. La movilidad de los virus en el suelo depende de: 1) las propiedades de los virus, 2) el pH, la capacidad de intercambio de cationes, el área superficial, el contenido de materia orgánica y la textura del suelo y 3) el pH, la fuerza iónica y la carga hidráulica superficial del líquido que percola.

La adsorción es el principal mecanismo de retención de los virus en el suelo; entre las condiciones que favorecen este proceso hay que mencionar una carga hidráulica reducida, un vertido intermitente de agua, una elevada capacidad de intercambio de cationes, un elevado contenido de arcilla y de materia orgánica y un pH bajo. La percolación de fluidos con fuerza iónica pequeña favorece la liberación de los virus adsorbidos. En definitiva, el riego y el vertido de agua residual en el terreno es aparentemente una forma muy eficaz de inmovilizar e inactivar los microorganismos patógenos presentes en ella.

## REFERENCIAS

- Aulenbach, D. B., T. P. Galvin y J. A. R. Rojas (1974). Protracted recharge of treated sewage into sand: I. Quality changes in vertical transport through sand. *Groundwater*, 12:161-169.
- Beard, P. J. (1940). Longevity of *Eberthella typhosus* in various soils. *American Journal of Public Health*, 30:1077-1082.
- Bergner-Rabinowitz, S. (1956). The survival of coliforms, *Streptococcus faecalis* and *Salmonella tennessee* in the soil and climate of Israel. *Applied Microbiology*, 4:101-106.
- Bitton, G. (1975). Adsorption of viruses onto surfaces in soil and water. *Water Research*, 9:473-484.
- Bitton, G. y R. Mitchell (1974). Effects of colloids on the survival of bacteriophages in seawater. *Water Research*, 8:227-229.
- Bouwer, H., H. C. Lance y M. S. Riggs (1974). High-rate land treatment II. Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows project. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46:844-859.
- Boyd, J. W., T. Yoshida, L.E. Vereen, R. L. Cada y S. M. Morrison (1969). *Bacterial Response to the Soil Environment*. Sanitary Engineering Papers No. 5, pág. 22. Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Bryanskaya, A. M. (1966). Antagonistic effects of actinomycetes on pathogenic bacteria in soil. *Hygiene and Sanitation*, 31:123-125.
- Burge, W. D. y N. K. Enkiri (1978). Virus adsorption by five soils. *Journal of Environmental Quality*, 7:73-76.
- Burge, W. D. y P. B. Marsh (1978). Infectious disease hazards of landscape sewage wastes. *Journal of Environmental Quality*, 7:1-9.
- Butler, R. G., G. T. Orlob y P. H. McGauhey (1954). Underground movement of bacterial and chemical pollutants. *Journal of the American Water Works Association*, 45:97-111.
- Carlson, G. F., Jr., F. E. Woodard, D. F. Wentworth y O. J. Sproul (1968). Virus inactivation on clay particles in natural waters. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 40:R89-R106.
- Coltharp, G. B. y L. A. Darling (1975). Livestock grazing: A nonpoint source of water pollution in rural areas ?. Pág. 341-358 de la publicación editada por W. J. Jewell y R. Swan *Water Pollution Control in Low Density Areas*. University Press of New England, Hanover, New Hampshire.
- Cookson, J. T. (1967). Adsorption of *Escherichia coli* bacteriophage T4 on activated carbon as a diffusion limited process. *Environmental Science and Technology*, 1:157-160.
- Cookson, J. T. (1969). Mechanism of virus adsorption on activated carbon. *Journal of the American Water Works Association*, 61:52-56.
- Dazzo, F., P. Smith y D. Hubbel (1973). The influence of manure slurry irrigation on the survival of fecal organisms in Scranton fine sand. *Journal of Environmental Quality*, 2:470-473.
- Drewey, W. A. y R. Eliassen (1968). Virus movement in groundwater. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 40:257-271.
- Duboise, S. M., B. E. Moore y B. P. Sagik (1976). Poliovirus survival and movement in a sandy forest soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 31:536-543.

- Ellis, J. R. y T. McCalla (1976). Fate of pathogens in soils receiving animal wastes. Paper No. 76-2560. *Winter Meeting, American Society of Agricultural Engineers, Chicago, Illinois.*
- Frankerberger, W. T. Jr., F. R. Troeh y L. C. Dumenil (1979). Bacterial effects on hydraulic conductivity of soils. *Journal of the American Society of Soil Sciences*, 43:333-338.
- Fujioka, R. y P. C. Loh (1974). *Recycling of Sewage for Irrigation: A Virological Assessment*. American Society for Microbiology, Abstracts Annual Meeting.
- Geldreich, E. E., C. B. Huff, R. H. Bordner, P. W. Kabler y H. F. Clark (1962). The fecal coli-aerogenes flora of soils from various geographical areas. *Journal of Applied Bacteriology*, 25:87-93.
- Gerba, C. P. y G. E. Schaiberger (1975). The effect of particulates on virus survival in seawater. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 41: 93-103.
- Gerba, C. P., C. Wallis y J. L. Melnick (1975). Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *ASCE Journal of Irrigation and Drainage Division*, IR3:157-174.
- Gerba, C. P. y J. C. Lance (1980). Pathogen removal from wastewater during groundwater recharge. Pág. 137-144 de la publicación editada por T. Asano y P. V. Roberts *Wastewater Reuse for Groundwater Recharge*. Proceedings of a Symposium, September 1979. California State Polytechnic University, Pomona, California.
- Gilbert, R. G., C. P. Gerba, R. C. Rice, H. Bouwer, C. Wallis y J. L. Melnick (1976a). Virus and bacteria removal from wastewater by land treatment. *Applied and Environmental Microbiology*, 32:333-338.
- Gilbert, R. G., R. C. Rice, H. Bouwer, C. P. Gerba, C. Wallis y J. L. Melnick (1976b). Wastewater renovation and reuse: Virus removal by soil filtration. *Science*, 192:1004-1005.
- Goldshmid, J. (1974). Water-quality aspects of ground-water recharge in Israel. *Journal of the American Water Works Association*, 5:163-166.
- Goyal, S. M. y C. P. Gerba (1979). Comparative adsorption of human enteroviruses, simian rotavirus, and selected bacteriophages to soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 38:241-247.
- Greenberg, A. E. y J. F. Thomas (1954). Sewage effluent reclamation for industrial and agricultural use. *Sewage and Industrial Wastes*, 26:761-764.
- Hagedorn, C., E. L. McCoy y T. M. Rahe (1981). The potential for groundwater contamination from septic effluents. *Journal of Environmental Quality*, 10:1-8.
- Khaleel, R., K. R. Reddy y M. R. Overcash (1980). Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: A review. *Water Research*, 14:421-436.
- Kibbey, H. J., C. Hagedorn y E. L. McCoy (1978). Use of fecal streptococci as indicators of pollution in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 35:711-717.
- Lance, J. C. y C. P. Gerba (1980). Poliovirus movement during high rate land filtration of sewage water. *Journal of Environmental Quality*, 9:31-34.
- Lance, J. C., C. P. Gerba y J. L. Melnick (1976). Virus movement in soil columns flooded with secondary sewage effluent. *Applied and Environmental Microbiology*, 32:520-526.

- Landry, E. F., J. M. Vaughn, M. Z. Thomas y C. A. Beckwith (1979). Adsorption of enteroviruses to soil cores and their subsequent elution by artificial rainwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 38:680-687.
- Lefler, E. y Y. Kott (1974). Virus retention and survival in sand. Pág. 84-91 de la publicación editada por J. Malina y B. Sagik *Virus Survival in Water and Wastewater Systems*, Proceedings of Symposium No. 7, Center for Research in Water Resources, University of Texas, Austin, Texas.
- McGauhey, P. H. y R. B. Krone (1967). *Soil Mantle as a Wastewater Treatment System*. Report No. 67-11. Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, Berkeley, California.
- Menzies, J. D. (1977). Pathogen considerations for land application of human and domestic animal wastes. Pág. 575-585 de la publicación editada por L. F. Elliott y F. J. Stevenson *Soils for Management of Organic Wastes and Wastewaters*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- Merrell, J. C., Jr., W. F. Jopling, R. F. Bott, A. Katko y H. E. Pintler (1967). *The Santee Recreation Project, Santee, California*, final report. Series publication No. WP-20-7. Water Pollution Control Research. Federal Water Pollution Control Administration, Cincinnati, Ohio.
- Parsons, D., C. Brownlee, D. Wetler, A. Maurer, E. Haughton, L. Kornder y M. Selzak (1975). *Health Aspects of Sewage Effluent Irrigation*. Pollution Control Branch, British Columbia Water Resources Service, Department of Lands, Forests and Water Resources, Victoria, B.C.
- Puck, T. T., A. Garen y J. Cline (1951). The mechanism of virus attachment to host cells. *Journal of Experimental Medicine*, 93:65-88.
- Reddell, D. L., W. H. Johnson, P. J. Lyerly y P. Hobgood (1971). Disposal of beef manure by deep plowing. Pág. 235-238 de la publicación *Livestock Waste Management and Pollution Abatement*. Proceedings No. 271. American Society of Civil Engineers, Saint Josep, Missouri.
- Reddy, K. R., R. Khaleel y M. R. Overcash (1981). Behavior and transport of microbial pathogens and indicator organisms in soils treated with organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, 10:255-266.
- Reneau, R. B., Jr., J. H. Elder, Jr., D. E. Pettry y C. W. Weston (1975). Influence of soils on bacterial contamination of a watershed from septic sources. *Journal of Environmental Quality*, 4:249-252.
- Robeck, G. G., N. A. Clarke y K. A. Dostal (1962). Effectiveness of water treatment processes in virus removal. *Journal of the American Water Works Association*, 54:1275-1290.
- Romero, J. C. (1970). The movement of bacteria and viruses through porous media. *Groundwater*, 8:37-48.
- Roper, M. M. y K. C. Marshall (1974). Modification of the interaction between *Escherichia coli* and bacteriophage in a saline sediment. *Microbial Ecology*, 1:1-13.
- Salo, J. y D. O. Cliver (1976). Effect of acid pH, salts, and temperature on the infectivity and physical integrity of enteroviruses. *Archives of Virology*, 52:269-282.
- Schaub, S.A., C. A. Sorber y G. W. Taylor (1974). The association of enteric viruses with natural turbidity in aquatic environments. Pág. 71-83 de la publicación editada por J. F. Malina y B. P. Sagik *Virus Survival in Water and Wastewater Systems*. Center for Research in Water Resources, University of Texas, Austin, Texas.

- Schaub, S. A., E. P. Meier, J. R. Kolmer y C. A. Sorber (1975). *Land Application of Wastewater: The Fate of Viruses, Bacteria and Heavy Metals at a Rapid Infiltration Site*. Report No. TR 7504, AD A011263. United States Army Medical Bioengineering Research and Development Laboratory, Ft. Detrick, Frederick, Maryland.
- Tannock, G. W. y J. M. B. Smith (1971). Studies on the survival of *Salmonella typhimurium* and *Salmonella bovismorbificans* on pasture and in water. *Australian Veterinary Journal*, 47:557-559.
- Tate, R. L. y R. E. Terry (1980). Effect of sewage effluent on microbial activities and coliform populations of Pahokee muck. *Applied Microbiology*, 9:673-677.
- Van Donsel, D. J., E. E. Geldreich y N. A. Clarke (1967). Seasonal variation in survival of indicator bacteria in soils and their contribution to storm-water pollution. *Applied Microbiology*, 15:1362-1370.
- Vilker, V. L. (1981). Simulation virus movement in soils. Pág. 223-253 de la publicación editada por I. K. Iskandar *Modeling Wastewater Renovation by Land Treatment*. Wiley and Sons, New York.
- Wang, D., C. P. Gerba y J. C. Lance (1981). Effect of soil permeability on virus removal through soil columns. *Applied and Environmental Microbiology*, 42:83-88.
- Ward, R. L. y C. S. Ashley (1977). Identification of the virucidal agent in wastewater sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, 33:869-864.
- Weiser, R. S. y C. M. Osterud (1945). I. The influence of the freezing temperature, repeated fluctuations of temperature, and the exposure to freezing temperatures on the mortality of *Escherichia coli*. *Journal of Bacteriology*, 50:413-439.
- Wellings, F. M., A. L. Lewis, C. W. Mountain y L. V. Pierce (1975). Demonstration of virus in groundwater after effluent discharge onto soil. *Applied Microbiology*, 29:751-757.
- Young, D. C. y D. G. Sharp (1977). Poliovirus aggregates and their survival in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 33:168-177.

# CAPÍTULO 15

---

## DESTINO DE LOS COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL EN EL SUELO Y EN LOS ACUÍFEROS: LOS MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS

A. C. Chang y A. L. Page

### INTRODUCCIÓN

El contenido de materia orgánica de un agua residual bruta y de un efluente de agua residual tratada se expresa habitualmente en términos de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico total. A pesar de que estos parámetros han sido eficaces para estimar la carga contaminante de un agua y para evaluar el rendimiento de los procesos de tratamiento de agua residual, ninguno de ellos permite conocer cual es la composición de esa materia orgánica ni identificar ninguna de las sustancias orgánicas tóxicas que aquella puedan contener. Esto hace que dos aguas con un contenido idéntico de carbono orgánico total puedan tener una composición completamente diferente de compuestos orgánicos. Por esta razón, la evaluación toxicológica de un agua requiere necesariamente la identificación clara de las sustancias orgánicas que contiene y la determinación de sus concentraciones respectivas.

Las técnicas analíticas disponibles actualmente permiten la identificación y la detección de los compuestos orgánicos presentes en un agua en concentraciones próximas a una parte por billón, es decir en  $\mu\text{g/l}$  (Mieure, 1980; Keith, 1981). Aunque estos métodos son bastante laboriosos para ser utilizados en la vigilancia rutinaria de la calidad del agua, han contribuido al conocimiento de las características químicas de las sustancias orgánicas presentes en ella. La aplicación de estas técnicas analíticas tan desarrolladas permite analizar el amplio espectro de compuestos químicos orgánicos que pueden encontrarse en concentraciones muy pequeñas en las aguas superficiales, las aguas subterráneas y las aguas de bebida (Dunlap y cols., 1976; WHO, 1975).

La mayoría de los residuos orgánicos presentes en un agua son de origen natural. No obstante, también es posible encontrar numerosos compuestos

orgánicos sintéticos de carácter tóxico o sospechosos de provocar cáncer, de acuerdo con ensayos de laboratorio de corta duración. Excepto en raras ocasiones, la concentración de estas sustancias en el agua es siempre inferior a aquellas a las que se han observado efectos perjudiciales. Sin embargo, la presencia de estos últimos tipos de compuestos en un agua pone de manifiesto la posibilidad de que una exposición a largo plazo y a bajas concentraciones de compuestos orgánicos potencialmente dañinos, tal como la que tiene lugar mediante el uso de dichas aguas, pueda llegar a constituir un peligro sanitario. Hay que señalar a este respecto que compuestos químicos orgánicos similares a los presentes en los sistemas hidrológicos naturales han sido detectados en las aguas residuales municipales, incluso con mayor frecuencia.

Una de las vías de exposición crónica más importante a estas pequeñísimas cantidades de compuestos químicos orgánicos peligrosos es la ingestión directa de estas sustancias a través del agua de bebida. Esta vía de exposición fue examinada por un grupo de expertos convocados por la Academia Nacional de Ciencias y la Academia Nacional de Ingeniería de los Estados Unidos (NAS-NAE, 1977). Los expertos examinaron las referencias científicas disponibles con objeto de encontrar información relevante sobre la existencia, el metabolismo y la toxicología de cada uno de las sustancias orgánicas presentes en el agua que fueran potencialmente peligrosas. El estudio puso de manifiesto la seria deficiencia de datos toxicológicos sobre los compuestos orgánicos, y las grandes dudas existentes sobre la idoneidad de extrapolar dichos datos como medio de evaluar el riesgo asociado con una exposición crónica a bajas concentraciones de esas sustancias.

No obstante, los expertos no pudieron encontrar ninguna evidencia de que los microcontaminantes orgánicos tóxicos presentes en el agua de bebida hayan causado cáncer o hayan aumentado la incidencia de esta enfermedad. Sin embargo, teniendo en cuenta que no es posible establecer claramente una concentración umbral por debajo de la cual no es posible detectar respuesta alguna, el riesgo de que se produzca enfermedad como consecuencia de una exposición a largo plazo no puede ser descartado completamente.

La ingestión directa de agua residual durante su uso para regar no constituye una vía de exposición a los microcontaminantes orgánicos presentes en ella. Por el contrario, los microcontaminantes orgánicos se depositarán en el suelo, donde serán sometidos a un proceso de atenuación a través de las reacciones físicas, químicas y biológicas que allí tienen lugar, y desde donde habrán de ser incorporados a los tejidos vegetales antes de que puedan entrar en la cadena alimentaria humana. Mediante su paso a través de la estructura del suelo, los microcontaminantes orgánicos pueden convertirse también en contaminantes de las aguas subterráneas. Todo ello pone de manifiesto el interés esencial que tiene determinar el destino final de los microcontaminantes orgánicos introducidos en los suelos mediante el riego con agua residual.

## **MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS DEL AGUA RESIDUAL**

La bibliografía técnica actual no define con claridad el término "microcontaminante orgánico". En general, el término se utiliza para designar las sustancias orgánicas presentes en aguas aparentemente no contaminadas, o las sustancias presentes en concentraciones extremadamente pequeñas en los efluentes de agua residual tratada. La mayoría de los compuestos detectados tienen probablemente un origen natural. A las concentraciones en que normalmente se encuentran en el agua, ninguno de esos compuestos interfiere seriamente con el uso de ésta. No obstante, hay un gran número de compuestos orgánicos sintéticos que son potencialmente tóxicos. Por otra parte, y a pesar de que existen millares de compuesto químicos sintéticos, no todos ellos han llegado a contaminar el agua. De los compuestos químicos detectados en el agua, algunos lo han sido con más frecuencia que otros. Esto explica que sea poco probable que dos cursos de agua diferentes tengan idéntica composición de microcontaminantes orgánicos. Por todo ello, el análisis que aparece a continuación se centrará únicamente en los microcontaminantes orgánicos de carácter potencialmente peligroso que pueden detectarse en el agua.

La presencia de contaminantes prioritarios en los afluentes de cuatro plantas públicas de tratamiento de agua residual (Cincinnati, Ohio; Atlanta, Georgia; St. Louis, Missouri; and Hartford, Connecticut) fue evaluada recientemente (Levins y cols., 1979). Se considera como "contaminante prioritario" a todo aquel contaminante tóxico reglamentado en la sección 307 de la Ley Federal de la Lucha Contra la Contaminación del Agua (Federal Water Pollution Control Act). Véase a este respecto el texto del 95th Congress Committee Print 95-30, Data relating to H.R. 3199, United States Government Printing Office, 1977. De entre los contaminantes prioritarios así definidos, 77 no pudieron ser detectados nunca durante el período de muestreo de 3 meses, y otros 20 fueron detectados en menos del 10% del tiempo. De los 56 contaminantes prioritarios encontrados con más frecuencia, 43 fueron compuestos orgánicos, muchos de los cuales fueron detectados en concentraciones extremadamente bajas.

La Tabla 15.1 resume la frecuencia de detección, el intervalo de concentraciones y la concentración media de cada uno de los contaminantes orgánicos prioritarios. La concentración tan baja de estos compuestos en el agua residual hace que, con frecuencia, sea difícil determinar su posible origen. A pesar de que pudieron ser detectados en las aguas residuales tanto de sectores residenciales como de zonas industriales de la población, los caudales provenientes de las zonas industriales fueron los que aportaron cantidades considerablemente superiores de la carga total de microcontaminantes orgánicos (Feiler, 1979). Sin embargo, no es cierto que la tendencia observada en el agua residual de estas poblaciones pueda ser considerada como representativa de la tendencia que cabe esperar en la distribución de microcontaminantes orgánicos en las 13000 plantas públicas de tratamiento de aguas residuales de los Estados Unidos; no obstante, esta información es la mejor disponible hasta el momento.

Los procesos normalmente utilizados para el tratamiento del agua residual municipal están diseñados para eliminar la materia en suspensión, la demanda bioquímica de oxígeno y las bacterias presentes en el afluente de agua residual.

Los estudios realizados muestran que un proceso convencional de tratamiento de aguas residuales permite así mismo reducir las concentraciones de microcontaminantes orgánicos (Feiler, 1979). La eliminación de microcontaminantes orgánicos tiene lugar casi en su totalidad durante el tratamiento biológico. Por otra parte, la cloración de los efluentes de agua residual tratada da lugar con frecuencia a cantidades adicionales de hidrocarburos halogenados (Jolley, 1975; Glaze y Henderson, 1975). Aunque la filtración rápida con arena tiene un efecto limitado sobre las concentraciones de microcontaminantes orgánicos, la coagulación con cal es un proceso unitario efectivo para reducir la concentración de estas sustancias durante el tratamiento terciario del agua residual.

Tabla 15.1 Contaminantes prioritarios presentes en los afluentes de diversas plantas públicas de tratamiento de agua residual municipal (Levins y cols., 1979).

Contaminante prioritario	Frecuencia de detección	Concentración, $\mu\text{g/l}$	
		intervalo	media
Triclorofluorometano	6	---	---
Acrilonitrilo	6	---	---
1,1-Dicloroetileno	17	0 - 8,6	2,4
1,1-Dicloroetano	6	0 - 0,3	0,1
trans-1,2-Dicloroetileno	28	0 - 18,6	4,8
Cloroformo	100	3,6 - 7,1	4,9
1,2-Dicloroetano	11	0 - 0,4	0,2
1,1,1-Tricloroetano	78	0,3 - 95,9	28,9
Bromodichlorometano	11	0 - 0,7	0,2
Tricloroetileno	67	0 - 164,9	50,5
Benceno	67	0 - 7,0	2,7
Dibromoclorometano	22	0 - 1,0	0,2
1,1,2,2-Tetracloroetano	6	---	---
1,1,2,2-Tetracloroetileno	83	1,1 - 239,4	77,9
Tolueno	78	1,6 - 60,2	25,8
Clorobenceno	6	0 - 0,2	0
Etilbenceno	67	0 - 48,7	16,3
Fenol	33	0 - 18,8	7,3
2,4-Dimetilfenol	11	0 - 9,9	2,5
p-Cloro-m-cresol	6	---	---
Pentaclorofenol	22	0 - 19,2	5,7
Diclorobenceno	56	0 - 92,7	33,1
Naftaleno	44	0 - 32,9	11,6
Falato de dietilo	50	3,6 - 11,6	6,8
Falato de di-n-butilo	67	4,2 - 15,8	9,3
Falato de butilbencilo	44	0 - 77,3	22,2
Falato bis(2-etilhexilo)/ di-n-octilo	22	0 - 4,5	2,2
Heptacloro	6	---	---

No obstante, no es posible obtener un efluente de agua residual completamente libre de microcontaminantes orgánicos, incluso cuando se utiliza la adsorción en carbón activado y la ósmosis inversa, (McCarty y Reinhard,

1980). En uno de los estudios realizados, la concentración de estas sustancias en el efluente de agua residual tratada se ajustaba generalmente a un distribución normal logarítmica. La Tabla 15.2 resume las concentraciones de microcontaminantes orgánicos registradas en el efluente secundario de la planta de tratamiento de aguas residuales de Orange County Water District en California, entre 1976 y 1978 (McCarty y Reinhard, 1980).

Tabla 15.2 Microcontaminantes orgánicos presentes en efluentes secundarios, en µg/l. Distrito del Condado de Orange, California.

Compuesto	Enero a septiembre de 1976 (a)			Marzo a octubre de 1978 (b)		
	no. de muestras	intervalo	media geomét.	no. de muestras	intervalo	media geomét.
<b>Trihalometanos</b>						
Cloroformo	52	0,2 - 3,9	1,6	28	0,8 - 17	2,9
Bromodiclorometano	42	<0,1 - 1,1	0,09	27	0,2 - 3,2	0,6
Dibromoclorometano	35	<0,1 - 10	0,15	28	0,2 - 1,8	0,71
Bromoformo	24	<0,1 - 3	0,12	23	0,1 - 6,4	0,37
<b>Otros compuestos volátiles</b>						
Tetracloruro de carbono	--	---	--	28	<0,1 - 0,1	<0,1
Cloruro de metileno	41	1,7 - 74	17,0	--	---	--
1,1,-Tricloroetano	50	<0,3 - 38	4,7	28	0,3 - 15	2,9
Tricloroetileno	46	<0,1 - 12	0,9	--	---	--
Tetracloroetileno	39	<0,1 - 15	0,6	28	0,2 - 9,5	1,5
<b>Clorobencenos</b>						
Clorobenceno	14	0,2 - 9,4	2,5	27	<0,02 - 1,1	0,11
1,2-Diclorobenceno	15	0,3 - 8,9	2,4	27	0,07 - 13	0,63
1,3-Diclorobenceno	15	0,2 - 1,7	0,68	26	<0,02 - 5,4	0,17
1,4-Diclorobenceno	15	0,8 - 9,2	2,1	26	0,07 - 15	1,9
1,3,4-Triclorobenceno	15	<0,02 - 4,1	0,46	27	<0,02 - 3,1	0,18
<b>Hidrocarburos aromáticos</b>						
Etilbenceno	13	0,2 - 8,7	1,4	25	<0,02 - 0,5	0,039
m-Xileno	--	---	--	24	<0,02 - 0,2	0,027
p-Xileno	--	---	--	24	<0,02 - 0,04	0,016
Naftaleno	16	0,1 - 4,1	0,57	27	<0,02 - 0,54	0,065
1-Metilnaftaleno	11	0,1 - 3,9	0,86	27	<0,02 - 0,89	0,004
2-Metilnaftaleno	10	0,4 - 2,6	1,0	27	<0,02 - 0,18	0,018
<b>Compuestos extraíbles en disolventes (b)</b>						
Falato de dimetilo	3	14,7 - 18,7	0,6	25	0,8 - 14	5,4
Falato de dietilo	11	<2,0	<2,0	25	<0,3 - 12	<0,3
Falato de di-n-butilo	3	<0,5 - 0,5	<0,5	24	<0,5 - 3,4	0,75
Falato de di-isobutilo	11	<0,3 - 16	2,9	25	<1 - 10	4,4
Falato de bis-[2-etilhexilo]	11	15 - 65	28,0	25	<4 - 62	9,3
PCB (como Aroclor 1242)	11	2 - 7,6	3,3	25	<0,3 - 1,3	0,47
Lindano	10	<0,1 - 0,6	0,19	25	0,09 - 0,19	0,15

a) Desde octubre de 1976 a marzo de 1978: efluente de filtro percolador. Desde marzo de 1978 hasta octubre de 1978: tratamiento por fangos activados, con segregación de las aguas residuales para reducir los aportes industriales.

b) Un litro de muestra extraída con 2 volúmenes de 15 ml de hexano, secada con sulfato sódico, concentrada hasta 2 ml y lavada en una columna de Florisil antes de su análisis.

## LOS MICROCONTAMINANTES ORGÁNICOS EN EL SUELO

Los suelos son medios porosos constituidos por fragmentos de minerales erosionados, materia orgánica, microorganismos, agua y aire. Son, por lo tanto, medios químicamente y biológicamente complejos. Cuando se trata de describir el comportamiento de los microcontaminantes orgánicos en las condiciones propias de un suelo, las características del suelo pueden dividirse en cuatro grandes grupos: atmosféricas, acuosas, sólidas y bióticas. El destino de los microcontaminantes orgánicos durante el paso del agua residual a través de la estructura del suelo depende de la forma en que el producto químico introducido se ve afectado por esos cuatro grupos de características del suelo.

Los mecanismos responsables de la retención de los microcontaminantes orgánicos en el suelo son esencialmente idénticos a los que tienen lugar en otros elementos de la biosfera. No obstante, las características cinéticas de las reacciones que rigen la transferencia de materia en el suelo pueden ser diferentes de las correspondientes al medio acuoso o atmosférico. La experiencia disponible indica que las constantes cinéticas de los procesos de transporte en el suelo dependen de las propiedades del suelo y de la naturaleza del compuesto químico en cuestión.

Entre los procesos determinantes de la transformación de los microcontaminantes orgánicos durante el riego con agua residual, los considerados como más importantes son la adsorción, la volatilización y la biodegradación. No obstante, no se dispone actualmente de datos suficientes para poder establecer una evaluación completa del destino de los microcontaminantes orgánicos en el suelo. El análisis que aparece a continuación describe un posible enfoque para evaluar el comportamiento de estas sustancias en el suelo.

### Adsorción

La adsorción es un proceso que tiene lugar en el suelo mediante el cual los componentes químicos pasan de la fase acuosa hasta la superficie de las partículas del suelo. A medida que los solutos son temporalmente o permanentemente inmovilizados en la fase sólida o inmóvil, la concentración de microcontaminantes orgánicos potencialmente peligrosos contenidos en el agua intersticial irá disminuyendo. A pesar de que se sabe que la adsorción en el suelo es debida a una variedad de fuerzas electrostáticas intermoleculares, no es posible en todos los casos medir la contribución relativa de cada uno de los fenómenos que intervienen en el proceso de adsorción. Por este motivo, la adsorción que tiene lugar en el suelo se mide siempre mediante el valor conjunto de la adsorción debida a los diferentes procesos participantes.

La distribución de un soluto entre la fase acuosa y la fase sólida, en estado de equilibrio, puede describirse matemáticamente mediante una isoterma de adsorción de Langmuir o de Freundlich. Los datos obtenidos experimentalmente pueden ajustarse también a una ecuación de proporcionalidad sencilla (Laskowski, 1982):

$$\frac{X}{M_s} = K_d \times C \quad [15-1]$$

donde:

$X$  = cantidad de soluto adsorbido, en  $\mu\text{g}$

$M_s$  = cantidad de suelo, en g

$C$  = concentración de soluto en equilibrio,  $\mu\text{g/ml}$

$K_d$  = la constante de adsorción del suelo, ml/g

La constante  $K_d$  que aparece en esta ecuación representa la importancia relativa de la adsorción y depende específicamente del tipo de suelo y de la sustancia química en cuestión. La constante de adsorción de las sustancias orgánicas hidrofóbicas no polares puede estar directamente correlacionada con el contenido de materia orgánica del suelo (Karickhoff y cols., 1979; Means y cols., 1982). En este caso, la Ecuación 15-1 puede escribirse de manera que refleje la dependencia de la adsorción en el contenido de materia orgánica del suelo:

$$\frac{X}{M_{oc}} = \frac{K_d}{f_{oc}} \times C = K_{oc} \times C \quad [15-2]$$

donde:

$f_{oc}$  = contenido de materia orgánica del suelo, en fracción de peso

$M_{oc}$  = cantidad de materia orgánica del suelo, en gramos, resultado de multiplicar  $M_s$  por  $f_{oc}$

$K_{oc}$  = constante de adsorción del suelo, expresada en términos del contenido de materia orgánica del suelo, en ml/g

El valor de  $K_d$  ha de determinarse experimentalmente en las condiciones concretas especificadas. Sin embargo, el valor de  $K_{oc}$  para una determinada sustancia orgánica es relativamente constante e independiente del tipo de suelo. A pesar de la importancia que las constantes de adsorción tienen para predecir el transporte de solutos orgánicos en el suelo, solamente se han determinado unos pocos valores de  $K_{oc}$  y  $K_d$  para microcontaminantes orgánicos, a excepción de los correspondientes a residuos de pesticidas.

Los estudios más recientes han puesto de manifiesto que el valor de  $K_{oc}$  para una sustancia orgánica puede estimarse a partir del coeficiente de reparto octanol-agua,  $K_{ow}$ , del compuesto en cuestión (Chiou y cols., 1979). Entre las

diferentes ecuaciones que pueden utilizarse para estimar empíricamente el valor de  $K_{oc}$  correspondiente a diversos microcontaminantes orgánicos pueden citarse las siguientes:

$$K_{oc} = 0,63 \times K_{ow} \quad (\text{Karickhoff y cols., 1979}) \quad [15-3]$$

$$\log K_{oc} = 0,72 \log K_{ow} + 0,49 \quad (\text{Schwarzenbach y Westall, 1981}) \quad [15-3]$$

$$\log K_{oc} = 0,544 \log K_{ow} + 1,377 \quad (\text{Kenaga y Goring, 1978}) \quad [15-5]$$

El coeficiente de reparto octanol-agua representa el carácter hidrofóbico de un compuesto orgánico mediante su distribución entre la fase acuosa y otra fase, el octanol, en la que son solubles los lípidos (Leo y cols., 1971). Este coeficiente ha sido muy utilizado para predecir el comportamiento químico de los compuestos orgánicos en el agua y en el suelo. Además de su utilidad para predecir el valor de  $K_{oc}$ , el valor de  $K_{ow}$  de un compuesto puede también indicar su capacidad para ser acumulado biológicamente en el medio acuático. Ello es debido aparentemente a que el octanol tiene unas características polares similares a los ésteres del glicerol, componentes principales de las membranas celulares. Una circunstancia todavía más importante es que se dispone de extensas tablas de valores de la constante  $K_{ow}$  para numerosos compuestos orgánicos. Por otra parte, esta constante puede ser estimada también a partir de la estructura molecular del compuesto.

La disponibilidad de los valores de  $K_{ow}$  en la literatura técnica ofrece una posibilidad para calcular las constantes  $K_{oc}$  del grupo seleccionado de microcontaminantes orgánicos presentes en los efluentes de agua residual, cuyos valores aparecen resumidos en la Tabla 15.3 (Leo y cols., 1971; Callahan y cols., 1979a, 1979b). Los valores numéricos de  $K_{oc}$  de este grupo seleccionado de microcontaminantes orgánicos varían entre 70, en el caso del bromodiclorometano, hasta más de 30000 en el caso de los PCB. La adsorción tan intensa de los PCB a los materiales del suelo ha sido bien documentada (Griffin y Chian, 1980). Los compuestos con un valor de  $K_{oc}$  entre 200 y 300, o incluso superiores, serán muy probablemente inmovilizados eficazmente en el suelo con la mayoría de los esquemas de riego, en los que se suele utilizar entre 900 y 1200 mm/año (Roberts y cols., 1980; Thomson y cols., 1981).

## **Volatilización**

La volatilización de una sustancia orgánica a partir de una disolución acuosa diluida viene determinada en la mayoría de los suelos por el coeficiente de reparto  $K_w$  entre el agua y el aire (Laskowski y cols., 1982; Spencer y Clith, 1975). La constante  $K_w$  de un compuesto orgánico se define como el cociente entre las concentraciones, en estado de equilibrio, de esa sustancia en el agua, medida en  $\mu\text{g/ml}$ , y la correspondiente en el aire a  $25^\circ\text{C}$ , medida en  $\mu\text{g/ml}$ . Esta constante proporciona una medida comparativa de la capacidad de un compuesto orgánico de distribuirse entre el agua y el aire, de modo que un valor bajo de  $K_w$  indica una gran tendencia del compuesto a volatilizarse. Teniendo en cuenta que el equilibrio estacionario se alcanza muy raramente en el suelo, la mejor

forma de determinar el coeficiente de reparto de un compuesto entre el agua y el aire es utilizando medios experimentales.

Tabla 15.3 Valores de la constante de adsorción del suelo, Koc, del coeficiente de reparto agua-aire, Kw, y del coeficiente de reparto octanol-agua, Kow, de un grupo seleccionado de microcontaminantes orgánicos (a).

Compuesto	Koc	Kw	Kow
Cloroformo	81	8,3	93
Bromodichlorometano	70	--	76
Dibromoclorometano	99	--	123
Bromoformo	140	--	200
Tetracloruro de carbono	246	1,0	437
Cloruro de metilo	129	--	178
1,1,1-Tricloroetano	113	0,7 - 6,4	148
Tetracloroetileno	230	--	398
Clorobenceno	343	6,9 - 9,2	692
1,2-Diclorobenceno	839	12,2	2 399
1,3-Diclorobenceno	838	6,8	2 398
1,4-Diclorobenceno	853	7,5	2 455
1,2,4-Triclorobenceno	3 607	7,3	18 197
Etilbenceno	573	3,74	1 413
m-Xileno	622	--	1 585
p-Xileno	573	--	1 413
Naftaleno	825	--	2 344
Falato de dimetilo	104	47 076	132
Falato de dietilo	643	--	1 660
Falato de di-n-butilo	17 140	--	158 489
Falato de bis-(2-etilhexilo)	20 230	--	199 526
PCB (Aroclor 1242)	32 181	40,5	380 189
Lindano	1 474	1 047	5 248

a) Valores de Kow tomados de Callahan y cols. (1979a, 1979b). Los valores de Koc y Kw de cada compuesto han sido calculados mediante las ecuaciones 15-4 y 15-6, respectivamente.

Cuando no se dispone de datos experimentales, el coeficiente de reparto de un compuesto puede estimarse numéricamente. Matemáticamente, el valor de  $K_w$  de un compuesto orgánico es el inverso de la constante de Henry, y puede por tanto estimarse dividiendo su solubilidad S en el agua, en  $\mu\text{g/ml}$ , por su concentración de vapor saturado, es decir la cantidad del compuesto en la fase gaseosa, medido en  $\mu\text{g/ml}$  de gas. Utilizando la ley de los gases ideales para calcular la concentración de vapor saturado, la constante  $K_w$  puede expresarse de la siguiente forma (Laskowski y cols., 1982):

$$K_w = [ S \times 0,062366 \times (273,15 + T) ] / [ V_T \times M ] \quad [15-6]$$

donde:

S = solubilidad del compuesto químico orgánico en agua, en  $\mu\text{g/ml}$

T = temperatura a la que se mide la solubilidad, en  $^{\circ}\text{C}$

$V_T$  = presión de vapor saturado a T  $^{\circ}\text{C}$ , en mm Hg

M = peso molecular del compuesto químico

Los microcontaminantes orgánicos presentes en los efluentes de agua residual consisten principalmente en sustancias orgánicas no polares y con bajo peso molecular, cuya elevada presión de vapor y solubilidad relativamente baja en agua propician su rápida volatilización. A las concentraciones a las que se encuentran presentes en el agua residual, incluso una ligera volatilización podría ser significativa desde el punto de vista del transporte de solutos. A medida que el peso molecular de las sustancias orgánicas aumenta, la presión de vapor saturado y la solubilidad disminuyen frecuentemente hasta niveles difíciles de medir con exactitud. En el caso de una sustancia orgánica de elevado peso molecular, es esencial que la determinación de  $K_w$  se efectúe a partir de datos experimentales (Mackay y cols., 1979).

La Tabla 15.3 resume los valores de  $K_w$  para un grupo seleccionado de microcontaminantes orgánicos presentes en efluentes de agua residual, calculados mediante la ecuación 15-6. A excepción de los ésteres de falato, todos los demás microcontaminantes orgánicos que aparecen en la Tabla 15.3 deberían experimentar una rápida volatilización a partir del agua intersticial del suelo.

La transferencia másica mediante volatilización en el suelo depende no sólo de la distribución de un compuesto químico entre el agua y el aire, sino también del movimiento del compuesto químico hacia la superficie del suelo y su dispersión posterior en el aire. Por lo tanto, las pérdidas reales por volatilización de los microcontaminantes orgánicos del suelo dependerá de aquellos factores que influyan tanto en el movimiento del compuesto químico hacia la superficie del suelo como en el transporte posterior del compuesto volatilizado que lo aleje de la interfase agua/aire (Mackey y Leinonen, 1975).

Los valores de  $K_{oc}$  y  $K_w$  que aparecen en la Tabla 15.3 indican la importancia relativa de los procesos de adsorción y volatilización que tienen lugar sobre un grupo seleccionado de microcontaminantes orgánicos. Con objeto de poder evaluar el destino de un compuesto químico en el suelo es esencial comparar las propiedades de la sustancia en cuestión con el de sustancias orgánicas cuyo comportamiento ambiental es bien conocido. Suponiendo que: 1) la velocidad de lixiviación es proporcional a la cantidad de microcontaminante orgánico en la fase acuosa del sistema formado por el suelo y 2) la velocidad de volatilización es proporcional a la cantidad de microcontaminantes orgánicos en la fase atmosférica de ese mismo sistema, Laskowski y cols. (1982) obtuvieron las expresiones matemáticas representativas del potencial de lixiviación y del potencial de volatilización de una sustancia orgánica que aparecen a continuación:

$$\text{Potencial de lixiviación} = S_{25} / ( V_p \times K_{oc} ) \quad [15-7]$$

$$\text{Potencial de volatilización} = V_p / ( S_{25} \times K_{oc} ) \quad [15-8]$$

donde:

$S_{25}$  = solubilidad de la sustancia en agua a 25 °C, en ppm

$V_p$  = presión de vapor saturado de la sustancia a 25 °C

La Tabla 15.4 resume los valores calculados para el potencial de volatilización y el potencial de lixiviación de un grupo seleccionado de microcontaminantes orgánicos presentes en efluentes de agua residual. Como punto de comparación, la Tabla 15.4 contiene los valores correspondientes de dichos potenciales para cuatro residuos de pesticidas, 2,4-D, malation, lindano y DDT, cuyo comportamiento en el suelo ha sido estudiado extensamente. Del examen de estos resultados se deduce que los microcontaminantes orgánicos presentes en los efluentes de agua residual tienen un potencial de lixiviación en el suelo similar al del DDT. No obstante, es muy probable que la mayoría de estas sustancias se volatilicen del suelo en mayor grado que el DDT.

Tabla 15.4 Análisis comparativo del riesgo relativo de que las sustancias orgánicas se volatilicen o percolen a través del suelo, en relación con un grupo seleccionado de residuos de pesticidas.

Compuesto	Potencial de volatilización	Potencial de lixiviación
Cloroformo	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-1}$
Tetracloruro de carbono	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$
Cloruro de metilo	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-1}$
1,1,1-Tricloroetano	de $1,7 \cdot 10^{-3}$ a $1,9 \cdot 10^{-4}$	de $4,5 \cdot 10^{-2}$ a $4,2 \cdot 10^{-1}$
Clorobenceno	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-1}$
1,3-Diclorobenceno	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
1,3-Diclorobenceno	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$6,5 \cdot 10^{-2}$
1,4-Diclorobenceno	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$7,8 \cdot 10^{-2}$
1,2,4-Triclorobenceno	$3,8 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-2}$
Etilbenceno	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$3,9 \cdot 10^{-1}$
Falato de dimetilo	$1,9 \cdot 10^{-8}$	34,6
Pesticidas		
2,4-D	$1,1 \cdot 10^{-11}$	$2,5 \cdot 10^7$
Malation	$2,9 \cdot 10^{-10}$	$4,0 \cdot 10^3$
Lindano	$1,6 \cdot 10^{-7}$	3,6
DDT	$4,7 \cdot 10^{-10}$	$3,7 \cdot 10^{-2}$

- a) Los potenciales de volatilización y de lixiviación de estas sustancias han sido calculados mediante las ecuaciones 15-8 y 15-7, respectivamente. Cuanto mayor es el valor de esos potenciales, mayor es la probabilidad de que una sustancia se volatilice del suelo o se escape por percolación a través de él.

## Biodegradación

Los microcontaminantes orgánicos del agua residual vertida en un suelo pueden ser eliminados mediante los procesos de adsorción o de volatilización, sin que su estructura química se vea alterada por ello. Se dispone de datos experimentales que demuestran la rápida liberación de los microcontaminantes orgánicos adsorbidos en un suelo cuando éste se lava con agua desprovista de este tipo de sustancias (Schwarzenbach y Westall, 1981). Este proceso, inverso al de adsorción, permite introducir de nuevo en la fase acuosa compuestos químicos potencialmente peligrosos.

La biodegradación es una reacción bioquímica potenciada por la presencia de ciertos enzimas, mediante la cual las sustancias orgánicas son descompuestas eficazmente. Las bacterias, los actinomicetos y los hongos son los microorganismos presentes en el suelo que mayor importancia tienen en el proceso de descomposición de las sustancias orgánicas que allí tiene lugar. Aunque el proceso bioquímico responsable de la descomposición de los microcontaminantes orgánicos no es conocido en su totalidad, los metabolismos microbianos sí son bien conocidos.

Reacciones bioquímicas como la oxidación- $\beta$ , la rotura del enlace de tipo éter, la hidroxilación bencénica, la rotura del anillo bencénico, la hidrólisis de los ésteres, la deshalogenación y la *n*-desalquilación, son todas ellas reacciones comunes del proceso de degradación de los residuos de pesticidas en el suelo (Alexander, 1981). Sin embargo, es posible que los enzimas responsables de las reacciones hayan de ser inducidos. Estos mismos mecanismos bioquímicos son aplicables a la degradación de las microcontaminantes orgánicos introducidos en el suelo mediante el riego con agua residual. La biodegradación ofrece por lo tanto la posibilidad de eliminar la toxicidad debida a los microcontaminantes orgánicos retenidos en el suelo.

La velocidad de biodegradación en el suelo depende del tipo de microorganismos, de las características del suelo y de la estructura molecular del compuesto en cuestión (Wolfe y cols., 1980). Los procesos de biodegradación de los microcontaminantes orgánicos solubles en agua, pero débilmente adsorbibles en el suelo, puede describirse mediante una expresión cinética del tipo de Michaelis-Menten. Cuando la concentración de sustrato es elevada, superior generalmente a  $2,5 \mu\text{g/ml}$ , la velocidad de degradación es independiente de la concentración de sustrato, es decir, se convierte en una reacción de orden cero. A concentraciones bajas de sustrato, la descomposición obedece a una reacción de primer orden. No obstante, es esencial definir correctamente la cinética de las reacciones y el proceso de descomposición en el suelo.

De acuerdo con los resultados de una extensa revisión bibliográfica, Callahan y cols. (1979b) llegaron a la conclusión de que el proceso de biodegradación de los contaminantes prioritarios de naturaleza orgánica puede ser desarrollada de forma teórica, o bien extrapolada a partir de experimentos realizados con compuestos de estructuras químicas similares. No obstante, los resultados experimentales disponibles para poder confirmar esta especulación son escasos. Tabak y cols. (1981) estudiaron la biodegradabilidad de 96

contaminantes prioritarios orgánicos utilizando el método de cultivos en matraz desarrollado por Bunch y Chambers (1967), a concentraciones de sustrato de 5 y 10 mg/l. Los resultados de estos estudios aparecen en la Tabla 15.5.

A excepción del heptacloro y del clorodibromometano, los contaminantes prioritarios orgánicos presentes en los efluentes de las plantas públicas de tratamiento de aguas residuales pueden ser degradados biológicamente, tal como refleja la Tabla 15.5. No obstante, a las concentraciones en que éstos se encuentran en los efluentes de agua residual, es cuestionable que pueda mantenerse una población microbiana viable capaz de utilizar los microcontaminantes orgánicos como única fuente de carbono. Las velocidades de reacción serán probablemente menores a medida que las concentraciones de sustrato disminuyan (Boethling y Alexander, 1979).

Los resultados experimentales han demostrado que es posible conseguir una reducción considerablemente superior de las concentraciones de microcontaminantes orgánicos cuando éstos constituyen un sustrato secundario. Por lo tanto, la presencia en el suelo de compuestos de carbono fácilmente asimilable mejorará indudablemente la degradación de los microcontaminantes orgánicos. Teniendo en cuenta que los microcontaminantes orgánicos adsorbidos no serán generalmente accesibles al ataque de los microorganismos, la velocidad de biodegradación de estas sustancias en el suelo puede verse también retardada cuando se encuentren adsorbidas.

### **Bioacumulación**

La posibilidad de que los microcontaminantes orgánicos sean absorbidos por los cultivos no ha sido considerada a lo largo de este análisis. Observaciones realizadas durante los estudios llevados a cabo sobre la evolución de los residuos de pesticidas y de hidrocarburos aromáticos polinucleares en el suelo ponen de manifiesto la existencia de un cierto grado de absorción de estas sustancias por parte de los tejidos vegetales, aunque de menor importancia que en el caso de los pesticidas (Brown y Weiss, 1978). Teniendo en cuenta que no se conocen procesos fisiológicos vegetales responsables de la absorción de microcontaminantes orgánicos, el mecanismo más probable mediante el cual este fenómeno ocurre es el de flujo másico.

Una vez que los compuestos orgánicos son adsorbidos por el suelo, las cantidades disponibles para ser asimilados por las plantas quedan muy limitadas. En razón de su naturaleza hidrofóbica, parece lógico pensar que los microcontaminantes orgánicos con un valor de  $K_{ow}$  elevado quedarán depositados en las raíces de las plantas, una vez asimilados por éstas (Iwata y Gunther, 1976; Fuchsbichler y cols. 1978). Por otra parte, los microcontaminantes orgánicos de bajo peso molecular que sean asimilados gradualmente por los tejidos vegetales no deberían mostrar síntomas de bioacumulación. A menos que se disponga de datos que indiquen lo contrario, la acumulación de microcontaminantes orgánicos en los tejidos de las plantas mediante su absorción por las raíces no debería alcanzar una importancia significativa.

Tabla 15.5 Biodegradabilidad de los diferentes contaminantes orgánicos prioritarios ensayados, de acuerdo con los datos obtenidos por Tabak y cols. (1981).

Biodegradabilidad de los diferentes tipos de compuestos (a)					
Significativa	Significativa tras aclimatación	Moderada a lenta	Muy lenta	Significativa con toxicidad subsiguiente	No significativa
Compuestos Fenólicos (b)					
Fenol	Pentaclorofenol				4,6-Dinitro-o-fenol
2-Clorofenol					
2,4-Diclorofenol					
2,4,5-Tricloro-fenol					
2,4-Dimetilfenol					
p-Cloro-m-cresol					
2-Nitrofenol					
4-Nitrofenol					
2,4-Dinitrofenol					
Ésteres de Falato (b)					
Falato de dimetilo	Falato de bis-[2-etilhexilo]				
Falato de dietilo	Falato de di-n-octilo				
Falato de butilbencilo					
Naftalenos (b)					
Naftaleno					
2-Cloronaftaleno					
Acenafteno					
Acenaftileno					
Hidrocarburos Aromáticos Monocíclicos (b)					
Benceno	Clorobenceno (c)			1,2-Dicloro-benceno	Hexaclorobenceno
Clorobenceno (c)	Etilbenceno (c)			1,3-Dicloro-benceno	
Nitrobenceno				1,4-Dicloro-benceno	
Etilbenceno				1,2,4-Tricloro-benceno	
Tolueno				2,4-Dinitro-leno	
				2,6-Dinitro-leno	
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (b)					
Fenantreno	Antraceno				Fluoranteno (d)
Pireno (d)	Fluoreno				Criseno (d)
	Fluoranteno (d)				Pireno (d)
	Criseno (d)				1,2-Benzoantra-ceno

- a) La biodegradabilidad de los contaminantes orgánicos prioritarios fue determinada por el método de cultivos discontinuos (batch) utilizando un inóculo microbiano obtenido de agua residual decantada a 25 °C durante 7 días. Biodegradación significativa: la concentración de sustrato restante al término del ensayo fue inferior a 0,1 mg/l. Biodegradación significativa tras aclimatación: degradación significativa al cabo de 2-3 semanas de adaptación microbiana. Biodegradación significativa con toxicidad subsiguiente: la degradación observada inicialmente desapareció debido a la pérdida de una población microbiana metabólicamente eficaz o por acumulación progresiva de toxicidad. Biodegradación moderada o lenta: pérdida total de los compuestos utilizados como sustrato en 7 días de incubación, o pérdidas inferiores al 95% con una contribución significativa por volatilización. Biodegradación muy lenta: degradación del sustrato inferior al 50%, incluso después de un largo período de adaptación del cultivo microbiano. Biodegradación no significativa: los sustratos no son degradados de forma significativa en las condiciones más favorables y/o la biodegradación no es posible debido a la intensa velocidad de volatilización.

Tabla 15.5 (Continuación) Biodegradabilidad de los diferentes contaminantes orgánicos prioritarios ensayados, de acuerdo con los datos obtenidos por Tabak y cols. (1981).

Biodegradabilidad de los diferentes tipos de compuestos (a)					
Significativa	Significativa tras aclimatación	Moderada a lenta	Muy lenta	Significativa con toxicidad subsiguiente	No significativa
<b>Éteres Halogenados (b)</b>					
	Éter bis-[2-cloroetilo]				Éter 4-Clorodifenílico
	Éter 2-cloroetilo vinilo				Éter 4-Bromofenílico
	Éter bis-[2-cloro-iso-propilo]				Éter Bis-[2-cloroetóxico]
<b>Bifenilos Policlorados (b)</b>					
	PCB 1231				PCB 1016
	PCB 1232				PCB 1242
					PCB 1248
					PCB 1254
					PCB 1260
<b>Compuesto Orgánicos Nitrogenados (b)</b>					
	N-Nitrosodifenil-amina (c)			1,2-Difenil-hidracina	N-Nitroso-di-N-propilamina
	Isoforone				
	Acilonitrilo				
	Acroleina				
<b>Hidrocarburos Alifáticos Halogenados (b)</b>					
Hexacloroetano	1,1-Dicloroetano	1,2-Dicloroetano	1,1,2-Tricloro-etano		Clorodibromo-metano
Cloruro de metileno	Cloroformo	1,1,1-Tricloro-etano			Triclorofluoro-metano
Bromoclorometano	Diclorobromo-metano	1,2-Dicloro-etileno-cis			
Tetracloruro de carbono	Bromoformo	1,2 Dicloro-etileno-trans			
Hexaclor-1,3-butadieno	1,1-Dicloro-etileno				
	Tricloroetileno				
Hexacloro-ciclo-pentadieno	Tetracloroetileno				
	1,2-Dicloro-propano				
	1,3-Dicloro-propileno				
<b>Pesticidas Organoclorados (b)</b>					
					Aldrín
					Dieldrín
					Clordano
					DDT
					DDE
					DDD
					α-Endosulfan
					β-Endosulfan
					Endosulfan sulfato
					Endrín
					Heptaclor
					Heptacloropóxido
					Hexaclorociclohexano

- b) Los contaminantes orgánicos prioritarios no ensayados fueron: Benzo(a)-pireno, 2,4-Benzofluoranteno, Benzo(k)-fluoranteno, Benzo(q,h)-perileno, Dibenzo(a,h)-antraceno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, Toxafeno, Rioxín, Endrín aldehído, Bencidina, 3,3'-Diclorobencidina, Éter bis-[2-Clorometilo], N-Nitrosodimetil-amina, Cloruro de Vinilo, Cloroetano, Cloruro de Metilo, Bromuro de Metilo y Diclorodifluorometano.
- c) Compuestos degradados significativamente a baja concentración de sustrato (5 mg/l), que requirieron adaptación microbiana a fin de poder conseguir una degradación significativa a elevada concentración.
- d) No se observó biodegradación del compuesto a elevada concentración del sustrato (10 mg/l).

## CONCLUSIONES

Los microcontaminantes orgánicos son un grupo de contaminantes del agua de abastecimiento descubiertos recientemente. Desde que se detectó el primero de estos compuestos se han podido encontrar varios centenares de compuestos orgánicos potencialmente peligrosos, tanto en las aguas naturales como en las aguas residuales y en las aguas de abastecimiento público. Su presencia en el agua, incluso en pequeñas concentraciones, ha provocado una gran preocupación debido a los efectos tóxicos inherentes de muchas de esas sustancias orgánicas.

A pesar de que los procesos de tratamiento de agua residual no están diseñados para eliminar los microcontaminantes orgánicos, estos procesos pueden reducir considerablemente el número y la concentración de este tipo de sustancias. Por este motivo, el riesgo ambiental asociado con la utilización de agua residual tratada para regar no debería ser mayor que el asociado con la utilización de otros tipos de agua, que pueden también contener microcontaminantes orgánicos.

Los mecanismos más eficaces para atenuar los microcontaminantes orgánicos introducidos en el suelo mediante el riego con agua residual serán lógicamente la adsorción, la volatilización y la biodegradación. Dada la escasez de datos disponibles para describir cuantitativamente el destino de los microcontaminantes orgánicos en el suelo, los valores del coeficiente de adsorción en el suelo  $K_{oc}$ , del coeficiente de reparto entre el agua y el aire  $K_w$ , y del coeficiente de reparto entre el octanol y el agua  $K_{ow}$  de un grupo seleccionado de estas sustancias presentes en los efluentes de agua residual tratada proporcionan unos índices muy útiles para interpretar el comportamiento de los microcontaminantes orgánicos.

Un análisis comparativo del comportamiento de estas sustancias y el de varios pesticidas, cuyo destino en el medio ambiente y cuyo transporte en el suelo son bien conocidos, pone de manifiesto que la mayoría los microcontaminantes orgánicos presentes en el agua residual serán atenuados en el suelo de manera similar a como lo son los residuos de pesticidas. Si se tiene en cuenta además que el aporte de microcontaminantes orgánicos a través del riego con agua residual es normalmente inferior a los aportes de pesticidas, el impacto ambiental debido a la presencia de microcontaminantes orgánicos en los efluentes de agua residual no debería ser muy significativo.

## RECONOCIMIENTOS

Los autores quieren expresar su agradecimiento por los comentarios y sugerencias tan útiles que les ofreció el Dr. William F. Spencer, USDA, ARS, University of California, Riverside, California, durante la preparación de este capítulo.

## REFERENCIAS

- Alexander, M. (1981). Biodegradation of chemicals of environmental concern. *Science*, 211:132-138.
- Boethling, R. S. y M. Alexander (1979). Microbial degradation of organic compounds of trace levels. *Environmental Science and Technology*, 13(8):989-991.
- Brown, R. A. y F. T. Weiss (1978). *Fate and Effects of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Environmental Affairs Department Publication No. 4297. American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- Bunch, R. L. y C. W. Chambers (1967). A biodegradability test for aquatic compounds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 39(2):181-187.
- Callahan, M. A., M. W. Slimak, N. W. Gabel, I. P. May, C. F. Fowler, J. R. Freed, P. Jennings, R. L. Dufee, F. C. Whitmore, B. Maestri, W. R. Mabey, B. R. Holt y C. Gould (1979a). *Water-Related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs*. EPA-440/4-79-029A. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Callahan, M. A., M. W. Slimak, N. W. Gabel, I. P. May, C. F. Fowler, J. R. Freed, P. Jennings, R. L. Dufee, F. C. Whitmore, B. Maestri, W. R. Mabey, B. R. Holt y C. Gould (1979b). *Water-Related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ester, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitroamines and Miscellaneous Compounds*. EPA-440/4-79-029B. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Chiou, C. T., L. J. Peters y V. H. Freed (1979). A physical concept of soil-water equilibria for nonionic compounds. *Science*, 206:831-832.
- Dunlap, W. J., D. C. Shew, M. R. Scalf, R. L. Cosby y J. M. Robertson (1976). Isolation and identification of organic contaminants in groundwater. Pág. 453-478 de la publicación editada por L. H. Keith *Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan.
- Feiler, H. (1979). *Fate of Priority Pollutants in Publicly Owned Treatment Works*. EPA 440/1-79-300. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Fuchsbichler, G., A. Süss, y P. Wallnöfer (1978). Uptake of 4-chloro- and 3,4-dichloroaniline by cultivated plants. *Z. Pflanzenkr. Pflanzenschutz*, 85(5):298-307. En alemán.
- Glaze, W. H. y J. E. Henderson, IV (1975). Formation of organochlorine compounds from the chlorination of a municipal secondary effluent. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47:2511-2515.
- Griffin, R. A. y E.S. K. Chian (1980). *Attenuation of Water Soluble Polychlorinated Biphenyls by Earth Material*. EPA-600/2-80-027. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Iwata, Y. y F. A. Gunther (1976). Translocation of the polychlorinated biphenyl Aroclor 1254 from soil into carrots under field conditions. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 4:44-59.
- Jolley, R. L. (1975). Chlorine containing organic constituents in chlorinated effluents. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 47:601-618.

- Karickhoff, S.W., D. S. Brown y T. A. Scott (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Research*, 13:241-248.
- Keith, L. H. (1981). Organic pollutants in water: Identification and analysis. *Environmental Science and Technology*, 15(1):156-162.
- Kenaga, E. E. y C. A. I. Goring (1978). *Relationship Between Water Solubility, Soil Sorption, Octanol-Water Partitioning and Bioconcentration of Chemicals in Biota*. ASTM 3rd Aquatic Toxicity Symposium, New Orleans, Louisiana.
- Laskowski, D. A., C. A. F. Goring, P. J. McCall y R. L. Swann (1982). Terrestrial environment. Pág. 198-240 de la publicación editada por R. A. Conway *Environmental Risk Analysis for Chemicals*. Van Nostrand Reinhold Co., New York, N.Y.
- Leo, A., C. Hanssch y D. Elkins (1971). Partition coefficients and their uses. *Chemistry Reviews*, 71(6):525-616.
- Levins, P., J. Adams, P. Brenner, S. Coons, G. Harris, C. Jones, K. Thrun y A. Wechsler (1979). *Sources of Toxic Pollutants Found in Influent to Sewage Treatment Plants: VI. Integrated Interpresentation*. EPA 68-01-3857. United States Environmental Protection Agency.
- MacKay, D. y P. J. Leinonen (1975). Rate of evaporation of low solubility contaminants from water bodies to atmosphere. *Environmental Science and Technology*, 9(10):1178-1180.
- MacKey, D., Y. S. Wan y R. P. Sutherland (1979). Determination of air-water Henry's Law constants for hydrophobic pollutants. *Environmental Science and Technology*, 13(3):333-337.
- McCarty, P. L. y M. Reinhard (1980). Trace organics removed by advanced wastewater treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52(7):1907-1922.
- Means, J. C., S. G. Wood, J. J. Hassett y W. L. Banwart (1982). Sorption of amino- and carboxy-substituted polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environmental Science and Technology*, 16(2):93-98.
- Mieure, J. P. (1980). Determining volatile organics in water. *Environmental Science and Technology*, 14(8):930-935.
- National Academy of Science and National Academy of Engineering (NAS/NAE) (1977). *Drinking Water and Health*, Vol. 1. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
- Roberts, P. V., P. L. McCarty, M. Reinhard y J. Schreiner (1980). Organic contaminant behavior during groundwater recharge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52:161-172.
- Schwarzenbach, R. P. y J. Westall (1981). Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies. *Environmental Science and Technology*, 15(11):1360-1367.
- Spencer, W. F. y M. M. Cliath (1975). Vaporization of chemicals. Pág. 61-78 de la publicación editada por R. Haque y V. H. Freed *Environmental Dynamics of Pesticides*. Plenum Press, New York, N.Y.
- Tabak, H. H., S. A. Quave, C. I. Mashni y E. F. Barth (1981). Biodegradability studies with organic priority pollutant-compounds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 53(10):1503-1518.
- Thomson, M.B., J. Dauchy, S. Hutchins, C. Curran, C. J. Cook y C. H. Ward (1981). Groundwater contamination by trace level organics from a rapid infiltration site. *Water Research*, 15:1106-1116.

- Wolfe, N. L., D. F. Paris, W. C. Steen y G. L. Baughman (1980). Correlation of microbial degradation rates with chemical structure. *Environmental Science and Technology*, 14(9):1143-1144.
- World Health Organization (WHO) (1975). *Health Effects Related to Direct and Indirect Reuse of Wastewater for Human Consumption*. Report on an international working meeting held at Amsterdam, The Netherlands, January 13-19, 1975. Technical paper No. 7. WHO International Reference Center for Community Water Supply.

26

# ANEXO A

---

## GRUPO SELECCIONADO DE PROYECTOS DE RIEGO CON AGUA RESIDUAL MUNICIPAL EN CALIFORNIA

### INTRODUCCIÓN

Este anexo contiene la descripción de 17 proyectos de riego con agua residual municipal en California, cuya localización aparece en la Figura A.1. El análisis de cada uno de estos casos fue elaborado por Boyle Engineering Corporation en marzo de 1983. Una versión anterior de estos estudios fue publicada por esta misma compañía en 1981 (Boyle, 1981).

### BAKERSFIELD

La ciudad de Bakersfield está situada en la parte sur del Valle del San Joaquín y ha venido usando agua residual para riego agrícola durante más de 60 años.

El efluente de la planta de tratamiento se utiliza para regar aproximadamente 2000 hectáreas de terreno propiedad de la ciudad, que ésta tiene arrendadas a un agricultor. El contrato de arrendamiento entre la ciudad y el agricultor contiene una serie de cláusulas muy concretas en las que se establecen las responsabilidades de este último. En particular, el agricultor está obligado a aceptar toda el agua residual efluente de la planta de tratamiento y a utilizarla para regar aquellos cultivos que satisfagan las exigencias del Departamento de Servicios Sanitarios (DOHS) y del Consejo de Lucha Contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos del Estado de California (CSWRCB). El alquiler de los terrenos y el uso del agua de riego supone para el arrendatario un coste anual de 200 dólares por hectárea. El contrato de arrendamiento tiene una duración de 14 años, contados a partir de 1979.

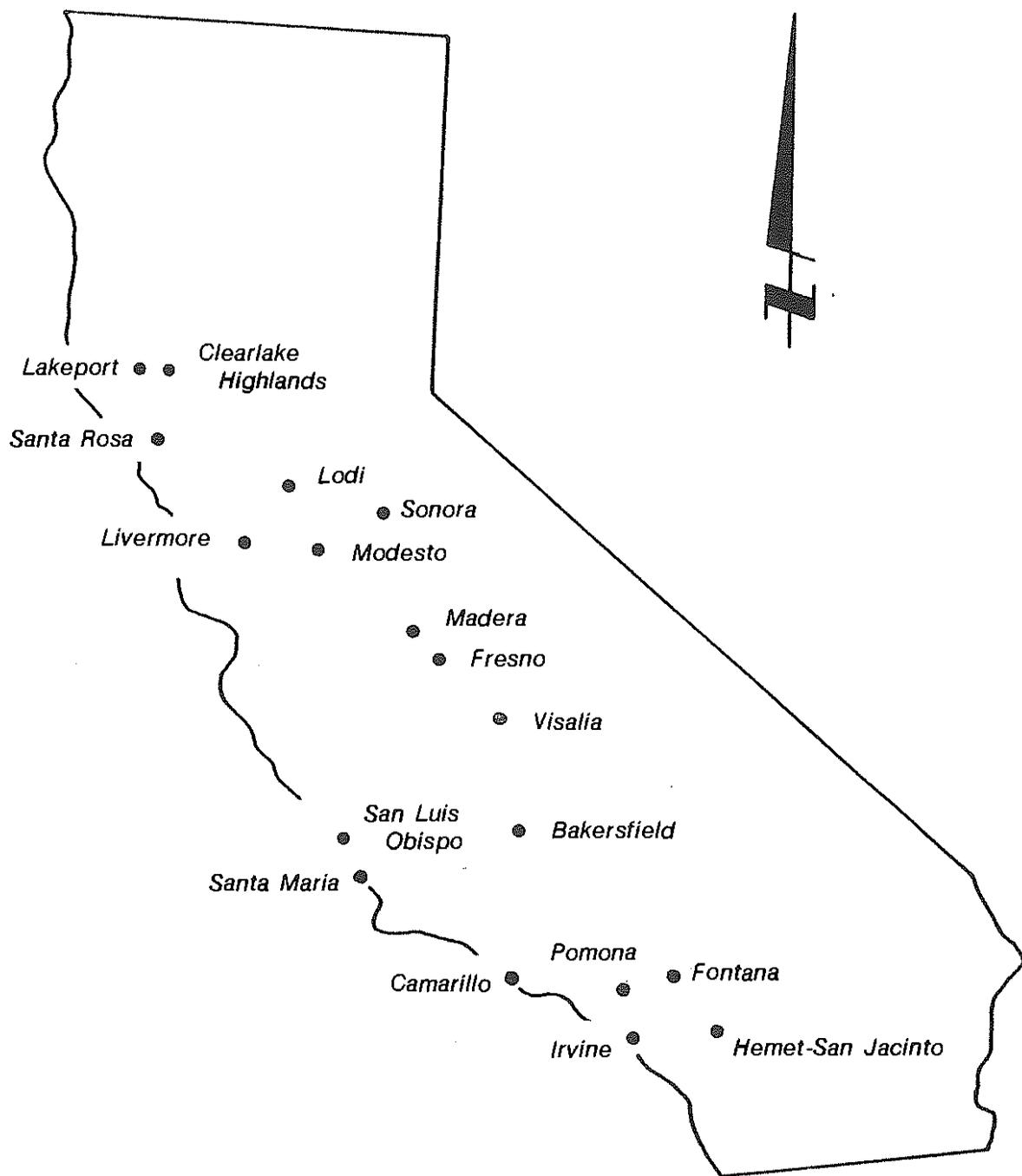


Figura A.1 Localización de los proyectos de regeneración analizados.

La ciudad de Bakersfield posee una superficie total de 2335 hectáreas de terreno. Más de la mitad de ese terreno fue adquirida recientemente a la empresa del ferrocarril y tiene unas características agrícolas poco favorables, debido a la elevada salinidad y alcalinidad de sus suelos.

La ciudad de Bakersfield ha llevado a cabo un programa de regeneración de suelos en todos estos terrenos. El programa ha incluido, entre otras actuaciones, una nivelación del terreno, una remoción del suelo y una aportación de yeso a razón de 22,5 toneladas por hectárea. Todo parece indicar que este programa de regeneración de suelos ha tenido éxito. Por otra parte, se ha diseñado un proyecto de riego para proporcionar un tratamiento adicional al agua residual, mediante el riego hasta 1996 de toda la superficie de terreno que posee la ciudad. En esa fecha, el volumen de agua utilizada para regar será de 13700 m<sup>3</sup>/ha.año sobre una superficie de 2000 hectáreas de terreno.

Las especies vegetales cultivadas en la zona de Bakersfield son numerosas, pudiendo mencionarse entre otras los árboles frutales, las especies hortícolas de consumo crudo y diversos cultivos cosechables. Las especies cultivadas en las zonas contiguas a la ciudad son el algodón, el maíz, la cebada, la alfalfa, el sorgo, el trigo y los forrajes permanentes. En particular, el arrendatario de los terrenos propiedad de la ciudad realiza cultivos de cebada, de maíz, de algodón, de alfalfa, de sorgo y de forrajes permanentes.

Los suelos existentes en la zona incluyen los suelos franco-arcillosos de Bishop, los suelos francos de arena fina de Cajón, los suelos francos de arena fina de Foster, la mezcla de suelos Hesperia-Cajón y los suelos francos de arena fina de Traver. Todos estos tipos de suelos están afectados por sales y álcalis en su estado original. En general, los suelos son extremadamente salinos y alcalinos y en algunas zonas contienen boro. El drenaje y la permeabilidad de estos suelos es variable: mientras que las series de Cajón y de Foster poseen un drenaje bastante bueno, la serie de Traver tiene un drenaje aceptable, la serie de la mezcla Hesperia-Cajón tiene un drenaje intermedio entre aceptable y bajo, y la serie de Bishop tiene un drenaje insuficiente. El nivel freático de la zona está situado entre 1,2 y más de 4,5 m de profundidad.

Antes de que se iniciara el programa de regeneración de suelos, muchas de las parcelas tenían una conductividad eléctrica superior a 16 dS/m, con un porcentaje de sodio intercambiable superior al 60%. El programa de regeneración de suelos llevado a cabo en 1977-78 consistió en la remoción de la tierra hasta una profundidad de 75 cm, seguida de una nivelación adecuada para permitir el riego por inundación o por surcos. Una vez pasados los discos para dejar el terreno suave, y tras construir amelgas temporales para regar, se inició el riego de las tierras. El terreno fue arado con discos en direcciones perpendiculares, a la vez que se le añadían 22,5 toneladas de yeso por hectárea en los 15 cm superficiales.

En el otoño del primer año se plantó cebada, que fue regada durante el invierno y principio de la primavera con objeto de asegurar su crecimiento. En las zonas en que se observó un crecimiento insatisfactorio se añadieron otras 22,5 toneladas/ha de yeso al 60%, plantándose durante el verano cultivos de

hierba sorgo o de sorgo en grano, que se regaron utilizando el sistema de riego por amelgas. Una vez recogido este cultivo, el suelo fue analizado a fin de determinar la necesidad de añadir cantidades adicionales de yeso. El campo fue plantado de hierba para forraje o de alfalfa al final del verano, regándose por el sistema de amelgas. Las condiciones del suelo fueron examinadas detalladamente durante todo este tiempo, hasta que los niveles de salinidad alcanzaron unos valores aceptables para poder utilizar el riego mediante surcos.

La cantidad de nitrógeno contenida en el agua de riego es de  $22 \text{ g/m}^3$  aproximadamente, suficiente para satisfacer las necesidades de fertilizante de la mayoría de los cultivos. Los anteriores arrendatarios habían tenido dificultades en sus intentos de cultivar algodón: la vegetación era excesiva y las cápsulas de algodón no llegaban a madurar. La presencia de nitrógeno en el agua utilizada para regar durante la última fase del período de crecimiento habría sido la causa más probable de estos resultados. Para corregir este problema, el arrendatario actual utiliza agua regenerada durante la primera parte del período de crecimiento de las plantas, mientras que durante la segunda parte de ese período riega con agua de pozo o de canal.

## **CAMARILLO**

La ciudad de Camarillo está situada aproximadamente a 80 km al noroeste de la ciudad de Los Angeles. La planta de tratamiento municipal dispone de un sistema de tratamiento secundario mediante fangos activados, seguido de un proceso de cloración y descloración. Cuando el agua no es necesaria para regar, el Sanitation District (Servicio de Saneamiento mancomunado) tiene un permiso de tipo NPDES que le autoriza a verter el efluente en el cauce del Conejo Creek, que discurre contiguo a la planta de tratamiento. La existencia de esta autorización de vertido hace que tampoco haya ninguna restricción relativa al vertido de las aguas de drenaje de riego en el cauce del Conejo Creek. La planta de tratamiento ha ampliado recientemente sus instalaciones, lo que ha supuesto un aumento de su capacidad desde  $18000 \text{ m}^3/\text{día}$  hasta  $22700 \text{ m}^3/\text{día}$ .

Desde que se construyó la planta de tratamiento al final de la década de los años 1950, el efluente de agua regenerada se ha venido utilizando para regar una superficie aproximada de 160 hectáreas de terreno adyacentes a la misma. En la actualidad, estas tierras están arrendadas a un agricultor que las ha venido cultivando durante 18 años. Este agricultor recibe agua regenerada como parte integrante de las contrapartidas establecidas en el contrato de arrendamiento con el propietario, aunque el uso del agua lo realiza bajo su propia responsabilidad.

Las especies hortícolas cultivadas en la zona de Camarillo incluyen la fresa, el brécol, la coliflor, el tomate, diversos cultivos hortícolas, el limón, el aguacate y los tepes de césped. El agricultor que tiene arrendados los terrenos contiguos a la planta de tratamiento utiliza agua residual regenerada para regar mediante surcos diversos cultivos de judías, de pimientos, de tomates y de brécol. Este agricultor dispone de otras dos fuentes alternativas de agua de riego: 1) agua superficial del California Water Project, a un coste de agua

agrícola de 0,10 dólares/m<sup>3</sup> aproximadamente y 2) agua de pozo, a un coste medio de 0,045 dólares/m<sup>3</sup>. El coste del agua residual regenerada está incorporado en el pago del arrendamiento.

La utilización de agua regenerada es una práctica bien aceptada entre los agricultores de los alrededores de Camarillo. El agricultor arrendatario de los terrenos contiguos a la planta de tratamiento indica que su producción por hectárea es igual o superior a la de las otras tierras que cultiva dentro de la Llanura de Oxnard y en las cuales utiliza agua natural para regar. No se han detectado problemas asociados con moscas, olores u otro tipo de vectores dentro o en los alrededores de las 160 hectáreas de terreno cultivadas, y no se ha registrado ningún problema sanitario relacionado con el uso de agua regenerada en esta zona.

## **FONTANA**

La planta de regeneración de aguas residuales de Fontana está situada en la ciudad de Fontana, en el extremo norte de la Cuenca de Chino, y es explotada por el Chino Basin Municipal Water District. La planta de tratamiento consta solamente de un proceso de tratamiento primario cuya capacidad media diaria es de 11400 m<sup>3</sup>/día. Desde la construcción de la planta, al inicio de la década de los años 1950, una parte del agua regenerada ha sido utilizada para regar las plantaciones de árboles frutales y de viñedos situadas en sus inmediaciones. El vertido final del agua residual se realiza principalmente mediante su vertido a unas lagunas de percolación situadas en las propias instalaciones de la planta. Las lagunas cumplen la doble finalidad de permitir el vertido final del efluente, mediante evaporación y percolación, y de servir como embalse de almacenamiento de agua de riego agrícola. La explotación de la planta de tratamiento se realiza de acuerdo con una orden establecida por el Consejo Regional de Lucha contra la Contaminación de las Aguas (CRWQCB) de la Región de Santa Ana. El responsable de la explotación de la planta afirma que las instalaciones funcionan con un alto grado de seguridad y fiabilidad.

## **FRESNO**

Las instalaciones de tratamiento del agua residual de Fresno consisten en dos plantas de tratamiento separadas cuyo caudal medio diario conjunto es de 163000 m<sup>3</sup>/día. Las dos plantas de tratamiento constan de un proceso de precloración, con objeto de eliminar los olores, seguido de una serie de procesos de tratamiento preliminar, de tratamiento primario y de tratamiento secundario. La planta No. 1 es la mayor de las dos instalaciones y está dotada de un proceso de tratamiento secundario por fangos activados. Por otra parte, la planta No. 2 está dotada de un proceso de tratamiento secundario por filtros percoladores. Aunque el efluente de la planta No. 2 puede verterse directamente a unas lagunas de percolación, la forma de obtener un efluente conjunto de la

mejor calidad consiste en hacerlo pasar por los tanques de aireación de la planta No. 1, de modo que pueda recibir un grado de tratamiento secundario adicional.

La ciudad de Fresno dispone de un alcantarillado industrial y de una instalación de vertido independientes que permiten hacerse cargo de los residuos de las destilerías de vino, que de otro modo perturbarían el tratamiento biológico de las aguas residuales domésticas.

La municipalidad posee 810 hectáreas de terreno en la zona donde está situada la planta de tratamiento, de las cuales 610 hectáreas están divididas en 93 lechos de percolación separados. Cuando es necesario, toda el agua residual de la instalación de tratamiento puede verterse en los lechos de percolación. En la actualidad, aproximadamente 240 hectáreas de las ocupadas por los lechos de percolación están arrendados a un agricultor que cultiva algodón y maíz para forraje dentro de los propios lechos. El suministro de agua regenerada a los agricultores situados en las inmediaciones de las 810 hectáreas se realiza mediante tuberías y canales abiertos dispuestos a lo largo del perímetro de la propiedad. En 1979, la superficie de terrenos privados contiguos a la instalación de tratamiento que se regaban con agua regenerada ascendía aproximadamente a 1200 hectáreas, además de las 240 hectáreas aproximadamente que se cultivaban dentro de los propios lechos de percolación.

Existen 21 pozos de extracción independientes, situados estratégicamente dentro de los lechos de infiltración, cada uno de los cuales tiene una capacidad de hasta 75 m<sup>3</sup>/hora. Los pozos de extracción tienen una profundidad aproximada de 75 a 90 m y vierten sus aguas a una conducción común que las lleva a su vez bien sea al Dry Creek Canal, que atraviesa la zona de 610 hectáreas, o bien sea al Houghton Canal. Ambos canales forman parte del sistema de abastecimiento de agua de riego del Fresno Irrigation District. La percolación del agua residual regenerada a través del suelo y su extracción posterior a través de estos pozos de regeneración permiten llevar a cabo un tratamiento terciario del agua a un coste muy bajo.

La explotación de la instalación de tratamiento se realiza de acuerdo con un permiso de vertido de aguas residuales concedido por el CRWQCB de la Región del Valle Central. Los 6 agricultores que utilizan agua regenerada tienen permisos de regeneración concedidos por el CRWQCB en los que se les exige que informen mensualmente sobre la cantidad de agua regenerada que han utilizado y los cultivos que han regado con ella. Cada agricultor tiene un acuerdo escrito con el municipio en el que se les exige que la utilización del agua regenerada debe hacerse de acuerdo con la normativa del Estado.

Las especies vegetales cultivadas en las áreas adyacentes a las plantas de tratamiento son numerosas. Entre los cultivos desarrollados y regados con agua regenerada pueden mencionarse el algodón, la cebada, la alfalfa, la viña, el maíz para forraje, la avena, el trigo y el sorgo. Los agricultores situados en las zonas adyacentes a las plantas pueden disponer de agua regenerada en diversos puntos del perímetro de las instalaciones de tratamiento, siendo su suministro gratuito. Por otra parte, la aducción y la distribución del agua desde el perímetro de la instalación de tratamiento deben hacerla los agricultores con sus propios

medios. Hace ya más de 30 años que se viene utilizando agua regenerada para regar cultivos en esta zona. Hasta la temporada de riego de septiembre de 1979, el volumen de agua regenerada utilizada para riego agrícola en los lechos de percolación y en los terrenos privados colindantes ascendía a más de  $8,6 \text{ hm}^3$ . Durante ese mismo período, la cantidad de agua extraída de los 21 pozos de regeneración ascendía a más de  $22,2 \text{ hm}^3$  de agua, que había sido exportada al Fresno Irrigation District (Servicio de Regadío mancomunado de Fresno).

Los suelos de las zonas contiguas a la instalación de regeneración son normalmente de carácter franco-arenoso. El agricultor arrendatario de las 240 hectáreas de terreno situadas dentro de los lechos de percolación ha experimentado problemas de infiltración relacionados probablemente con las características químicas del agua y del suelo. El agricultor indica que los lechos de percolación cultivados han tenido permanentemente agua remansada en su interior, son extremadamente arenosos y no poseen la capacidad de absorción y retención de agua que tenían originalmente. Este y otros dos agricultores manifiestan que la cantidad de fertilizantes químicos que emplean en sus cultivos es muy pequeña o nula, debido al nitrógeno contenido en el agua regenerada. Además, consideran que el agua es de gran calidad, por lo que basta con una pequeña cantidad de agua de lavado del suelo para controlar su salinidad.

Ninguno de estos agricultores ha experimentado problemas sanitarios asociados con el agua regenerada, ni ha podido observar ningún problema sanitario entre sus trabajadores.

## INSTALACIÓN DE REGENERACIÓN DE AGUA DE HEMET-SAN JACINTO

El Valle de Hemet-San Jacinto está situado en el Condado de Riverside, al suroeste del Monte San Jacinto. El Eastern Municipal Water District (EMWD) explota y mantiene la instalación de regeneración de agua de Hemet-San Jacinto. Aunque la capacidad de la planta de tratamiento está siendo ampliada desde 19000 hasta 28000  $\text{m}^3/\text{día}$ , las nuevas instalaciones todavía no habían entrado en servicio en 1984. La instalación consta de un tratamiento primario y de un tratamiento secundario mediante el proceso convencional de fangos activados. Los fangos obtenidos durante los procesos de tratamiento son digeridos anaeróbicamente y el efluente secundario puede ser desinfectado mediante su cloración *in situ*.

El EMWD tiene establecidos actualmente 7 acuerdos con los usuarios de agua regenerada, cubriendo así la totalidad del caudal efluente de la planta de tratamiento. Dos de los usuarios son clubes de patos y exigen la desinfección del agua de modo que satisfaga las normas del Departamento de Servicios Sanitarios (DOHS) y del Consejo de Lucha Contra la Contaminación de los Recursos Hidráulicos (CSWRCB) del Estado de California durante la temporada de caza de patos, es decir, del 15 de octubre al 15 de enero. En los acuerdos establecidos con los usuarios se especifica normalmente la necesidad de mantener una presión de servicio mínima de  $0,35 \text{ kg/cm}^2$  en los contadores individuales. El EMWD tiene una capacidad aproximada de almacenamiento de  $650000 \text{ m}^3$  que

puede utilizarse durante los períodos de estiaje. El precio pagado por los usuarios en 1983 por el agua residual era de 0,011 dólares/m<sup>3</sup> aproximadamente. El coste del agua para los clubes de patos durante los períodos en que es necesario efectuar su cloración era aproximadamente de 0,024 dólares/m<sup>3</sup>. Estos precios se ajustan anualmente, a fin de tener en cuenta las modificaciones experimentadas en los gastos de mano de obra, de energía y de otros factores.

## IRVINE

El Irvine Ranch Water District (IRWD) está situado en la parte sur del Estado, en el Condado de Orange, en lo que antiguamente era una extensa zona agrícola, pero que actualmente está siendo urbanizada con rapidez. Esta empresa pública de agua explota la Planta de Regeneración de Agua Residual Michelson, constituida por un tratamiento primario, un tratamiento secundario y un tratamiento terciario. El proceso de tratamiento secundario consiste en un proceso de fangos activados, seguido de una filtración en doble capa de arena y de una desinfección prolongada. El caudal medio diario de la planta es de 31000 m<sup>3</sup>/día, siendo su capacidad de diseño de 57000 m<sup>3</sup>/día.

El IRWD tiene un extenso sistema de distribución de agua de riego, cuya primera fuente de suministro es el efluente de agua regenerada de la planta de tratamiento. El sistema de riego suministra agua tanto para riego de jardinería como para riego agrícola. El principal usuario de agua de riego agrícola es The Irvine Company, que ha venido regando con agua regenerada desde la mitad de la década de los 1960 y que utiliza anualmente más de 7,4 hm<sup>3</sup> para regar diversos tipos de árboles frutales y de cultivos en hilera. The Irvine Company utiliza el agua regenerada de acuerdo con un permiso de regeneración concedido por el CRWQCB de la Región de Santa Ana, en el que se le exige la presentación de informes mensuales indicando los métodos de riego, los cultivos regados y la cantidad de agua utilizada.

La empresa pública posee y explota dos instalaciones de almacenamiento de agua: el embalse de Rattlesnake, con una capacidad disponible de 1,36 hm<sup>3</sup>, y el embalse de Sand Canyon, con una capacidad disponible de 0,56 hm<sup>3</sup>. Estas dos instalaciones de almacenamiento están dedicadas principalmente a agua regenerada. El agua regenerada es distribuida directamente desde la planta de tratamiento, o bien es almacenada en los embalses, desde donde es vuelta a filtrar para ser distribuida a medida que es necesaria. El agua proveniente de los embalses que se utiliza para riego de jardinería ha de ser filtrada a fin de eliminar las partículas y las plantas acuáticas que crecen en los embalses. Este proceso de filtración es necesario para evitar la obturación de los diferentes dispositivos del sistema de riego de jardinería. El agua de riego se vende de acuerdo con unas tarifas establecidas por el IRWD.

El almacenamiento del agua regenerada durante los meses de invierno es uno de los principales problemas a que ha de hacer frente esta empresa pública de regeneración de agua. La situación fue especialmente difícil durante el período 1978-1980 debido a la gran cantidad de agua de lluvia caída en el Condado de

Orange y en la escasa demanda de agua de riego registrada durante los meses de invierno. Al IRWD se le exige el almacenamiento estacional del agua regenerada, así como el almacenamiento de la escorrentía superficial que llega a los propios embalses, ya que no le está permitido verter a los cursos de agua de drenaje locales. No obstante, durante el invierno de 1979-80, el IRWD obtuvo un permiso de vertido de emergencia que hizo posible el vertido de agua desde los embalses al San Diego Creek, cuando éstos alcanzaron su cota máxima y existía la posibilidad de que sus aliviaderos entraran en funcionamiento.

No existen contratos formales entre los agricultores y el IRWD que regulen la utilización del agua regenerada. En general, el CRWQCB concede permisos de regeneración individuales a cada uno de los usuarios.

La calidad del agua regenerada por el IRWD es típica de la de otros proyectos de regeneración del Sur de California. El agua tiene una concentración elevada de sales disueltas totales, entre 800 y 1000 mg/l, y de boro, entre 0,4 y 0,8 mg/l. En una ocasión en 1975, los cultivos regados por aspersión fueron dañados por un exceso de cloro residual que llegó a alcanzar una concentración próxima a 100 mg/l. El IRWD reembolsó voluntariamente a los agricultores por los daños causados.

The Irvine Company está muy preocupada por la elevada concentración de boro y de otros componentes del agua regenerada en razón de sus efectos sobre los cítricos y otros cultivos sensibles al boro. Desde los primeros años de la década de los 1970, se han venido analizando muestras de suelo de los diversos campos de árboles frutales y de campos de cultivo en los que se utiliza agua regenerada a fin de determinar si las concentraciones de estos componentes se aproximan a los límites tóxicos. Las muestras son recogidas al inicio y al final de la temporada de riego con objeto de detectar cualquier acumulación de materiales tóxicos durante la estación. Aunque se ha podido observar que las sales disueltas totales, el boro y otros materiales tienen realmente tendencia a acumularse en la zona radicular durante la estación de riego, la lluvia caída normalmente durante los meses de invierno parece que consigue efectuar su lavado a través de la zona radicular. La concentración de boro en el agua regenerada ha llegado a alcanzar 1,25 mg/l en los últimos años, sin que se hayan podido observar efectos tóxicos en los cítricos; la concentración media de boro es de 0,06 mg/l aproximadamente. Los programas de fertilización de cultivos llevados a cabo por The Irvine Company se realizan a partir de análisis de tejidos vegetales; de este modo, los fertilizantes añadidos sirven para suministrar aquellos nutrientes cuyas concentraciones en el suelo o en el agua regenerada no son suficientes.

Las instalaciones de aducción de agua visibles, tales como las bocas de riego, están marcadas con un aviso en el que se indica que contienen agua regenerada. El uso del agua regenerada se realiza de acuerdo con las directrices del DOHS y es vigilada por el CRWQCB. Al inicio del programa de regeneración, durante los últimos años de la década de 1960 y los primeros de la década de 1970, se registraron problemas debidos a la presencia en el agua de partículas que obturaban los aspersores e incluso las válvulas. Estos problemas han sido resueltos y el agua regenerada es una fuente segura de agua de riego en la zona de Irvine.

## LAKE COUNTY

La zona de Clear Lake está situada aproximadamente a 160 km al noreste de San Francisco, en el Condado de Lake. El Lake County Sanitation District (LCSD) explota dos proyectos de regeneración, uno situado al norte de Lakeport, en el extremo norte de Clear Lake, y el otro en Clearlake Highlands, cerca del extremo sur de Clear Lake.

La planta de tratamiento No. 3, situada cerca de Lakeport, ha sido construida y puesta en funcionamiento recientemente. Tiene una capacidad de diseño de 8000 m<sup>3</sup>/día, con un caudal medio en período de estiaje de 2650 m<sup>3</sup>/día y un caudal en período húmedo de 6450 m<sup>3</sup>/día. El valor relativamente elevado de los caudales en período húmedo es debido a la importante infiltración de agua subterránea que tiene lugar en el alcantarillado durante el invierno. La planta de tratamiento consta de un tratamiento secundario seguido de una cloración. El tratamiento secundario está constituido por un proceso de aireación prolongada. El efluente se utiliza para regar praderas permanentes situadas en las inmediaciones de la planta, que son propiedad del LCSD. El LCSD posee aproximadamente 400 hectáreas de terreno, de las cuales 100 hectáreas se dedican a pradera de regadío y las 300 hectáreas restantes a pradera de secano; esta segunda superficie de terreno podrá ser utilizada para regadío a medida que aumente el caudal efluente de la planta. El riego se realiza por aspersores fijos, separados ampliamente. El LCWD mantiene también un embalse de 1 hm<sup>3</sup> de capacidad para acumular los caudales de la planta durante el invierno.

El LCWD explota las instalaciones de acuerdo con un permiso de regeneración concedido por el CRWQCB que prohíbe la existencia de escorrentía proveniente de la zona regada durante la temporada de riego. En el extremo inferior de la zona regada existe un pequeño embalse donde se recoge la escorrentía producida durante el riego y desde donde se recicla posteriormente al sistema de riego o se almacena en el embalse de 1 hm<sup>3</sup> de capacidad. El permiso de regeneración exige que el LCWD recoja la escorrentía producida durante la primera lluvia del invierno y la envíe al mayor de los embalses de almacenamiento. Tras la primera de las lluvias del invierno, la escorrentía puede ser vertida a través del pequeño embalse hasta Clear Lake. Los únicos requisitos especificados en el permiso de regeneración sobre la calidad del agua son que la materia en suspensión (MES) sea inferior a 40 mg/l y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) sea inferior a 30 mg/l.

La planta de tratamiento No. 1 del LCSD, situada en Clearlake Highlands, es idéntica a la planta No. 3 en cuanto a procesos de tratamiento y a explotación general se refiere. Al final de 1979, la planta tenía una capacidad de 6600 m<sup>3</sup>/día, con un caudal de estiaje de 2270 m<sup>3</sup>/día y un caudal en tiempo húmedo de 4920 m<sup>3</sup>/día. La planta tiene un embalse de almacenamiento de 300000 m<sup>3</sup> que será ampliado durante los próximos años hasta alcanzar 580000 m<sup>3</sup>. En la actualidad existen 113 hectáreas de pradera permanente en regadío. Tanto el embalse de recogida del agua de escorrentía como el situado en la planta de tratamiento son explotados del mismo modo que los de la planta No. 3.

El sistema de riego por aspersión de la planta de regeneración No. 3 próxima a Lakeport está formado por tuberías superficiales de aluminio y aspersores elevados. El sistema disponible en Clearlake Highlands consiste en una red de tuberías completamente enterradas, construidas en PVC y fibrocemento, y con tubos verticales de hierro galvanizado donde se colocan los aspersores. Este sistema lleva en servicio desde 1975. La separación de los aspersores en ambas instalaciones es tal que no se produce solape entre sus zonas de riego. De este modo se maximiza la superficie de terreno utilizada para verter el agua regenerada empleando el menor número posible de los equipos de riego disponibles. Cada sistema de riego tiene un operador con dedicación plena, quien se responsabiliza tanto de su explotación como de su mantenimiento.

Los sistemas de riego de ambos proyectos de regeneración son relativamente nuevos, están situados en zonas de carácter eminentemente rural y no han creado molestias a las poblaciones colindantes. Aunque el Consejo de Lucha contra la Contaminación Atmosférica de California ha expresado una cierta preocupación sobre la posible presencia de bacterias en las gotitas de agua arrastradas por el viento desde las zonas de riego, no ha tomado por el momento ninguna decisión al respecto.

## LIVERMORE

La ciudad de Livermore está situada en el Condado de Alameda, aproximadamente a 32 km al este de la ciudad de Oakland y a 56 km de la de Stockton. La planta de regeneración de agua está situada junto al aeropuerto municipal de Livermore, al sur de la autopista 580.

Aproximadamente 60 hectáreas de terreno propiedad de la ciudad se riegan con agua regenerada proveniente de la planta de tratamiento. El agua se distribuye mediante tuberías enterradas y el riego se efectúa mediante aspersores fijos. Entre un 15 y un 20% del agua residual tratada se regenera para ser utilizada para regar. El caudal restante se vierte a la Bahía de San Francisco mediante unas instalaciones construidas en 1980. El caudal de agua excedente es conducido desde la planta hasta las instalaciones situadas cerca de la planta de tratamiento de Dublín-San Ramón, a través de una tubería enterrada, propiedad de Livermore-Amador Valley Water Management Agency. Desde allí, el agua es impulsada sobre una colina, mediante instalaciones propiedad de la East Bay Discharge Authority, para ser vertida posteriormente a la bahía.

La planta de tratamiento consta de una decantación primaria, de un tratamiento secundario por fangos activados, de un proceso de coagulación y de filtración directa y de una desinfección. La capacidad de la planta es de 23700 m<sup>3</sup>/día; aunque el caudal medio en época de estiaje es de 16700 m<sup>3</sup>/día, el caudal máximo diario puede alcanzar hasta 19000 m<sup>3</sup>/día. La planta registra una media de dos paradas anuales debidas a averías del proceso de tratamiento. Cuando esto ocurre, las aguas residuales afluentes son almacenadas en un depósito regulador impermeabilizado con material sintético, desde donde se incorporan al proceso de tratamiento una vez que éste ha sido reparado.

La superficie de terreno cultivada en la zona de Livermore ha experimentado una disminución rápida debido al crecimiento urbano. El agua regenerada se utiliza para regar un campo de golf de 18 hoyos, estando proyectada su próxima utilización para el riego de jardinería a lo largo de la zona de influencia de la autopista 580. Los terrenos agrícolas próximos que habían venido siendo regados con agua regenerada han sido vendidos para la instalación de industria ligera. Esto ha hecho que se considere la posibilidad de utilizar agua regenerada para el riego de jardinería en estos terrenos, una vez que hayan sido urbanizados.

## **LODI**

La ciudad de Lodi está situada en la zona deltaica del centro de California, entre Stockton y Sacramento. La instalación de tratamiento de agua residual está situada a 8 km al oeste de la ciudad. La planta trata tanto las aguas residuales domésticas como las industriales, aunque el riego directo con agua residual de industrias conserveras sólo comenzó en 1981. Las aguas residuales domésticas son tratadas, cloradas y descloradas, antes de verterlas en White Slough, por donde discurren hasta desembocar en la Bahía de San Francisco. Las aguas industriales afluentes se vierten directamente en una laguna de aireación y no son tratadas en la planta. Una vez aireadas, estas aguas son impulsadas hasta una laguna de sedimentación, desde donde son enviadas a uno de los dos embalses de almacenamiento existentes. El tiempo de permanencia en estos embalses oscila entre 20 y 30 días, en función de la época del año. Mientras que el efluente industrial es utilizado para regar cultivos agrícolas, el efluente doméstico se utiliza para complementar las necesidades de riego agrícola durante el verano. En general, el caudal de agua efluente se utiliza en su totalidad para regar durante el verano, mientras que durante el invierno basta con sólo el efluente industrial, vertiéndose el efluente doméstico en la zona de marismas próxima a la bahía. El máximo período de vertido en el White Slough es de 150 días al año aproximadamente.

El efluente industrial no se clora cuando ha de verterse a uno de los embalses de almacenamiento para su posterior utilización como agua de riego. El agua residual industrial proviene de varias fábricas conserveras de la zona, de una planta de cromados y de diversas instalaciones industriales de pequeño tamaño. El agua de los embalses de almacenamiento se distribuye mediante canales de hormigón, aunque las acequias de riego son generalmente de tierra. La escorrentía generada durante el riego se recoge en unas acequias de tierra destinados a tal fin. Desde estas acequias, el agua se introduce en una tubería enterrada, a través de una rejilla superficial. El agua de escorrentía así recogida se recircula posteriormente bien a través de una laguna de regulación de caudales o bien enviándola al embalse de almacenamiento.

La planta de tratamiento consta de una sedimentación primaria, de un tratamiento secundario mediante fangos activados y de una cloración para el efluente doméstico, mientras que el efluente industrial es sometido a una oxidación y una decantación mediante lagunaje. La capacidad de diseño de la

planta es de 36400 m<sup>3</sup>/día; aunque el caudal medio en período de estiaje es de 26500 m<sup>3</sup>/día, el caudal máximo diario puede llegar a 45400 m<sup>3</sup>/día. La fiabilidad de la planta ha sido excelente, no habiéndose registrado prácticamente ninguna parada por averías u otras causas. No obstante, se dispone de lagunas para almacenar el afluyente llegado a la planta durante la reparación de una avería.

El agua regenerada se utiliza en las inmediaciones de la planta de tratamiento para regar forrajes, alfalfa y una pequeña parcela de ensayo de eucaliptos.

Un agricultor de la zona manifestó que obtiene un mejor desarrollo de sus cultivos al principio y al final de la estación, debido a la temperatura ligeramente elevada del agua regenerada. Así mismo, este agricultor cree que su forraje es tan bueno como cualquier otro de la zona, a pesar de que no utiliza fertilizantes para su desarrollo.

Aunque la industria de cromados superficiales podría constituir una fuente de concentraciones tóxicas de cromo y de cinc, no se dispone de datos relativos a la calidad del agua en que poder sustentar esta hipótesis. Por otra parte, no se han registrado problemas de toxicidad en las plantas o en los animales que puedan atribuirse a los metales pesados. La evidencia disponible no pone de manifiesto una degradación de la calidad del suelo o de las aguas subterráneas debida al riego con agua regenerada. No obstante, se han registrado problemas de olores durante el verano, cuando la planta recibe aguas residuales de las industrias conserveras.

## **MADERA**

La ciudad de Madera está situada en el Valle del San Joaquín, a 36 km al norte de Fresno. La planta de tratamiento de agua residual está situada a 80 km al oeste de la ciudad.

La ciudad de Madera posee aproximadamente 130 hectáreas de terreno agrícola que tiene arrendadas a un agricultor y que se riegan con agua regenerada. Los caudales de agua regenerada pueden ser suplementados con agua de pozo o de acequia. La zona de cultivo consiste en 12 lagunas de 8 hectáreas cada una y de un campo de cultivo de 32 hectáreas. Las lagunas se utilizan para almacenar agua, para conseguir su percolación y para regular los caudales de agua de riego. En general, cada año se utilizan de 4 a 6 lagunas para almacenar agua; no obstante, si las precipitaciones invernales son excepcionalmente elevadas puede ser necesario utilizar un número mayor de lagunas. Todos los cultivos que se realizan en la zona se riegan mediante el sistema de inundación superficial o mediante surcos. Los fangos de la instalación de tratamiento se impulsan hasta un campo adyacente para ser incorporados en el terreno mediante su labranza con discos o con arados. En algunos casos, los fangos pueden ser mezclados con el agua regenerada antes de proceder al riego. En definitiva, toda el agua y todos los fangos generados se utilizan en la zona propiedad de la ciudad.

La planta de tratamiento consta de una decantación primaria y de unos filtros percoladores. El agua regenerada no se clora antes de regar con ella. La capacidad de diseño de la planta de tratamiento es de 26500 m<sup>3</sup>/día, con un caudal medio anual de 11400 m<sup>3</sup>/día. En general, la fiabilidad de la planta de tratamiento ha sido excelente.

Los cultivos actualmente regados con agua regenerada en la zona son los cereales, el algodón y el sorgo.

## **MODESTO**

La ciudad de Modesto está situada aproximadamente a 50 km al sur de Stockton, en el Valle del San Joaquín. La planta de tratamiento está situada en la parte suroeste de la ciudad.

El efluente primario se impulsa desde la planta de tratamiento hasta un embalse de almacenamiento y de aireación mediante una tubería de aducción enterrada de 150 cm de diámetro y 15 km de longitud aproximadamente. El embalse de aireación tiene una extensión de 340 hectáreas y una capacidad de almacenamiento de 4,9 hm<sup>3</sup>. El agua se recircula en el embalse a razón de 830000 m<sup>3</sup>/día. Desde estas instalaciones, el agua es clorada y vertida al Río San Joaquín, o bien impulsada hacia la tubería de aducción a fin de utilizarla para regar los terrenos colindantes. Aunque el agua puede ser clorada antes de utilizarla para regar, este proceso no se efectúa generalmente. La superficie de terreno regada con agua regenerada asciende aproximadamente a 310 hectáreas. Aunque el agricultor que recibe este agua tiene un contrato para utilizar hasta 11,7 hm<sup>3</sup>/año, la cantidad de agua regenerada realmente utilizada para regar es mucho menor.

El agua regenerada se utiliza para regar praderas permanentes, alfalfa y forrajes, tales como la avena y el maíz. Estos cultivos son utilizados para alimentar terneros.

La planta de tratamiento consta de una decantación primaria, unas lagunas de oxidación y una cloración. La capacidad de la planta es de 227000 m<sup>3</sup>/día. Aunque el caudal medio diario en período de estiaje es aproximadamente de 170000 m<sup>3</sup>/día, en agosto y en septiembre, el caudal máximo diario puede llegar a alcanzar 195000 m<sup>3</sup>/día. La ciudad de Modesto tiene previsto que, a partir de 1986, el caudal excedente de agua regenerada que no se utilice en las terrenos contiguos a la instalación de almacenamiento sea impulsada hasta las instalaciones de riego del Distrito, al oeste de la ciudad. De este modo se eliminarán prácticamente los vertidos al Río San Joaquín, a excepción de los vertidos periódicos invernales. La fiabilidad de la planta de tratamiento ha sido excelente. La planta de tratamiento dispone de embalses de almacenamiento para recoger el afluente en caso de que ésta quede fuera de servicio. El seguimiento de las instalaciones incluye el control diario de la concentración de DBO y de MES tanto en el efluente vertido al Río San Joaquín como en el agua regenerada utilizada para regar.

El agricultor encargado de la explotación agrícola no ha experimentado problemas con la utilización del agua regenerada. Por otra parte, considera que el contenido de nutrientes del agua regenerada no es suficiente para satisfacer las necesidades de los cultivos, por lo que utiliza cantidades adicionales de fertilizantes. La calidad del agua puede variar durante el período de funcionamiento de las industrias conserveras; en general, sus vertidos hacen aumentar la concentración de DBO y de MES.

## **POMONA**

La ciudad de Pomona está situada en la parte oriental del Condado de Los Angeles. La planta de regeneración de agua de Pomona es propiedad de Los Angeles County Sanitation District (LACSD), quien se encarga de su explotación. La ciudad de Pomona tiene un contrato exclusivo con el LACSD para la compra y la comercialización del agua regenerada dentro de su área de servicio. La ciudad distribuye el agua tanto para riego agrícola como para riego de jardinería, siendo el principal usuario agrícola la Universidad Politécnica del Estado de California. En la actualidad, la ciudad vende aproximadamente  $6,3 \text{ hm}^3$  de agua regenerada a nueve usuarios de forma ininterrumpida.

El LACSD distribuye agua de riego clorada, lo que contribuye a evitar el desarrollo de películas bacterianas y de algas en el interior del sistema de aducción y de distribución. El caudal medio de agua distribuida durante 1982 fue de  $35000 \text{ m}^3/\text{día}$ .

La Universidad Politécnica del Estado de California, situada en las proximidades de la planta de regeneración de agua, ha aumentado el caudal de agua regenerada hasta alcanzar  $1,5 \text{ hm}^3/\text{año}$ , que se utilizan para regar 80 hectáreas de terrenos agrícolas y 60 hectáreas de arbustos ornamentales.

El agua regenerada se utiliza para regar praderas permanentes, alfalfa, diversos cítricos y árboles frutales anuales, así como viñedos y diversos cultivos en hilera que es necesario someter a un proceso de elaboración antes de ser consumidos. El riego se lleva a cabo mediante aspersores, surcos o riego localizado, dependiendo del tipo de cultivo en cuestión.

La mayoría de los usuarios de agua regenerada se dedican al riego de zonas ajardinadas tales como parques y cementerios. La ciudad de Pomona tiene dos usuarios industriales de agua regenerada, ambos dedicados a la fabricación de productos de papel. Aunque el suministro de agua regenerada ofrece una fiabilidad satisfactoria, todos los usuarios tienen una fuente alternativa de abastecimiento de agua.

La Universidad estableció un programa sistemático para vigilar los efectos del agua regenerada en los suelos, que se lleva a cabo desde 1983. No existe sin embargo un programa de vigilancia similar sobre los posibles efectos producidos en los cultivos regados. Se ha podido observar que los campos y las plantaciones de árboles frutales regados con agua regenerada necesitan unas

cantidades de fertilizantes inferiores a las normalmente exigidas para conseguir un buen crecimiento de las plantas; no obstante, el agua regenerada suministra a los cítricos unas cantidades abundantes de nutrientes en momentos en que estas plantas no los necesitan.

## **SAN LUIS OBISPO**

La ciudad de San Luis Obispo está situada a 16 km aproximadamente del Océano Pacífico. La planta de tratamiento de aguas residuales mediante biofiltración está situada al sur de la ciudad.

El efluente de la instalación de regeneración se utiliza directamente para regar una pradera o bien se vierte en un embalse de almacenamiento. La superficie de pradera permanente regada mediante el sistema de inundación es aproximadamente de 18 hectáreas, en las que pastan ganado vacuno y caballar. La escorrentía producida durante el riego se recoge en la parte inferior de los terrenos y se conduce hasta el embalse de almacenamiento mediante una acequia de tierra. El agua regenerada no se clora antes de regar con ella o de almacenarla en el embalse regulador. El agua de escorrentía producida durante el riego y el excedente de agua regenerada no utilizada para regar se cloran y se vierten al San Luis Obispo Creek. Este cauce desemboca en la Bahía de San Luis, a la altura de Avila Beach. El agua de lluvia y el agua regenerada que circulan por el San Luis Obispo Creek sirven para regar una importante extensión de terrenos colindantes con este cauce natural. La única fuente de agua de riego disponible durante el verano es el efluente de agua regenerada.

La planta de tratamiento consta de una decantación primaria, de unos filtros percoladores y de una cloración previa al vertido. La capacidad actual de la planta es 19000 m<sup>3</sup>/día. Aunque el caudal medio diario en período de estiaje es de 13000 m<sup>3</sup>/día, el caudal máximo diario puede llegar a alcanzar 26500 m<sup>3</sup>/día. En el momento de redactar este texto se estaban ampliando las instalaciones de tratamiento de agua residual, con objeto dotar a la planta de un nivel de tratamiento avanzado. Cuando este sistema entre en funcionamiento, el excedente de agua regenerada será vertido al Laguna Lake, lago dedicado a actividades de recreo. No obstante, el agua regenerada seguirá siendo utilizada para regar las 18 hectáreas de pradera situadas en la zona de la planta así como para el riego de jardinería en las zonas colindantes con Laguna Lake. La entrada en funcionamiento de estas nuevas instalaciones significará la supresión del vertido de agua al San Luis Obispo Creek.

La planta ha quedado fuera de servicio dos veces al año, como media, debido a averías del proceso de tratamiento. Entre los problemas responsables de estas paradas pueden mencionarse los cortes de suministro eléctrico, los problemas provocados por las bombas y las obturaciones de las conducciones. En cualquiera de estos casos, las lagunas existentes en la planta de tratamiento permiten recoger el agua residual afluyente hasta que se resuelve la avería.

El agua regenerada se utiliza para regar las praderas existentes en la zona de la planta de tratamiento, así como diversas praderas situadas aguas abajo de la planta, mediante la impulsión del agua desde el San Luis Obispo Creek. El agua se extrae de este cauce a la altura de Avila Beach, inmediatamente antes de su desembocadura en el Océano Pacífico, para utilizarla en el riego de un campo de golf de 18 hoyos.

Los agricultores de la zona aceptan gustosos el uso del agua regenerada, debido principalmente a su precio, a su disponibilidad, a su fiabilidad y a su contenido de nutrientes. El agricultor responsable de la pradera existente en los terrenos de la propia planta de regeneración cree que el forraje tiene una calidad superior al de las zonas agrícolas colindantes. Esto se debería al contenido de nutrientes del agua regenerada. Un asesor agrícola del Condado de San Luis Obispo manifestó que los agricultores que utilizan agua regenerada no emplean fertilizantes comerciales. En su opinión, el forraje de las zonas en que se utiliza agua regenerada es superior al de otras praderas del condado en que no se riega con agua regenerada.

El agricultor encargado de la explotación de las 18 hectáreas de pradera existentes en los terrenos de la propia planta no paga prácticamente nada por el agua regenerada, ya que su coste está incluido en el arrendamiento del terreno. Los agricultores situados aguas abajo y que extraen el agua del San Luis Obispo Creek sólo pagan los costes correspondientes al bombeo. No se han podido observar pozos de agua de riego en la zona situada aguas abajo de la instalación de tratamiento; no obstante, sí se han observado instalaciones de bombeo que extraen agua directamente del San Luis Obispo Creek.

No se han registrado problemas sanitarios de ningún tipo, ni entre las personas ni entre los animales, en las zonas en que se utiliza agua regenerada para regar. Tampoco se han detectado problemas de olores en la planta de tratamiento o en las zonas situadas aguas abajo. La zona agrícola situada dentro de los terrenos de la propia planta de regeneración están vallados y marcados con paneles; por el contrario, no se ha podido observar ningún panel indicador en las zonas situadas aguas abajo de la instalación, donde se utiliza agua regenerada para regar diversas praderas y un campo de golf.

## **SANTA MARÍA**

La ciudad de Santa María está situada en la costa de California, a 16 km aproximadamente del Océano Pacífico y a 50 km al sur de San Luis Obispo. La instalación de tratamiento de agua residual está situada a 4 km aproximadamente al oeste de la ciudad.

El proceso de tratamiento y vertido consiste en obtener un efluente secundario de agua residual, que tras su cloración en la planta de tratamiento, se vierte en diversos estanques de percolación. Las instalaciones de vertido incluyen 16 hectáreas aproximadamente de pradera de regadío y 24 hectáreas de estanques de percolación, que sirven así mismo para regular los caudales de

agua de riego. El riego con agua regenerada se realiza mediante inundación superficial, de forma casi ininterrumpida a lo largo de las 24 horas del día.

La ciudad posee aproximadamente 16 hectáreas de terreno de regadío que han sido arrendadas a un ganadero para que críe ganado vacuno. Hay así mismo otros particulares interesados en arrendar tierras en las inmediaciones de la planta, a fin de cultivar árboles de Navidad regándolos con agua regenerada.

La planta de tratamiento consta de una decantación primaria y de unos filtros percoladores. La capacidad de la planta es de 29500 m<sup>3</sup>/día. Aunque el caudal medio diario en período de estiaje es de 16000 m<sup>3</sup>/día, el caudal máximo diario puede alcanzar los 20000 m<sup>3</sup>/día. La diferencia significativa entre los caudales medios y la capacidad de la planta se debe a la supresión de dos industrias importantes que han abandonado la zona de servicio.

El encargado de la planta manifestó que suele registrarse como máximo una parada anual debido a un corte del suministro de energía eléctrica. La planta no dispone de estanques de almacenamiento para recoger el caudal afluente en caso de avería de ésta; cuando esto ocurre, el efluente primario se vierte directamente a los estanques de percolación. La planta tampoco dispone de un sistema de protección de los cultivos en caso de avería, ni de una fuente alternativa de abastecimiento de agua de riego. Un laboratorio privado realiza los análisis de metales pesados en el agua regenerada, cuyos resultados son enviados al CRWQCB.

Los tipos de cultivos efectuados en las zonas colindantes a la planta de tratamiento son principalmente la fresa y los productos hortícolas, tanto para su consumo fresco como para su elaboración por las industrias conserveras.

## **SANTA ROSA**

La ciudad de Santa Rosa está situada en el centro del Condado de Sonoma, a 80 km aproximadamente al norte de San Francisco. La ciudad explota un importante proyecto de regeneración de agua residual consistente en dos plantas de tratamiento y en un sistema de riego. La planta de tratamiento de West College tiene una capacidad de diseño de 19000 m<sup>3</sup>/día y un caudal medio de igual magnitud. La planta consta de un tratamiento secundario y de una cloración. La planta de regeneración de aguas residual de Laguna, recientemente construida, está situada a 8 km aproximadamente al sur de la planta de College Park, y tiene una capacidad de diseño de 57000 m<sup>3</sup>/día, siendo su caudal medio actual de 34000 m<sup>3</sup>/día. La planta de regeneración de Laguna consta de un proceso de tratamiento secundario por fangos activados y de una cloración. La ciudad explota el sistema de riego con agua regenerada y dispone de una tubería de conexión entre las dos plantas.

El agua residual regenerada es utilizada por 21 agricultores individuales para regar 1400 hectáreas de terreno aproximadamente. El agua se distribuye desde la planta de tratamiento hasta los embalses de almacenamiento, capaces

de acumular el caudal efluente durante 60 días. Estos embalses sirven de fuente de abastecimiento del extenso sistema de distribución de agua de riego a presión que explota la ciudad de Santa Rosa, dotado de depósitos de almacenamiento para satisfacer los caudales punta. El sistema es explotado y mantenido por la ciudad, mientras que los regantes toman agua de él según sus necesidades.

El permiso de explotación concedido a la ciudad exige que los agricultores viertan el agua regenerada sobre el terreno entre el 15 de mayo y el 30 de septiembre. Después del 30 de septiembre, la ciudad puede verter agua regenerada en el Russian River si el caudal de éste es superior a  $28 \text{ m}^3/\text{s}$ , aunque el caudal vertido no puede sobrepasar el 1% del caudal del río. Cuando el caudal del río es inferior a  $28 \text{ m}^3/\text{s}$ , el agua regenerada ha de utilizarse para regar o debe almacenarse en embalses de regulación de caudales.

La ciudad posee 445 hectáreas de terreno para el vertido del efluente, de las cuales 365 hectáreas están dotadas de aspersores permanentes. La zona está vallada y provista de paneles indicadores, siendo utilizada únicamente para el vertido de agua regenerada y el cultivo de forraje para el ganado. Los terrenos están provistos de un sistema de recogida de las aguas de escorrentía generadas durante el riego, de modo que éstas no salgan de los límites de la propiedad de la ciudad. La ciudad tiene arrendados algunos de estos terrenos para el pastoreo y el pasto de ganado lanar. El sistema de riego es totalmente automático, mediante el uso de controladores y de válvulas de solenoide. La zona dispone de embalses de regulación de los caudales de agua regenerada, situados en puntos estratégicos de la zona; estos embalses están provistos de pozos de observación a lo largo de sus taludes para poder efectuar un seguimiento de la percolación del agua hacia los acuíferos.

Aunque los agricultores no disponen de permisos de regeneración concedidos por el CRWQCB, tienen establecido un contrato con la ciudad por el que se comprometen a utilizar el agua de acuerdo con las directrices del DOHS, así como a retener las aguas de escorrentía generadas durante el riego. La ciudad vigila y verifica la actuación de los diferentes usuarios a fin de comprobar que el agua regenerada se utiliza de acuerdo con las exigencias establecidas por el Estado.

Entre los cultivos regados con agua regenerada pueden mencionarse el maíz, el sorgo, la avena y los nabos, que son utilizados como alimento de las ovejas durante el invierno.

Los agricultores de la zona dedicados al cultivo de forrajes para ganado productor de leche consideran que el agua regenerada aporta aproximadamente dos terceras partes de los nutrientes que necesitan sus cultivos. Al menos uno de ellos emplea una dosis adicional de  $112 \text{ kg N/ha.año}$  en una pradera permanente de 95 hectáreas, donde pastan aproximadamente 2000 ovejas. Este agricultor dispone de los servicios de un técnico agrónomo, que examina regularmente la calidad del agua de riego, la forma de cultivo de las praderas y las características químicas del suelo, y elabora los correspondientes programas de fertilización.

**SONORA**

Sonora es una pequeña comunidad situada en las estribaciones de la Sierra Nevada, a 80 km aproximadamente al este de Modesto. La instalación de tratamiento de agua del Tuolumne County Water District No. 2 (TCWD) está situada al suroeste de la ciudad.

La planta de tratamiento recoge el agua residual de Sonora y de varias poblaciones colindantes. El agua regenerada se vierte en dos embalses cuyo objetivo principal es regular los caudales de agua de riego. Una vez clorada, el agua regenerada discurre por gravedad a lo largo de varios kilómetros de tubería hasta un embalse de almacenamiento de 1,85 hm<sup>3</sup>. La conducción dispone de diversos puntos de salida del agua, con la que se riegan forrajes, pequeñas praderas y zonas ajardinadas. El agua embalsada se distribuye a los agricultores situados a cotas inferiores mediante otra tubería de aducción enterrada.

Numerosos agricultores han solicitado la utilización de agua regenerada para regar, ya que existen 460 hectáreas de terreno potencialmente disponible para cultivos de regadío. No obstante, la pendiente de muchas de estas zonas es excesiva para su puesta en regadío, por lo que esa superficie potencial queda substancialmente reducida en la práctica.

La planta de tratamiento consta de una decantación primaria, de unos filtros percoladores y de una cloración. La planta tiene una capacidad de 9800 m<sup>3</sup>/día. Aunque el caudal medio diario durante el período de estiaje es de 1900 m<sup>3</sup>/día, el caudal máximo diario puede alcanzar 13200 m<sup>3</sup>/día durante el invierno y 3800 m<sup>3</sup>/día durante el verano. La planta de tratamiento funciona desde hace 8 años, habiéndose observado una fiabilidad a largo plazo muy satisfactoria. No se ha registrado ningún problema de fiabilidad hasta el momento. Se dispone de un depósito de almacenamiento con capacidad para 14 días, destinado a recoger el afluente de la planta cuando ésta quede fuera de servicio.

Los agricultores de la zona están satisfechos con el agua regenerada, debido especialmente a que su disponibilidad ha hecho posible que pequeños terrenos cuya explotación no era rentable en el pasado puedan ser desarrollados, convirtiéndose en praderas permanentes.

Algunos agricultores han instalado sistemas de recogida del agua de escorrentía generada durante el riego, a fin de controlar su dispersión. Cabe esperar que los sistemas de control del agua de escorrentía producida por el riego sean cada vez más frecuentes, a medida que se desarrollan nuevas zonas de cultivo y aumenta la utilización de agua regenerada.

Por otra parte, la utilización de agua regenerada para riego agrícola ha resuelto un claro problema de contaminación. Hasta hace pocos años, el efluente de la planta de tratamiento se vertía al Woods Creek, que desemboca en el embalse de Don Pedro. El agua regenerada constituía una fuente de contaminación para el embalse. Cabe esperar que, mediante la puesta en marcha de este proyecto de regeneración y la utilización de toda el agua regenerada para

riego agrícola, no se producirá ninguna degradación adicional de los recursos de agua del embalse de Don Pedro.

## VISALIA

La ciudad de Visalia explota una planta de regeneración de agua residual compuesta de un tratamiento primario y de un tratamiento secundario. El tratamiento secundario consiste en una serie de filtros percoladores, seguidos de un proceso de fangos activados y de una cloración. La planta de tratamiento tiene una capacidad de diseño de 47000 m<sup>3</sup>/día, con un caudal medio diario de 29000 m<sup>3</sup>/día y un caudal punta diario de 45000 m<sup>3</sup>/día. Tras su paso por el tanque de cloración, el efluente se vierte en unos grandes estanques de evaporación/percolación, que sirven a su vez de depósitos de almacenamiento. El efluente de estos estanques se vierte al Mill Creek, colindante con la planta de tratamiento. La ciudad explota la planta de tratamiento y vierte el efluente de acuerdo con un permiso del tipo NPDES, en el que se exige un tratamiento secundario y una cloración antes del vertido.

Mill Creek forma parte del Kaweah Delta Water Conservation District, principal proveedor de agua de riego de la zona. El agua de riego de Mill Creek y la de otras instalaciones abastecidas a partir de Mill Creek son utilizadas por los agricultores en función de sus necesidades. Un agricultor no tiene por qué saber en un momento dado si una parte del agua de riego que se le suministra es agua regenerada, pudiendo ocurrir que algunos de ellos desconozcan totalmente esta circunstancia. Los agricultores utilizan el agua de riego proveniente de esta instalación para regar forrajes y zonas ajardinadas.

Las explotaciones agrícolas situadas en las inmediaciones del proyecto de regeneración tienen tamaños muy variables: desde muy grandes hasta muy pequeñas. Las especies de plantas cultivadas en esta zona incluyen generalmente el sorgo, el algodón, el maíz y la alfalfa, regados todos ellos con agua proveniente del sistema de canales del Mill Creek o con agua de pozos.

Algunos de los agricultores situados a lo largo del Mill Creek utilizan una mezcla a partes iguales de efluente y de agua de sus propios pozos. De 8 a 10 agricultores utilizan agua del Mill Creek con regularidad. En condiciones normales de explotación, la ciudad envía el agua regenerada a través del canal y la desvía hacia los estanques de percolación dentro de la cuenca vertiente. Los agricultores de la zona tienen permiso de la compañía responsable de las acequias para abrir las compuertas en cualquier momento y permitir así el paso del agua a sus tierras.

El agua regenerada que se vierte al Mill Creek constituye una fuente alternativa de agua de riego para los agricultores, con respecto al agua de pozo normalmente utilizada para regar. El único coste asociado con la utilización de este agua es el correspondiente a su impulsión desde el canal hasta los campos respectivos. Un análisis comparativo de este coste con el de bombear agua de pozo desde profundidades considerablemente importantes pone claramente de

manifiesto que el capítulo de costes de bombeo podrá reducirse de forma considerable cuando la población de Visalia llegue a comprender que el uso de agua regenerada es una forma de conservar los recursos hidráulicos y que, por lo tanto, representa un beneficio general para toda la población.

## **REFERENCIAS**

Boyle Engineering Corporation (1981). *Evaluation of Agricultural Irrigation Projects Using Reclaimed Water*. Preparado para el California State Water Resources Control Board, Sacramento, California.

# ANEXO B

---

CONSEJO DE LUCHA CONTRA LA CONTAMINACIÓN DE  
LOS RECURSOS HIDRÁULICOS DEL  
ESTADO DE CALIFORNIA

DIVISIÓN DE DERECHOS DEL AGUA

SOLICITUD DE CAMBIO

**SOLAMENTE PARA PROPIETARIOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL**

- SOLICITUD DE CAMBIO DE :
- Punto de vertido del agua residual tratada
  - Uso previsto del agua residual tratada
  - Lugar de utilización del agua residual tratada

Consejo de Lucha Contra la Contaminación de  
 los Recursos Hidráulicos del Estado  
 División de Derechos del Agua  
 P.O. Box 2000  
 Sacramento, CA 95810

**POR LA PRESENTE SOLICITO LOS CAMBIOS SEÑALADOS ARRIBA, INDICADOS EN EL MAPA QUE SE ADJUNTA Y DESCRITOS A CONTINUACIÓN:**

---



---

(Indicar datos de replanteo mediante ángulo y distancia, o distancias de coordenadas desde cada vértice de propiedad gubernamental, y la subdivisión de 16 hectáreas en la que está situado el nuevo punto de vertido o la superficie que se regará dentro de cada porción de 16 hectáreas)

**INDICAR LAS RAZONES DEL CAMBIO PROPUESTO:** \_\_\_\_\_

---

**INDICAR LA UTILIZACIÓN QUE SE HARÁ DEL AGUA RESIDUAL:** \_\_\_\_\_

---

Tengo acceso al nuevo punto de vertido propuesto, o tengo control del lugar de utilización propuesto, en virtud de:

(propiedad, arrendamiento, acuerdo oral o escrito; en caso de arrendamiento o acuerdo, indicar el nombre y la dirección de la parte o las partes de quien(es) se ha obtenido el acceso)

Existen otras personas que extraen agua del cauce entre el antiguo punto de vertido y el nuevo punto de vertido: si \_\_\_ ; no \_\_\_

*En caso de respuesta afirmativa, indicar los nombres y las direcciones de esas personas, así como los de otras personas de las que se tenga conocimiento que puedan ser afectadas por el cambio propuesto. Utilizar el reverso de este impreso o adjuntar una hoja adicional.*

*Este cambio no involucra agua suministrada mediante un contrato de servicio de agua que prohíbe mi derecho exclusivo a este agua residual tratada:  
si \_\_\_ ; no \_\_\_*

*No se afectará a ningún usuario legal del agua residual tratada que se vierte actualmente: si \_\_\_ ; no \_\_\_*

*Declaro bajo juramento que lo indicado anteriormente es verdadero y correcto, según mi leal saber y entender.*

Fecha: \_\_\_\_\_, de 19 \_\_ , en \_\_\_\_\_, California.

NOTA: La sección 1547 del Código del Agua establece unos derechos de registro de 100 dólares.

WR 22WW (11/85)

cf

# ANEXO C

---

CONSEJO DE LUCHA CONTRA LA CONTAMINACIÓN DE  
LOS RECURSOS HIDRÁULICOS DEL  
ESTADO DE CALIFORNIA

DIVISIÓN DE DERECHOS DEL AGUA

SOLICITUD DE APROPIACIÓN DE AGUA



5. JUSTIFICATION OF AMOUNT (For small domestic use registration, complete item b. only)

a. IRRIGATION: Maximum area to be irrigated in any one year is \_\_\_\_\_ acres.

CROP	ACRES	METHOD OF IRRIGATION (Sprinklers, flooding, etc.)	ACRE-FEET PER YEAR	NORMAL SEASON	
				Beginning date	Ending date

b. DOMESTIC: Number of residences to be served is \_\_\_\_\_. Separately owned? YES  NO   
 Total number of people to be served is \_\_\_\_\_. Estimated daily use per person is \_\_\_\_\_  
 Total area of domestic lawns and gardens is \_\_\_\_\_ square feet. (Gallons per day)  
 Incidental domestic uses are \_\_\_\_\_  
 (Dust control area, number and kind of domestic animals, etc.)

c. STOCKWATERING: Kind of stock \_\_\_\_\_; Maximum number \_\_\_\_\_ Describe type of operation:  
 \_\_\_\_\_  
 (Feed lot, dairy, range, etc.)

d. RECREATIONAL: Type of recreation: Fishing  Swimming  Boating  Other

e. MUNICIPAL: (Estimated projected use)

POPULATION 5-year periods until use is completed		MAXIMUM MONTH		ANNUAL USE		
PERIOD	POP.	Average daily use per capita (gal.)	Rate of diversion (cfs)	Average daily use (gal. per capita)	Acre-foot (per capita)	Total acre-feet
Present						

Month of maximum use during year is \_\_\_\_\_. Month of minimum use during year is \_\_\_\_\_.

f. HEAT CONTROL: The total area to be heat protected is \_\_\_\_\_ net acres.  
 Type of crop protected is \_\_\_\_\_  
 Rate at which water is applied to use is \_\_\_\_\_ gpm per acre.  
 The heat protection season will begin about \_\_\_\_\_ (Date) and end about \_\_\_\_\_ (Date)

g. FROST PROTECTION: The total area to be frost protected is \_\_\_\_\_ net acres.  
 Type of crop protected is \_\_\_\_\_  
 Rate at which water is applied to use is \_\_\_\_\_ gpm per acre.  
 The frost protection season will begin about \_\_\_\_\_ (Date) and end about \_\_\_\_\_ (Date)

h. INDUSTRIAL: Type of industry is \_\_\_\_\_  
 Basis for determination of amount of water needed is \_\_\_\_\_

i. MINING: The name of the claim is \_\_\_\_\_. Patented  Unpatented   
 The nature of the mine is \_\_\_\_\_. Mineral to be mined is \_\_\_\_\_  
 Type of milling or processing is \_\_\_\_\_  
 After use, the water will be discharged into \_\_\_\_\_ (Name of stream)  
 in \_\_\_\_\_ 1/4 of \_\_\_\_\_ 1/4 of Section \_\_\_\_\_, T \_\_\_\_\_, R \_\_\_\_\_, \_\_\_\_\_ B. & M.  
 (40-acre subdivision)

j. POWER: The total fall to be utilized is \_\_\_\_\_ feet. The maximum amount of water to be used through the penstock  
 is \_\_\_\_\_ cubic feet per second. The maximum theoretical horsepower capable of being generated by the  
 works is \_\_\_\_\_ (Cubic feet per second x fall + 8.8). Electrical capacity is \_\_\_\_\_ kilowatts at \_\_\_\_\_ % efficiency.  
 After use, the water will be discharged into \_\_\_\_\_ (Name of stream)  
 in \_\_\_\_\_ 1/4 of \_\_\_\_\_ 1/4 of Section \_\_\_\_\_, T \_\_\_\_\_, R \_\_\_\_\_, \_\_\_\_\_ B. & M. FERC No. \_\_\_\_\_  
 (40-acre subdivision)

k. FISH AND WILDLIFE PRESERVATION AND/OR ENHANCEMENT: YES  NO  If yes, list specific species  
 and habitat type that will be preserved or enhanced in item 17 of Environmental Information form WR 1-2.

l. OTHER: Describe use: \_\_\_\_\_ . Basis for determination of amount of water needed is \_\_\_\_\_

6. PLACE OF USE

- a. Does applicant own the land where the water will be used? YES  NO  Is land in joint ownership? YES  NO   
 (All joint owners should include their names as applicants and sign the application.)  
 If applicant does not own land where the water will be used, give name and address of owner and state what arrangements have been made with the owner.

b.

USE IS WITHIN (40-acre subdivision)	SECTION	TOWNSHIP	RANGE	BASE & MERIDIAN	IF IRRIGATED	
					Number of acres	Presently cultivated (Y/N)
1/4 of 1/4						
1/4 of 1/4						
1/4 of 1/4						
1/4 of 1/2						
1/4 of 1/4						
1/4 of 1/4						

(If area is unsurveyed, state the location as if lines of the public land survey were projected, or contact the Division of Water Rights. If space does not permit listing all 40-acre tracts, include on another sheet or state sections, townships and ranges, and show detail on map.)

7. DIVERSION WORKS

- a. Diversion will be by gravity by means of \_\_\_\_\_  
 (Dam, pipe in unobstructed channel, pipe through dam, siphon, weir, gate, etc.)
- b. Diversion will be by pumping from \_\_\_\_\_ Pump discharge rate \_\_\_\_\_ Horsepower \_\_\_\_\_  
 (Sump, offset well, channel, reservoir, etc.) (cfs or gpd)
- c. Conduit from diversion point to first lateral or to offstream storage reservoir:

CONDUIT (Pipe or channel)	MATERIAL (Type of pipe or channel lining) (Indicate if pipe is buried or not)	CROSS SECTIONAL DIMENSION (Pipe diameter or ditch depth and top and bottom width)	LENGTH (Feet)	TOTAL LIFT OR FALL		CAPACITY (Estimate)
				Feet	+ or -	

- d. Storage reservoirs: (For underground storage, complete Supplement 1 to WRT, available upon request.)

Name or number of reservoir, if any	DAM			RESERVOIR			
	Vertical height from downstream toe of slope to spillway level (ft.)	Construction material	Dam length (ft.)	Freeboard Dam height above spillway crest (ft.)	Approximate surface area when full (acres)	Approximate capacity (acre-feet)	Maximum water depth (ft.)

- e. Outlet pipe: (For storage reservoirs having a capacity of 10 acre-feet or more.)

Diameter of outlet pipe (inches)	Length of outlet pipe (feet)	FALL		HEAD		Estimated storage below outlet pipe entrance (dead storage)
		Vertical distance between entrance and exit of outlet pipe in feet	Vertical distance from spillway to outlet pipe in reservoir in feet	Vertical distance from spillway to outlet pipe in reservoir in feet	Vertical distance from spillway to outlet pipe in reservoir in feet	

- f. If water will be stored and the reservoir is not at the point of diversion, the maximum rate of diversion to offstream storage will be \_\_\_\_\_ cfs. Diversion to offstream storage will be made by:  Pumping  Gravity

8. COMPLETION SCHEDULE

- a. Year work will start \_\_\_\_\_ b. Year work will be completed \_\_\_\_\_  
 c. Year water will be used to the full extent intended \_\_\_\_\_ d. If completed, year of first use \_\_\_\_\_

9. GENERAL

- a. Name of the post office most used by those living near the proposed point of diversion is \_\_\_\_\_
- b. Does any part of the place of use comprise a subdivision on file with the State Department of Real Estate? YES  NO   
 If yes, state name of the subdivision \_\_\_\_\_  
 If no, is subdivision of these lands contemplated? YES  NO   
 Is it planned to individually meter each service connection? YES  NO  If yes, When? \_\_\_\_\_
- c. List the names and addresses of diverters of water from the source of supply downstream from the proposed point of diversion: \_\_\_\_\_  
 \_\_\_\_\_  
 \_\_\_\_\_
- d. Is the source used for navigation, including use by pleasure boats, for a significant part of each year at the point of diversion, or does the source substantially contribute to a waterway which is used for navigation, including use by pleasure boats? YES  NO  If yes, explain: \_\_\_\_\_  
 \_\_\_\_\_

10. EXISTING WATER RIGHT

Do you claim an existing right for the use of all or part of the water sought by this application? YES  NO   
 If yes, complete table below:

Nature of Right (riparian, appropriative, groundwater)	Year of First Use	Purpose of use made in recent years including amount, if known	Season of Use	Source	Location of Point of Diversion

11. AUTHORIZED AGENT (Optional)

With respect to  all matters concerning this water right application  those matters designated as follows:

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_ ( ) - \_\_\_\_\_  
 (Name of agent) (Telephone number of agent between 8 a. m. and 5 p. m.)

\_\_\_\_\_ (Mailing address) \_\_\_\_\_ (City or town) \_\_\_\_\_ (State) \_\_\_\_\_ (Zip code)

is authorized to act on my behalf as my agent.

12. SIGNATURE OF APPLICANT

I (we) declare under penalty of perjury that the above is true and correct to the best of my (our) knowledge and belief.  
 Dated \_\_\_\_\_ 19\_\_\_\_, at \_\_\_\_\_, California

(If there is more than one owner of the project, please indicate their relationship.)

Ms. Mr.  
 Miss. Mrs. \_\_\_\_\_  
 (Signature of applicant)

Ms. Mr.  
 Miss. Mrs. \_\_\_\_\_  
 (Signature of applicant)

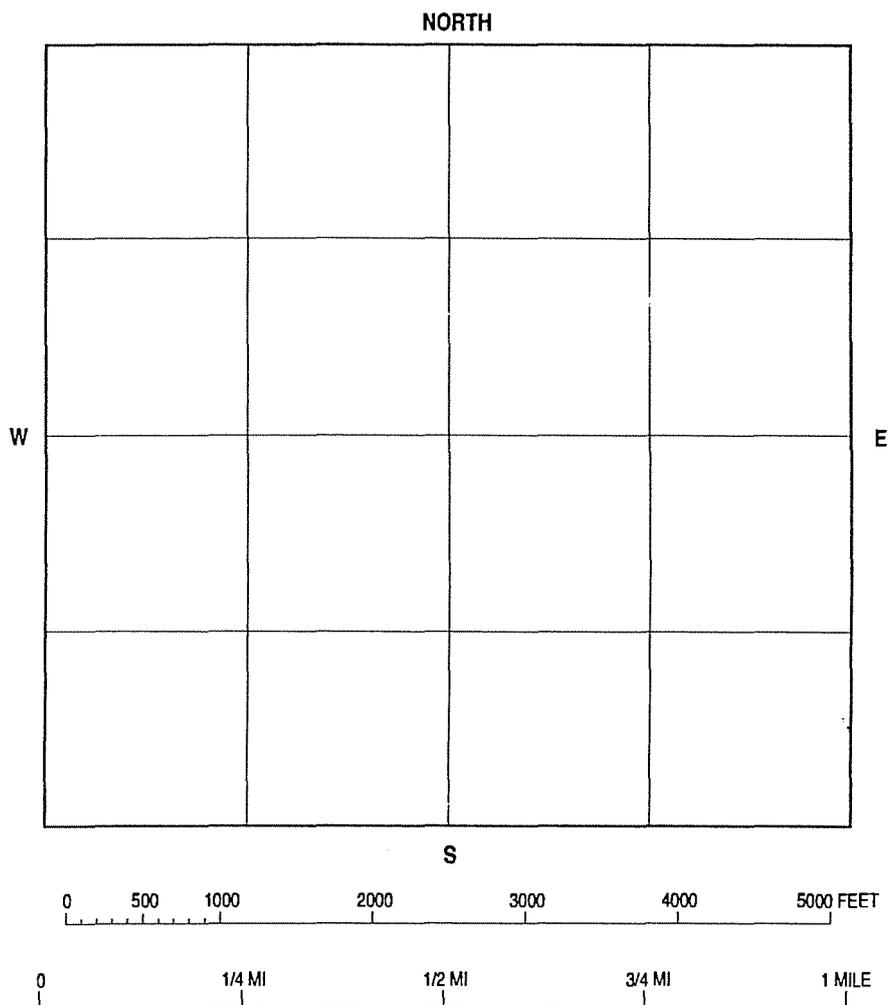
Additional information needed for preparation of this application may be found in the Instruction Booklet entitled "HOW TO FILE AN APPLICATION TO APPROPRIATE WATER IN CALIFORNIA". If there is insufficient space for answers in this form, attach extra sheets. Please cross-reference all remarks to the numbered item of the application to which they may refer. Send original application and one copy to the STATE WATER RESOURCES CONTROL BOARD, DIVISION OF WATER RIGHTS, P. O. Box 2000, Sacramento, CA 95810, with \$100 minimum filing fee.

NOTE:  
 If this application is approved for a permit, a minimum permit fee of \$100 will be required before the permit is issued. There is no additional fee for registration of small domestic use.

**13. MAP**

(Please complete legibly, with as much detail as possible, or attach a suitable alternative. See example in instruction booklet.)

SECTION(S) \_\_\_\_\_ TOWNSHIP \_\_\_\_\_ RANGE \_\_\_\_\_, \_\_\_\_\_ B. & M.



- (1) Show location of the stream or spring, and give name.
- (2) Locate and describe the point of diversion (i. e. the point at which water is to be taken from the stream or spring) in the following way: Begin at the most convenient known corner of the public land survey, such as a section or quarter section corner (if on unsurveyed land more than two miles from a section corner, begin at a mark or some natural object or permanent monument that can be readily found and recognized) and measure directly north or south until opposite the point which it is desired to locate; then measure directly east or west to the desired point. Show these distances in figures on the map as shown in the instructions.
- (3) Show location of the main ditch or pipeline from the point of diversion.
- (4) Indicate clearly the proposed place of use of the water.

**14. SUPPLEMENTAL INFORMATION**

- a. If you are applying for a permit, Environmental Information form WR1-2 should be completed and attached to this form.
- b. If you are registering a small domestic use, Fish and Game Information form WR1-3 should be completed and attached to this form.
- c. If you are applying for underground storage, Supplement 1 to WR 1 (available upon request) should be completed and attached to this form.

# ANEXO D

---

PROTOCOLO DE ACUERDO MUTUO ENTRE EL  
WALNUT VALLEY WATER DISTRICT (WALNUT)

Y EL

ROWLAND AREA COUNTY WATER DISTRICT (ROWLAND)

RELATIVO A LOS

PLAZOS Y CONDICIONES DEL SERVICIO DE AGUA REGENERADA  
PARA LOS ABONADOS ACTUALES Y FUTUROS SITUADOS EN EL  
ÁREA DE SERVICIO DE ROWLAND

**OBJETIVO**

El objeto del presente acuerdo es establecer las formas y las condiciones según las cuales Rowland efectuará la venta de agua regenerada a los abonados de su área de servicio y Walnut realizará el suministro de agua regenerada a Rowland.

**PREVISIONES DEL ACUERDO**

1. Walnut aporta, a través de un acuerdo suscrito por separado, el compromiso adquirido con la Ciudad de Pomona para que ésta le suministre el efluente de un tratamiento terciario. La calidad, la cantidad y la fiabilidad de dicho suministro vienen especificados en dicho acuerdo. Walnut habrá de recibir el agua suministrada por la Ciudad de Pomona en el punto concreto de su red de distribución previsto en dicho acuerdo. El punto de suministro acordado es el extremo occidental de la conducción North Side, a la altura de su intersección con la Grand Avenue, aproximadamente.

2. La presión del agua regenerada en el punto de conexión con la red de distribución de Walnut será la presión hidrostática disponible en dicho punto. La presión hidrostática en el punto de conexión es de 43,9 m, igual a la diferencia entre la elevación del vertedero de salida del efluente de la Planta de Regeneración de Agua de Pomona y la elevación del punto de conexión con la red de distribución de Walnut.

3. Walnut se compromete a suministrar a Rowland agua regenerada de la Planta de Regeneración de Agua de Pomona para que Rowland la distribuya a sus abonados.

4. Walnut se compromete a suministrar agua regenerada a Rowland a un precio al por mayor. La diferencia entre el precio al por mayor pagado por Rowland y el precio al por menor pagado por sus abonados deberá ser suficiente para cubrir al menos los costes que represente para Rowland la lectura de los contadores, la facturación a sus abonados y el mantenimiento y sustitución de los contadores.

5. Walnut se compromete a proporcionar a Rowland agua regenerada proveniente de la ciudad de Pomona, y Rowland se compromete a comprar esa misma agua regenerada a Walnut durante un plazo no inferior a 15 años.

6. Walnut se compromete a iniciar el suministro de agua regenerada tan pronto como haya terminado la construcción de todas las instalaciones necesarias para el suministro de agua regenerada a los abonados de Rowland. Walnut pondrá en conocimiento de Rowland su calendario de construcción, de modo que Rowland pueda conocer con suficiente antelación el momento a partir del cual podrá iniciar el suministro de agua regenerada a sus abonados.

7. Walnut se responsabiliza de diseñar, construir y financiar un sistema completo de distribución de agua regenerada, en el que se incluyan tanto las instalaciones de aducción y de distribución como los accesorios que sean necesarios, pero en el que no estarán incluidos ni los contadores ni las tuberías de conexión a los abonados.

8. Rowland se responsabiliza de efectuar la lectura de los contadores y el cobro de las tarifas a sus abonados. Rowland se compromete así mismo a efectuar y a financiar la instalación y el mantenimiento de las conexiones de servicio y de los contadores, así como la sustitución de los contadores de sus abonados.

9. Walnut se compromete a efectuar y a financiar la explotación, el mantenimiento y la sustitución tanto de las instalaciones de aducción y de distribución como de los accesorios necesarios, a excepción de los contadores de los abonados de Rowland.



# ANEXO E

---

## EJEMPLOS ILUSTRATIVOS DE CLÁUSULAS PARA LIMITAR LA LA RESPONSABILIDAD Y RESARCIR AL PROVEEDOR

Carolyn S. Richardson

**ADVERTENCIA**

Las siguientes garantías (*warranty*), renunciaciones (*disclaimers*), límites de las reparaciones legales (*remedy limitations*) y cláusulas de resarcimiento (*indemnity clauses*) son técnicamente suficientes de acuerdo con el Uniform Commercial Code de California y el California Commercial Code. Están redactadas en un lenguaje que ha sido ensayado y apoyado en demandas relacionadas con diversas actividades comerciales. No obstante, la validez de estas cláusulas no ha sido comprobada todavía en juicios relacionados con contratos de suministro de agua residual. Por esta razón, la autora de este texto, C. S. Richardson, **RENUNCIA A CUALQUIER GARANTÍA IMPLÍCITA DE IDONEIDAD DE ESTAS CLÁUSULAS PARA SU USO ESPECÍFICO EN CONTRATOS DE SUMINISTRO DE AGUAS RESIDUALES.**

**EJEMPLOS DE CLÁUSULAS PARA LIMITAR LA RESPONSABILIDAD Y RESARCIR AL PROVEEDOR:****SECCIÓN \_\_\_\_: RESPONSABILIDADES Y SEGUROS****A. ACUERDOS SOBRE EL RÉGIMEN DE GARANTÍAS Y DE RENUNCIAS****1. GARANTÍA LIMITADA DE LA CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL**

(*nombre del Proveedor*) garantiza que el agua residual suministrada de acuerdo con este contrato satisfará las exigencias físicas y bacteriológicas para el vertido en el terreno del agua residual tratada impuestas actualmente y en el futuro por el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado de California, el Consejo Regional de Lucha contra la Contaminación de las Aguas de la Región de \_\_\_\_\_, y cualquier otro organismo competente durante la vigencia de este contrato.

**2. RENUNCIA A CUALQUIER OTRA GARANTÍA**

La garantía de calidad del agua expresada anteriormente es la **ÚNICA GARANTÍA** ofrecida por el Proveedor sobre el agua residual suministrada de acuerdo con este contrato. **LAS DECLARACIONES ORALES EFECTUADAS POR EL PERSONAL DEL PROVEEDOR NO CONSTITUYEN GARANTÍAS.** Los apoderados y los empleados del Proveedor no están autorizados a ofrecer ninguna garantía sobre el agua residual suministrada de acuerdo con este contrato. El Comprador no podrá tener en cuenta ninguna afirmación oral o ningún documento escrito que no forme parte integral de este contrato. El presente contrato está constituido exclusivamente por este documento escrito y **NO OFRECE NINGUNA OTRA GARANTÍA** adicional o diferente de la establecida en la Sección \_\_\_\_A.1 de este contrato.

El Proveedor **RENUNCIA EXPRESAMENTE A CUALQUIER GARANTÍA IMPLÍCITA DE COMERCIALIDAD Y A CUALQUIER GARANTÍA IMPLÍCITA DE IDONEIDAD PARA UNA UTILIZACIÓN CONCRETA ASÍ COMO A CUALQUIER OTRA GARANTÍA EXPRESA O IMPLÍCITA.**

\_\_\_\_\_ (el Comprador deberá firmar aquí con sus iniciales)

**B. LÍMITES DE LAS REPARACIONES LEGALES POR INFRACCIÓN DE LA GARANTÍA DE CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL**

**1. REPARACIONES LEGALES LIMITADAS**

El Comprador no podrá presentar **NINGUNA DEMANDA** contra el Proveedor, sus apoderados, sus empleados o sus cesionarios en razón de la no satisfacción de las normas de calidad del agua residual impuestas por los organismos reglamentarios y garantizadas por este contrato, excepto en las circunstancias establecidas en esta sección. Esta limitación de las reparaciones legales será aplicable a las infracciones del régimen de garantías tanto si esas tienen carácter doloso, imprudente o fortuito.

- a. El Comprador notificará al Proveedor mediante (*especificar aquí los medios*) cualquier violación de las normas de calidad del agua residual especificadas anteriormente.
- b. El Proveedor será responsable ante el Comprador de los daños provocados a los cultivos o al terreno como consecuencia del contacto con un agua residual de calidad inferior a la especificada por las normas de calidad, siempre que los daños tengan lugar con anterioridad a la notificación reglamentaria que el Proveedor debe hacer al Comprador o, una vez hecha esta notificación, antes de que el Comprador haya tenido tiempo razonable para poder evitar tal contacto. Los daños que pueden ser objeto de la demanda presentada por el Comprador quedan limitados a los siguientes:

*(En este párrafo se indicará la valoración máxima de los daños acordada por las partes. Esta valoración puede ser: 1) la correspondiente a la pérdida real del cultivo contaminado, valorada a precios de mercado mediante arbitraje, 2) el coste del agua de inferior calidad suministrada, valorada de acuerdo con el precio establecido en el contrato, pero limitándolo a la cantidad total de agua a suministrar durante un año, y 3) cualquier valoración que distribuya razonablemente el riesgo de la actividad y que ofrezca al Comprador el valor substancial de su mercancía, teniendo en cuenta las incertidumbres que ambas partes han de hacer frente desde el primer momento.)*

- c. El Comprador no podrá presentar **NINGUNA DEMANDA** contra el Proveedor por daños producidos a causa del contacto con el agua residual que pueda tener lugar después de que el Comprador haya recibido la notificación reglamentaria que debe enviarle el Proveedor y de que aquel haya tenido tiempo razonable para evitar que dicho contacto pueda llegar a producirse.
- d. **PLAZO LÍMITE PARA EJERCER ACCIONES LEGALES POR INFRACCIÓN DEL RÉGIMEN DE GARANTÍAS**

Cualquier acción legal en que se alegue infracción del régimen de garantías habrá de ser **INICIADA ANTES DE TRANSCURRIDO UN AÑO** desde la fecha en que aconteció el supuesto objeto del litigio o, de otro modo, ésta quedará prescrita para siempre.

\_\_\_\_\_ (el Comprador deberá firmar aquí con sus iniciales)

## 2. EXCLUSIÓN DE TODAS LAS DEMÁS REPARACIONES LEGALES

- a. **REPARACIÓN LEGAL ÚNICA:** las partes acuerdan que la reparación legal establecida previamente en la Sección \_\_\_\_B. será la **REPARACIÓN LEGAL ÚNICA Y EXCLUSIVA** a que el Comprador tendrá derecho frente al Proveedor a causa de una infracción del régimen de garantías de la calidad del agua. El Comprador acepta que **NO DISPONDRÁ DE NINGUNA OTRA REPARACIÓN LEGAL** y que el Proveedor de agua residual no será responsable ante él por daños conexos o indirectos, entre los que figuran la pérdida de ingresos, la pérdida de uso de la tierra, la pérdida de ventas, la pérdida de tiempo y la responsabilidad en que pueda incurrir el Comprador por incumplimiento de contratos establecidos con terceras partes.
- b. **VALOR SUBSTANCIAL:** El Comprador acepta que el precio negociado del agua residual suministrada de acuerdo con este contrato constituye una distribución justa de riesgos entre el Proveedor y el Comprador, y que este precio justifica la asunción del riesgo de pérdidas debidas a la no satisfacción de las normas de calidad de agua, tal como se ha establecido previamente. El Comprador acepta, por lo tanto, que la única reparación legal establecida en la Sección \_\_\_\_B es justa y razonable y ofrece al Comprador el valor substancial de su mercancía.

\_\_\_\_\_ (el Comprador deberá firmar aquí con sus iniciales)

### C. ACUERDO DE RESARCIMIENTO

*(Redacción alternativa 1: la responsabilidad frente a terceras partes se concentra en el Comprador)*

1. Correrán a cargo del Comprador las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Proveedor, de sus apoderados, de sus empleados y de sus cesionarios frente a todas las demandas de cualquier naturaleza que puedan formularse por pérdidas, por daños o por lesiones a cualquier persona o propiedad, ocasionadas por cualquier supuesto defecto del agua residual o producidas por cualquier operación o actividad realizada de acuerdo con este contrato de suministro de agua residual. Las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Proveedor correrán a cargo del Comprador incluso cuando el supuesto defecto del agua residual, las pérdidas, los daños o las lesiones sean ocasionados por imprudencia, por violación de la ley, por infracción del régimen de garantías o a consecuencia de la responsabilidad extracontractual en que pueda recaer el Proveedor.
2. El Comprador se compromete a designar al Proveedor como co-beneficiario de una póliza de seguros de responsabilidad a terceros que el Comprador deberá suscribir para protegerse expresamente de las responsabilidades en que pueda incurrir debido al riesgo con agua residual. En esta póliza, la compañía de seguros ha de comprometerse a indemnizar y a defender al Comprador y al Proveedor frente a todas las responsabilidades y a todos los gastos ocasionados por las demandas que puedan presentarse por lesiones personales, por defunción, por daños a la propiedad y por pérdidas económicas producidos a consecuencia de cualquier supuesto defecto del producto o de cualquier acto u omisión del Comprador o del Proveedor, incluyendo los casos de imprudencia y de violación de la ley por parte del Proveedor.

*(Redacción alternativa 2: la responsabilidad frente a terceras partes se asigna al Comprador o al Proveedor, dependiendo del grado de control que cada uno de ellos tenga sobre la causa de riesgo. Esta redacción alternativa exige una enumeración explícita de las instalaciones y de las actividades que están bajo el control exclusivo o primario de cada una de las partes)*

1. Correrán a cargo del Comprador las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Proveedor, de sus apoderados, de sus empleados y de sus cesionarios frente a todas las demandas de cualquier tipo que puedan formularse por pérdidas, por daños o por lesión a cualquier persona o propiedad, ocasionadas por los actos o las omisiones del Comprador, de sus apoderados o de sus empleados durante la utilización de las instalaciones y la realización de las actividades indicadas en las Secciones \_\_\_ y \_\_\_, consideradas todas ellas bajo el control exclusivo o primario del

Comprador. Las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Proveedor correrán a cargo del Comprador incluso cuando pueda alegarse que el Proveedor actuó con imprudencia al confiar esas instalaciones o actividades al Comprador, o durante la vigilancia, la inspección o la supervisión de dichas instalaciones o actividades.

Así mismo, correrán a cargo del Comprador las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Proveedor frente a todas las demandas que puedan formularse por contacto con agua residual que no cumple las normas de calidad garantizadas en la Sección \_\_.A.1., siempre que ese contacto tenga lugar después de que el Comprador ha sido notificado de tal circunstancia y de que haya tenido tiempo razonable, tras dicha notificación, para tomar las medidas oportunas que permitan evitar que ese contacto pueda llegar a producirse.

2. El Comprador se compromete a designar al Proveedor como co-beneficiario de una póliza de seguros de responsabilidad a terceros que el Comprador deberá suscribir para protegerse expresamente de las responsabilidades en que pueda incurrir debido al riesgo con agua residual. De acuerdo con esta póliza, correrán a cargo de la compañía de seguros las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Comprador y del Proveedor frente a todas las responsabilidades descritas previamente en la Sección \_\_C.1.
3. Correrán a cargo del Proveedor las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa del Comprador, de sus apoderados, de sus empleados y de sus cesionarios frente a todas las demandas de cualquier tipo que puedan formularse por pérdidas, por daño o por lesión a cualquier persona o propiedad, ocasionadas por los actos o las omisiones del Proveedor, de sus apoderados o de sus empleados durante la utilización de las instalaciones y la realización de las actividades indicadas en las Secciones \_\_ y \_\_, consideradas todas ellas bajo el control exclusivo o primario del Proveedor.

Correrán a cargo del Proveedor las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Comprador frente a todas las demandas ocasionadas por contacto con un agua residual que no cumpla las normas de calidad garantizadas en la Sección \_\_.A.1., siempre que ese contacto tenga lugar después de que el Comprador ha sido notificado de tal circunstancia y de que haya tenido tiempo razonable, tras dicha notificación, para tomar las medidas oportunas que permitan evitar que ese contacto pueda llegar a producirse.

4. El Proveedor se compromete a designar al Comprador como co-beneficiario de una póliza de seguros de responsabilidad a terceros que el Proveedor deberá suscribir para protegerse expresamente de las responsabilidades en que pueda incurrir debido al riesgo con

agua residual. De acuerdo con esta póliza, correrán a cargo de la compañía de seguros las indemnizaciones y los gastos productos de la defensa legal del Proveedor y del Comprador frente a todas las responsabilidades descritas previamente en la Sección \_\_\_C.1.

## **SECCIÓN \_\_\_: OTRAS PREVISIONES**

### **A. INDEPENDENCIA DE LAS PREVISIONES**

Si cualquier previsión de este contrato es considerada inválida o excesiva para ser aplicada a cualquier persona o circunstancia, esa invalidez no afectará a otras previsiones de este contrato que puedan ponerse en práctica sin tener en cuenta la previsión considerada inválida o excesiva. Las previsiones de este contrato son independientes unas de otras.

### **B. RENUNCIA VOLUNTARIA (WAIVER)**

Si el Proveedor acepta renunciar voluntariamente a cualquiera de los plazos y de las previsiones de este contrato, esa renuncia no podrá ser interpretada como una renuncia a cualquier infracción posterior de dicho plazo o previsión, ni tampoco como una renuncia a cualquier otro plazo o previsión. Una renuncia voluntaria por parte del Proveedor a cualquier plazo o previsión del contrato no podrá ser interpretada como una forma de comportamiento.

### **C. MODIFICACIÓN**

No se podrá modificar o renunciar voluntariamente a ningún plazo o previsión de este contrato, a menos que se realice mediante un acuerdo escrito y firmado por el Proveedor y el Comprador.

### **D. PLAZOS PARA LA PRESENTACIÓN DE ACCIONES LEGALES**

Cualquier acción legal interpuesta por infracción de este contrato y cualquier acción legal resultante de las previsiones de este contrato habrán de presentarse dentro del plazo de un año, contado desde la fecha en que aconteció el supuesto objeto del litigio o, de otro modo, aquellas quedarán prescritas para siempre.



# ANEXO F

---

## CRITERIOS DE REGENERACIÓN DE AGUA RESIDUAL

*Extracto del*

CÓDIGO DE DERECHO ADMINISTRATIVO DE CALIFORNIA

TÍTULO 22, DIVISIÓN 4

SANIDAD AMBIENTAL

1978

ESTADO DE CALIFORNIA  
DEPARTAMENTO DE SERVICIOS SANITARIOS  
SECCIÓN DE INGENIERÍA SANITARIA  
2151 Berkeley Way, Berkeley 94704

**OBJETIVO DE ESTA REGLAMENTACIÓN**

El objetivo de esta reglamentación es establecer límites aceptables para los componentes del agua regenerada y ordenar los medios necesarios para garantizar la fiabilidad de la producción de agua regenerada, de modo que pueda asegurarse que su utilización para los usos especificados no conlleva riesgos indebidos para la salud pública. Los límites de los componentes, junto con los medios para garantizar la fiabilidad del tratamiento, constituyen criterios de regeneración tal como los define la Sección 13520 del Water Code (Código del Agua de California).

Como se afirma en las Secciones 13510 a 13512 del Water Code, la regeneración de agua contribuye al interés público y el Estado de California ha adoptado la política de promover la regeneración de agua. Los criterios de regeneración están destinados a promover el desarrollo de instalaciones capaces de satisfacer las exigencias de calidad del Estado y de asegurar una protección positiva de la salud pública. Para evitar los peligros sanitarios es necesario establecer una vigilancia y un control apropiados de las instalaciones de tratamiento, de los sistemas de distribución y de las zonas de utilización. Por otra parte, habrán de adoptarse las precauciones necesarias para evitar que el público pueda entrar en contacto directo con aguas regeneradas que no satisfagan las normas de calidad especificadas en el Artículo 5 para embalses recreativos de uso no restringido.

## ÍNDICE DE MATERIAS

### CAPÍTULO 3. CRITERIOS DE REGENERACIÓN

#### Artículo 1. Definiciones

Sección  
60 301      Definiciones

#### Artículo 2. Riego de cultivos comestibles

Sección  
60 303      Riego por aspersión  
60 305      Riego superficial  
60 307      Excepciones

#### Artículo 3. Riego de forrajes, de plantas productoras de fibras y de semilleros

Sección  
60 309      Forrajes, plantas productoras de fibras y semilleros  
60 311      Pastos para animales productores de leche

#### Artículo 4. Riego de jardinería

Sección  
60 313      Riego de jardinería

#### Artículo 5. Embalses recreativos

Sección  
60 315      Embalses recreativos de uso no restringido  
60 317      Embalses recreativos de uso restringido  
60 319      Embalses de jardinería

#### Artículo 5.1. Recarga de acuíferos

Sección  
60 320      Recarga de acuíferos

#### Artículo 5.5. Otros métodos de tratamiento

Sección  
60 320.5      Otros métodos de tratamiento

## Artículo 6. Muestreo y análisis

Sección	
60 312	Muestreo y análisis

## Capítulo 7. Informe de ingeniería y exigencias de explotación

Sección	
60 323	Informe de ingeniería
60 325	Personal
60 327	Mantenimiento
60 329	Libros de registro de la explotación e informes
60 331	Desviación (by-pass)

## Capítulo 8. Exigencias generales de diseño

Sección	
60 333	Flexibilidad del diseño
60 335	Alarmas
60 337	Suministro eléctrico

## Capítulo 9. Exigencias de fiabilidad alternativas para usos que permitan un efluente primario

Sección	
60 339	Tratamiento primario

## Capítulo 10. Exigencias de fiabilidad alternativas para usos que requieran un agua residual oxidada y desinfectada, o un agua residual oxidada, coagulada, clarificada, filtrada y desinfectada

Sección	
60 341	Almacenamiento o vertido de emergencia
60 343	Tratamiento primario
60 345	Tratamiento biológico
60 347	Decantación secundaria
60 349	Coagulación
60 351	Filtración
60 353	Desinfección
60 355	Otras alternativas a las exigencias de fiabilidad

### **CAPÍTULO 3. CRITERIOS DE REGENERACIÓN**

#### **Artículo 1. Definiciones**

**60361. Definiciones.** (a) **Agua regenerada.** Un agua regenerada es un agua residual doméstica que, como resultado de un proceso de tratamiento, es idónea para un uso beneficioso directo o un uso controlado que no tendría lugar de otro modo.

(b) **Planta de regeneración.** Una planta de regeneración es un conjunto ordenado de dispositivos, estructuras, equipos, procesos y controles que producen un agua regenerada idónea para la reutilización propuesta.

(c) **Organismo reglamentario.** El organismo reglamentario es el Consejo Regional de Lucha Contra la Contaminación de las Aguas del Estado de California en cuya jurisdicción esté ubicada la planta de regeneración.

(d) **Uso beneficioso directo.** Uso beneficioso directo es la utilización de un agua regenerada que ha sido conducida desde el punto de producción hasta el punto de uso, sin que se haya producido un vertido intermedio en aguas del Estado.

(e) **Cultivos comestibles.** Cultivos comestibles son todos aquellos que están destinados al consumo humano.

(f) **Riego por aspersión.** Riego por aspersión es el riego de cultivos mediante agua regenerada vertida en pequeñas gotas desde orificios existentes en tuberías.

(g) **Riego superficial.** Riego superficial es el riego con agua regenerada por medios distintos al riego por aspersión, de modo que se evite el contacto entre la parte comestible del cultivo y el agua regenerada.

(h) **Embalse recreativo de uso restringido.** Un embalse recreativo de uso restringido es un embalse de agua regenerada en el que las actividades de recreo están restringidas a la pesca, al uso de embarcaciones y a otras actividades recreativas en las que no es necesario un contacto directo del cuerpo humano con el agua.

(i) **Embalse recreativo de uso no restringido.** Un embalse recreativo de uso no restringido es un embalse de agua regenerada en el que no existe ninguna limitación para la práctica de actividades deportivas en las que el cuerpo humano puede tener contacto directo con el agua.

(j) **Embalse de jardinería.** Un embalse de jardinería es un embalse de agua regenerada utilizado para disfrute estético o para cualquier otra función que no implique en ningún caso el contacto directo del público con el agua.

(k) **Métodos de análisis autorizados.** Métodos de análisis autorizados son los especificados en la última edición de "Métodos Normalizados para el Análisis de Agua y Agua Residual" (*Standard Methods for the Analysis of Water and Wastewater*), elaborados y publicados conjuntamente por la American Public Health Association (Asociación Americana de Salud Pública), la American Water Works Association (Asociación Americana de Industrias del Agua) y la Water Pollution Control Federation (Federación de Lucha contra la Contaminación del Agua), cuando los efectúan laboratorios autorizados por el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado.

(l) **Proceso unitario.** Un proceso unitario es cada una de las etapas individuales que integran la secuencia de tratamiento del agua residual, y durante la cual tiene lugar una fase importante y única del tratamiento.

(m) **Efluente primario.** Efluente primario es el efluente proveniente de un proceso de tratamiento de agua residual que consigue reducir los sólidos contenidos en el agua residual hasta concentraciones iguales o inferiores a 0,5 mililitros de materia decantable por litro y por hora, determinada con un método de análisis autorizado.

(n) **Agua residual oxidada.** Agua residual oxidada es un agua residual cuya materia orgánica ha sido estabilizada, no es putrescible y contiene oxígeno disuelto.

(o) **Tratamiento biológico.** Tratamiento biológico es un tipo de tratamiento del agua residual cuyo objetivo es producir un agua residual oxidada mediante una intensa acción bacteriana o bioquímica.

(p) **Decantación secundaria.** Decantación secundaria es la eliminación por gravedad de los sólidos decantables contenidos en el efluente de un proceso de tratamiento biológico.

(q) **Agua residual coagulada.** Agua residual coagulada es un agua residual oxidada en la que la materia en suspensión coloidal y de pequeño tamaño ha sido desestabilizada y agrupada en pequeños flóculos mediante la adición de compuestos químicos adecuados o mediante un método con resultados similares.

(r) **Agua residual filtrada.** Agua residual filtrada es un agua residual oxidada, coagulada y clarificada que ha pasado a través de un suelo natural no perturbado o de un medio filtrante, tal como arena o tierra de diatomeas, de modo que su turbiedad, medida según un método de análisis autorizado, no sobrepasa un valor medio de 2 unidades de turbiedad, ni excede de 5 unidades de turbiedad durante más del 5 por ciento del tiempo durante ningún período de 24 horas.

(s) **Agua residual desinfectada.** Agua residual desinfectada es un agua residual que ha sido sometida a los efectos de un agente químico, físico o biológico para destruir los microorganismos patógenos que contiene.

(t) **Unidades múltiples.** Unidades múltiples son dos o más unidades de un proceso de tratamiento que funcionan en paralelo y tienen la misma función.

(u) **Procesos unitarios de reserva.** Un proceso unitario de reserva es un proceso unitario duplicado, o un proceso alternativo de eficacia equivalente, que se mantiene en condiciones de funcionamiento y que es capaz de proporcionar un grado comparable de tratamiento a todo el caudal de diseño de la unidad de la cual actúa como reserva.

(v) **Fuente de energía.** Fuente de energía es aquella capaz de suministrar la energía eléctrica necesaria para hacer funcionar los procesos unitarios.

(w) **Fuente de energía de reserva.** Fuente de energía de reserva significa una fuente de energía alternativa con arranque automático, mantenida permanentemente en condiciones de poder entrar en servicio y con capacidad suficiente como para proporcionar el servicio necesario durante una avería de la fuente de energía normal.

(x) **Equipos de repuesto de reserva.** Equipos de repuesto de reserva son piezas y equipos de reserva destinados a reemplazar unidades averiadas o gastadas, que pueden entrar en servicio en menos de 24 horas.

(y) **Clorador de reserva.** Un clorador de reserva es un clorador igual existente en aquellas plantas de regeneración que sólo tengan un clorador, o un clorador igual al de mayor tamaño existente en aquellas plantas que dispongan de varios cloradores.

(z) **Cloración en puntos múltiples.** Cloración en puntos múltiples es un sistema de cloración en que el cloro se introduce simultáneamente en la planta de regeneración y en estaciones de cloración subsiguientes situadas en la zona de uso y/o en algún otro punto intermedio. Esta definición no incluye la introducción de cloro con objeto de suprimir olores.

(aa) **Alarma.** Alarma es cualquier instrumento o dispositivo que vigila continuamente una función específica de un proceso de tratamiento y avisa automáticamente de la existencia de una situación peligrosa o indeseable por medio de una señal visual o auditiva.

(bb) **Persona.** Persona designa a cualquier individuo, entidad privada, ciudad, condado, empresa pública regional, el Estado y cualquier departamento u organismo del mismo.

Nota: Autoridad citada: Sección 208, Health and Safety Code y Sección 13521, Water Code. Referencia: Sección 13521, Water Code.

- Antecedentes: 1. Nuevo Capítulo 4 (§§ 60301-60357, no consecutivos), registrado el 2 de abril de 1975; entrada en vigor 30 días después (Register 75, No. 14).
2. Cambio de numeración del Capítulo 4 (Secciones 60301-60357, no consecutivas) en Capítulo 3 (Secciones 60301-60357, no consecutivas), registrado el 14 de octubre de 1977; entrada en vigor 30 días después (Register 77, No. 42).

**Artículo 2. Riego de Cultivos Comestibles**

**60303. Riego por aspersion.** El agua regenerada utilizada para riego por aspersion de cultivos comestibles será en todo momento un agua residual oxidada, coagulada, clarificada, filtrada y adecuadamente desinfectada. Se considerará que el agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si en algún punto del proceso de tratamiento la concentración mediana de coliformes no sobrepasa 2,2 coliformes por 100 mililitros y la concentración de coliformes no sobrepasa 23 coliformes por 100 mililitros en más de una muestra dentro de cualquier período de 30 días. La concentración mediana se obtendrá a partir de los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones.

**60305. Riego superficial.** (a) El agua regenerada utilizada para riego superficial de cultivos comestibles será en todo momento un agua residual oxidada y adecuadamente desinfectada. Se considerará que el agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si en algún punto del proceso de tratamiento la concentración mediana de coliformes no sobrepasa 2,2 coliformes por 100 mililitros, de acuerdo con los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones.

(b) Las plantaciones de árboles frutales y los viñedos pueden regarse mediante riego superficial con un agua regenerada que tenga al menos una calidad equivalente a la de un efluente primario, siempre que no se recoja ningún fruto que haya estado en contacto con el agua de riego o con el suelo.

**60307. Excepciones.** El Departamento de Servicios Sanitarios del Estado puede eximir del cumplimiento de las exigencias de calidad aplicables al agua regenerada utilizada para regar cultivos comestibles, en aquellos casos concretos en que el agua regenerada vaya a utilizarse para regar un cultivo comestible que ha de ser sometido una extensa elaboración comercial, física o química, suficiente para destruir los agentes patógenos antes de que el producto sea considerado idóneo para el consumo humano.

**Artículo 3. Riego de forrajes, de plantas productoras de fibras y de semilleros**

**60309. Forrajes, plantas productoras de fibras y semilleros.** El agua regenerada utilizada para riego superficial o por aspersion de forrajes, de plantas productoras de fibras y de semilleros tendrá un nivel de calidad igual o superior al de un efluente primario.

**60311. Pastos para animales productores de leche.** El agua regenerada utilizada para el riego de prados a los que tengan acceso vacas o cabras lecheras será en todo momento un agua residual oxidada y adecuadamente desinfectada. Se considerará que un agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si en algún punto del proceso de tratamiento la concentración mediana de coliformes no sobrepasa 23 coliformes por 100

mililitros, de acuerdo con los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones.

#### **Artículo 4. Riego de jardinería**

**60313. Riego de jardinería.** (a) El agua regenerada utilizada para regar campos de golf, cementerios, zonas ajardinadas de autopistas y superficies ajardinadas de otras zonas donde el público tiene un acceso o exposición similar será en todo momento un agua residual oxidada y adecuadamente desinfectada. Se considerará que un agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si la concentración mediana de organismos en el efluente no sobrepasa 23 coliformes por 100 mililitros, de acuerdo con los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones, y la concentración de coliformes no sobrepasa 240 coliformes por 100 mililitros en ninguna serie de dos análisis consecutivos.

(b) El agua regenerada utilizada para regar parques, jardines de juegos, patios escolares y otras zonas donde el público tiene un acceso o exposición similar será en todo momento un agua residual oxidada, coagulada, clarificada, filtrada y adecuadamente desinfectada, o un agua residual tratada mediante una serie de procesos unitarios que aseguren un grado equivalente de tratamiento y fiabilidad. Se considerará que un agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si la concentración mediana de coliformes en el efluente no sobrepasa 2,2 coliformes por 100 mililitros, de acuerdo con los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones, y la concentración de coliformes no sobrepasa 23 coliformes por 100 mililitros en ninguna muestra.

Nota: Autoridad citada: Sección 208, Health and Safety Code y Sección 13521, Water Code. Referencia: Sección 13520, Water Code.

Antecedentes: 1. Enmienda registrada el 22 de septiembre de 1978; entrada en vigor 30 días después (Register 78, No. 38).

#### **Artículo 5. Embalses recreativos**

**60315. Embalses recreativos de uso no restringido.** El agua regenerada utilizada como fuente de suministro para un embalse recreativo de uso no restringido será en todo momento un agua residual oxidada, coagulada, clarificada, filtrada y adecuadamente desinfectada. Se considerará que un agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si en algún punto del proceso de tratamiento la concentración mediana de coliformes no sobrepasa 2,2 coliformes por 100 mililitros y la concentración de coliformes no sobrepasa 23 coliformes por 100 mililitros en más de una muestra durante cualquier período de 30 días consecutivos. La concentración mediana se obtendrá a partir de los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones.

**60317. Embalses recreativos de uso restringido.** El agua regenerada utilizada como fuente de suministro para un embalse recreativo de uso restringido será en todo momento un agua residual oxidada y adecuadamente desinfectada. Se considerará que un agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si en algún punto del proceso de tratamiento la concentración mediana de coliformes no sobrepasa 2,2 coliformes por 100 mililitros, de acuerdo con los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones.

**60319. Embalses de jardinería.** El agua residual regenerada utilizada como fuente de suministro para un embalse de jardinería será en todo momento un agua residual oxidada y adecuadamente desinfectada. Se considerará que un agua residual ha sido adecuadamente desinfectada si en algún punto del proceso de tratamiento la concentración mediana de coliformes no sobrepasa 23 coliformes por 100 mililitros, de acuerdo con los resultados de los análisis bacteriológicos realizados durante los últimos 7 días en que se han efectuado estas determinaciones.

#### **Artículo 5.1. Recarga de acuíferos**

**60320. Recarga de acuíferos.** (a) El agua regenerada utilizada para la recarga, mediante inundación superficial, de acuíferos de suministro de agua de abastecimiento público será en todo momento de una calidad suficiente para asegurar una total protección de la salud pública. El Departamento de Servicios Sanitarios del Estado presentará a los Consejos Regionales de Lucha contra la Contaminación del Agua sus recomendaciones sobre las propuestas de nuevos proyectos de recarga de acuíferos y de ampliación de proyectos existentes; estas recomendaciones deberán ser elaboradas para cada uno de los casos en que el uso del agua regenerada represente un riesgo potencial para la salud pública.

(b) Las recomendaciones del Departamento de Servicios Sanitarios del Estado se fundamentarán en todos los aspectos relevantes de cada proyecto, entre los que se incluyen los siguientes factores: el tratamiento realizado, la calidad y cantidad del efluente, la forma de explotación de las zonas de infiltración, las características del suelo, la hidrogeología, el tiempo de permanencia y la distancia al punto de extracción.

(c) El Departamento de Servicios Sanitarios del Estado celebrará un sesión pública informativa antes de adoptar la decisión final en relación con los aspectos sanitarios de cada proyecto de recarga de acuíferos. Las recomendaciones finales serán presentadas rápidamente al Consejo Regional de Lucha contra la Contaminación del Agua.

Nota: Autoridad citada: Sección 208, Health and Safety Code y Sección 13521, Water Code. Referencia: Sección 13520, Water Code.

Antecedentes: 1. Nuevo Artículo 5.1 (Sección 60320) registrado el 22 de septiembre de 1978; entrada en vigor 30 días después (Register 78, No. 38).

### **Artículo 5.5 Otros métodos de tratamiento**

**60320.5 Otros métodos de tratamiento.** Se podrán aceptar métodos de tratamiento que, provistos de sus dispositivos de fiabilidad, sean diferentes de los incluidos en este capítulo, siempre que el solicitante demuestre de forma satisfactoria ante el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado que los métodos de tratamiento propuestos y sus características de fiabilidad aseguran un grado de tratamiento y fiabilidad iguales a los de los tratamientos considerados en este capítulo.

Nota: Autoridad citada: Sección 208, Health and Safety Code y Sección 13521, Water Code. Referencia: Sección 13520, Water Code.

Antecedentes: 1. Cambio de numeración del Artículo 11 (Sección 60357) en Artículo 5.5 (Sección 60320.5) registrada el 22 de septiembre de 1978; entrada en vigor 30 días después (Register 78, No. 38).

### **Artículo 6. Muestreo y análisis**

**60321. Muestreo y análisis.** (a) Las muestras necesarias para la determinación de la materia sólida decantable y las bacterias coliformes se obtendrán al menos dos veces al día y en un momento en que las características del agua residual sean más críticas para las instalaciones de tratamiento y los procesos de desinfección. Los análisis de turbiedad necesarios se realizarán mediante un turbidímetro con registro continuo.

(b) Cuando la utilización del agua exija un nivel de tratamiento no superior al de un efluente primario, las muestras se analizarán mediante un método de análisis autorizado para la determinación de la materia sólida decantable.

(c) Cuando la utilización del agua exija un agua residual oxidada y adecuadamente desinfectada, las muestras se analizarán mediante un método de análisis autorizado para la determinación de las bacterias coliformes.

(d) Cuando la utilización del agua exija un agua residual oxidada, coagulada, clarificada, filtrada y adecuadamente desinfectada, las muestras se analizarán mediante los métodos de análisis autorizados para la determinación de la turbiedad y de las bacterias coliformes.

### **Capítulo 7. Informe de ingeniería y exigencias de explotación**

**60323. Informe de ingeniería.** Ninguna persona producirá o suministrará agua regenerada para su reutilización directa a partir de una nueva planta de regeneración de agua, a menos que presente oficialmente el correspondiente informe de ingeniería.

(b) El informe deberá estar preparado por un ingeniero debidamente cualificado, registrado en el Estado de California y con experiencia en el campo

del tratamiento de agua residual, y contendrá una descripción del diseño del sistema de regeneración propuesto. El informe indicará claramente los medios adoptados para satisfacer la presente reglamentación y cualquier otra característica especificada por los organismos competentes.

(c) El informe contendrá un plan de emergencia que asegure la imposibilidad de suministrar agua residual sin tratar o inadecuadamente tratada a la zona de utilización.

**60325. Personal.** (a) Toda planta de regeneración estará dotada de un número suficiente de personas calificadas para explotar las instalaciones de forma eficiente y alcanzar los niveles de tratamiento exigidos, en todo momento.

(b) Por personal cualificado se entenderá todo aquel que satisfaga las exigencias establecidas de acuerdo con el Capítulo 9 del Water Code, desde el inicio de la Sección 13625.

**60327. Mantenimiento.** Toda planta de regeneración dispondrá de un programa de mantenimiento preventivo a fin de asegurar que todos los equipos se encuentren en condiciones fiables de funcionamiento.

**60329. Libros de registro de la explotación e informes.** (a) Los libros de registro de la explotación se mantendrán en la propia planta de regeneración o en una oficina central destinada a tal efecto, dentro de la entidad responsable de la explotación. Estos libros de registro contendrán: todos los análisis especificados en los criterios de regeneración; el registro de todos los problemas de explotación, las averías de la planta y de los equipos, y los desvíos de agua hacia depósitos de emergencia o puntos de vertido; y todas las actuaciones de carácter correctivo o preventivo.

(b) Las averías del proceso o de los equipos que activen una señal de alarma serán anotadas y conservadas en un libro de registro separado. La información registrada incluirá el momento y la causa de la avería así como las medidas correctoras adoptadas.

(c) Se presentará mensualmente al organismo competente un resumen de los libros de registro de la explotación, tal como se especifica en el párrafo (a) de esta sección.

(d) Cualquier vertido de agua residual sin tratar o parcialmente tratada en la zona de utilización, así como la interrupción de este vertido, serán notificados inmediatamente por teléfono al organismo competente, al Departamento de Servicios Sanitarios del Estado y al funcionario de sanidad local correspondiente.

**60331. Desviación (by-pass).** No existirá desviación o by-pass de agua residual sin tratar o parcialmente tratada desde la planta de regeneración, o desde cualquier proceso unitario intermedio, hacia el punto de utilización.

## **Artículo 8. Exigencias generales de diseño**

**60333. Flexibilidad del diseño.** El diseño de las conducciones del proceso, de la distribución de los equipos y de las unidades estructurales de la planta de regeneración ha de permitir una explotación y un mantenimiento eficientes y convenientes de las instalaciones, y proporcionar la debida flexibilidad de la explotación, de modo que pueda alcanzarse el grado más elevado posible de tratamiento bajo las diversas condiciones de trabajo.

**60335. Alarmas.** (a) De acuerdo con las exigencias impuestas sobre diversos procesos unitarios en otras secciones de esta reglamentación, deberán instalarse dispositivos de alarma que indiquen la existencia de:

- (1) Pérdida de potencia en la fuente de energía normal.
- (2) Avería en el proceso de tratamiento biológico.
- (3) Avería en el proceso de desinfección.
- (4) Avería en el proceso de coagulación.
- (5) Avería en el proceso de filtración.
- (6) Avería de cualquier otro proceso específico para el cual el organismo competente exija una alarma.

(b) Todos los dispositivos de alarma exigidos serán independientes de la fuente de energía normal de la planta de regeneración.

(c) La persona receptora de la señal emitida por la alarma será el operador de la planta, el encargado o cualquier otra persona responsable nombrada por la dirección de la planta de regeneración y capaz de adoptar medidas correctoras inmediatas.

(d) Los dispositivos de alarma independientes pueden conectarse a una alarma principal situada en un lugar donde pueda ser observada con comodidad por la persona que cuida de la instalación. En caso de que la planta de regeneración no disponga de atención personal durante las 24 horas del día, la(s) alarma(s) se conectarán a una alarma principal colocada en la comisaría de policía, el parque de bomberos o cualquier otro servicio ininterrumpido con el que se ha llegado a un acuerdo para que avise a la persona encargada, cuando no haya personal de servicio en la planta de regeneración.

**60337. Fuente de energía.** La fuente de energía estará dotada de uno de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (a) Alarma y fuente de energía de reserva;
- (b) Alarma y entrada en servicio automática de los dispositivos de almacenamiento o de vertido breve especificados en la sección 60341;  
o
- (c) Entrada en servicio automática de los dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado especificados en la sección 60341.

**Capítulo 9. Exigencias de fiabilidad alternativas para usos que permitan un afluente primario**

**60339. Tratamiento primario.** Las plantas de regeneración que producen agua regenerada exclusivamente para usos en que se permite un efluente primario deberán disponer de uno de los siguientes dispositivos de fiabilidad:

(a) Unidades de tratamiento primario múltiples capaces de producir un efluente primario con una de las unidades fuera de servicio.

(b) Dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado como los especificados en la Sección 60341.

**Artículo 10. Exigencias de fiabilidad alternativas para usos que requieran un agua residual oxidada y desinfectada, o un agua residual oxidada, coagulada, clarificada, filtrada y desinfectada**

**60341. Almacenamiento o vertido de emergencia.** (a) Cuando la fiabilidad del sistema de regeneración se consigue mediante dispositivos de almacenamiento o de vertido breve, estos dispositivos consistirán en instalaciones reservadas para el almacenamiento o el vertido de agua residual sin tratar, o parcialmente tratadas, durante al menos 24 horas. Estas instalaciones comprenderán todos los dispositivos necesarios para la desviación del agua y la eliminación de olores, así como las conducciones y los equipos de impulsión, provistos de bombas de reserva. Todos los equipos, a excepción de las bombas de reserva, serán independientes de la fuente de energía normal, o dispondrán de una fuente de energía de reserva.

(b) Cuando la fiabilidad del sistema de regeneración se consigue mediante dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado, estos dispositivos consistirán en estanques, depósitos, zonas de percolación, alcantarillados aguas abajo que conduzcan el agua hasta otras instalaciones de tratamiento o vertido, o cualquier otra instalación reservada para el almacenamiento o el vertido de emergencia de agua residual sin tratar o parcialmente tratada. Estas instalaciones tendrán capacidad suficiente para asegurar el almacenamiento o el vertido de agua residual durante al menos 20 días, e incluirán todas las obras de desviación del agua y de eliminación de olores y molestias, así como de las conducciones y los equipos de impulsión, provistos de bombas de reserva. Todos los equipos, a excepción de las bombas de reserva, serán independientes de la fuente de energía normal, o dispondrán de una fuente de energía de reserva.

(c) La desviación del agua hacia una reutilización con menores exigencias de calidad es una alternativa aceptable al vertido de emergencia de agua residual parcialmente tratada, siempre que la calidad del agua residual parcialmente tratada sea idónea para la reutilización menos exigente.

(d) Tras la aprobación del organismo competente, la desviación del agua residual hacia un punto de vertido que requiera un agua de calidad inferior es

una alternativa aceptable para el vertido de emergencia de agua residual parcialmente tratada.

(e) Los dispositivos automáticos de almacenamiento o de vertido breve y los dispositivos automáticos de almacenamiento o de vertido prolongado incluirán, además de lo establecido en los apartados (a), (b), (c) o (d) de esta sección, todos los sensores, los instrumentos, las válvulas y demás dispositivos necesarios para permitir una desviación automática de agua residual sin tratar, o parcialmente tratada, hacia las instalaciones autorizadas para el almacenamiento o el vertido de emergencia cuando se produzca una avería del proceso de tratamiento, así como un dispositivo de puesta en marcha manual, de modo que la instalación no pueda ponerse en marcha de forma automática hasta que no se haya reparado la avería.

**60343. Tratamiento primario.** Todos los procesos unitarios de tratamiento primario deberán estar dotados de uno de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (a) Unidades de tratamiento primario múltiples capaces de producir un efluente primario cuando una de las unidades está fuera de servicio;
- (b) Un proceso unitario de tratamiento primario de reserva; o
- (c) Dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado.

**60345. Tratamiento biológico.** Todos los procesos unitarios de tratamiento biológico deberán estar dotados de uno de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (a) Alarma y unidades de tratamiento biológico múltiples capaces de producir un agua residual oxidada cuando una de las unidades está fuera de servicio;
- (b) Alarma, dispositivos de almacenamiento o de vertido breve y equipos de repuesto en reserva;
- (c) Alarma y dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado; o
- (d) Dispositivos automáticos de almacenamiento o de vertido prolongado.

**60347. Decantación secundaria.** Todos los procesos unitarios de decantación secundaria deberán de estar dotados de uno de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (a) Decantadores múltiples capaces de tratar todo el caudal cuando una de las unidades está fuera de servicio;
- (b) Procesos unitarios de decantación de reserva; o
- (c) Dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado.

**60349. Coagulación.**

(a) Para asegurar el suministro ininterrumpido de coagulante, todos los procesos unitarios de coagulación deberán de estar dotados de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (1) Dosificadores de reserva,
- (2) Instalaciones adecuadas de almacenamiento y de distribución de productos químicos,
- (3) Una cantidad adecuada de productos químicos de reserva, y
- (4) Dispositivos de control de la dosificación automática.

(b) Todos los procesos unitarios de coagulación deberán estar dotados de uno de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (1) Alarma y unidades de coagulación múltiples capaces de tratar todo el caudal cuando una de las unidades está fuera de servicio;
- (2) Alarma, dispositivos de almacenamiento o de vertido breve y equipos de repuesto en reserva;
- (3) Alarma y dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado;
- (4) Dispositivos automáticos de almacenamiento o de vertido prolongado; o
- (5) Alarma y procesos de coagulación de reserva.

**60351. Filtración.** Todos los procesos unitarios de filtración deberán estar dotados de uno de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (a) Alarma y unidades de filtración múltiples capaces de tratar todo el caudal cuando una de las unidades está fuera de servicio;
- (b) Alarma, dispositivos de almacenamiento o de vertido breve y equipos de repuesto en reserva;
- (c) Alarma y dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado; o
- (d) Dispositivos automáticos de almacenamiento o de vertido prolongado.
- (e) Alarma y procesos unitarios de filtración de reserva.

**60353. Desinfección.**

(a) Para asegurar el suministro ininterrumpido de desinfectante, todos los procesos unitarios de desinfección en que se utilice cloro como desinfectante deberán estar dotados de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (1) Suministro de cloro de reserva,
- (2) Sistema de válvulas para conectar entre sí todas las bombonas de cloro,
- (3) Balanzas de cloro, y
- (4) Dispositivos automáticos para cambiar a bombonas de cloro llenas.

Así mismo, podrá exigirse el control automático de la dosificación mediante la medida del cloro residual, la medida y registro automáticos del cloro residual y la realización de estudios sobre el comportamiento hidráulico del proceso.

(b) Todos los procesos unitarios de desinfección en que se utilice cloro como desinfectante deberán estar dotados de uno de los dispositivos de fiabilidad siguientes:

- (1) Alarma y clorador de reserva;

- (2) Alarma, dispositivos de almacenamiento o de vertido breve y equipos de repuesto en reserva;
- (3) Alarma y dispositivos de almacenamiento o de vertido prolongado;
- (4) Dispositivos automáticos de almacenamiento o de vertido prolongado; o
- (5) Alarma y cloración en puntos múltiples, cada uno de ellos con una fuente de energía independiente, clorador separado y suministro de cloro separado.

**60355. Otras alternativas a las exigencias de fiabilidad.** Podrán aprobarse otros dispositivos de seguridad alternativos a los establecidos en los Artículos 8 a 10, siempre que el solicitante demuestre satisfactoriamente ante el Departamento de Servicios Sanitarios del Estado que la alternativa propuesta asegura un mismo grado de fiabilidad.



# ANEXO G

---

## GLOSARIO

**Afluente:** Agua residual que llega a una planta de tratamiento o a un proceso unitario de tratamiento.

**Agua disponible:** Porción del agua contenida en un suelo que puede ser absorbida fácilmente por las raíces de las plantas. Está considerada por la mayoría de los estudiosos como el agua retenida por el suelo contra una presión de 15 bares aproximadamente. Véase **capacidad de campo**, **punto de marchitez permanente** y **tensión de humedad del suelo**.

**Agua residual regenerada:** Agua residual que, a consecuencia del tratamiento a que ha sido sometida, es idónea para un uso beneficioso.

**Alcalinidad:** Capacidad del agua para neutralizar los ácidos; esta propiedad la confieren los carbonatos, los bicarbonatos, los hidróxidos y ocasionalmente los boratos, los silicatos y los fosfatos. Se expresa en mg/l de carbonato cálcico equivalentes.

**Aplicación en el terreno:** Recirculación, tratamiento o vertido sobre el terreno de agua residual o de fangos provenientes del tratamiento de agua residual, siguiendo unas normas bien determinadas.

**Capacidad de campo (CC):** Porcentaje en peso o en volumen del agua que queda en un suelo 2 ó 3 días después de haber sido saturado de agua y una vez que el drenaje libre puede darse prácticamente por terminado. Este término ha quedado obsoleto dentro del vocabulario técnico. La CC de gran número de suelos oscila en el intervalo de 1/10 a 1/3 de la tensión total del agua de un suelo. Véase **tensión de humedad del suelo**.

**Capacidad de intercambio de cationes (CIC):** Suma de los cationes intercambiables que un suelo puede adsorber, expresada en miliequivalentes por 100 gramos de suelo o en milimoles de carga positiva por kilogramo de suelo. La CIC guarda una relación directa con la capacidad de un suelo para retener cationes, evitando así que éstos sean arrastrados por el agua que percola a través del suelo. La CIC se utiliza también para calcular el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), parámetro indicador del peligro que un contenido excesivo de sodio puede representar para un suelo.

**Conductividad eléctrica ( $CE_a$  para el agua,  $CE_{ex}$  para un extracto saturado de suelo):** Parámetro representativo de la salinidad de un agua, expresada en dS/m o en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , a 25 °C. Permite estimar empíricamente la concentración de materia disuelta total de un agua, en mg/l, multiplicando su valor en dS/cm por la constante 640.

**Conductividad hidráulica:** Velocidad de desplazamiento del agua a través de un suelo por unidad de gradiente o potencial hidráulico.

**Contenido de agua del suelo:** Cantidad de agua perdida por un suelo durante su secado hasta peso constante a 105 °C, expresado en gramos de agua por gramo de suelo seco o en  $\text{cm}^3$  de agua por  $\text{cm}^3$  de masa de suelo. En

la práctica, el contenido de agua se expresa frecuentemente en porcentaje de peso seco. No obstante, es recomendable indicar siempre si el valor está referido a peso o a volumen, a fin de evitar ambigüedades en su interpretación.

**DBO:** 1) Demanda Bioquímica de Oxígeno, cantidad de oxígeno utilizado para la oxidación bioquímica de la materia orgánica contenida en un agua, al cabo de un período de tiempo determinado, a una temperatura establecida y en unas condiciones experimentales especificadas. 2) ensayo normalizado para evaluar la materia orgánica contenida en un agua residual.

**Déficit permitido por la explotación (DPE):** Cantidad de agua que un agricultor permite que se pierda del suelo por evapotranspiración entre dos riegos sucesivos, expresada como porcentaje del agua disponible en la zona radicular o bien como altura de lámina de agua.

**Desnitrificación:** Conversión biológica de los nitratos o los nitritos en nitrógeno gas,  $N_2$ , o en óxido de nitrógeno,  $N_2O$ .

**DQO:** Demanda Química de Oxígeno, cantidad de oxígeno necesario para la oxidación química de la materia orgánica carbonosa contenida en un agua, determinada mediante el uso de sales de dicromato o de permanganato, siguiendo un ensayo normalizado de 2 horas de duración.

**Efluente:** Agua residual tratada, total o parcialmente, que fluye desde una planta de tratamiento, un depósito o un estanque.

**Estructura del suelo:** Combinación o disposición de las partículas primarias del suelo para formar partículas secundarias o agregados. Los morfólogos clasifican estas unidades secundarias a partir de su tamaño, su forma y su grado de similitud.

**Evapotranspiración (ET):** Pérdida conjunta de agua producida a través de la evaporación desde la superficie del suelo y de la transpiración de las plantas, y referida a un tipo de cultivo y a un período de tiempo determinados.  $ET_0$  es la evapotranspiración de referencia, definida como la ET de una extensa superficie de terreno cubierta con una vegetación uniforme de hierba de 7 a 15 cm de altura, en proceso de crecimiento activo, que cubre completamente el suelo con su sombra y que dispone de una cantidad suficiente de agua.  $E_p$  es la evaporación registrada en un tanque evaporimétrico normalizado.

**Filtro percolador:** Filtro de granulometría gruesa utilizado para realizar el tratamiento secundario de un agua residual. La película de microorganismos aerobios que se desarrolla sobre el medio filtrante metaboliza la materia orgánica del agua residual que percola verticalmente hacia los drenes inferiores; los fragmentos de película biológica que se desprenden son eliminados posteriormente por decantación.

**Flujo sobre el terreno:** Tipo de tratamiento en el terreno consistente en hacer que el agua circule sobre una superficie cubierta de vegetación, recogiénola después mediante una canalización.

**Fracción de lavado (FL):** Fracción del agua añadida al suelo que se pierde por percolación mas allá de una profundidad determinada, tal como la zona radicular de las plantas.

**Horizonte:** Capa de suelo que difiere de las capas de origen similar y adyacentes en características tales como el color, la estructura, la textura, la consistencia o el pH.

**Infiltración:** 1) Movimiento descendente del agua en el suelo. 2) Circulación o movimiento del agua a través de los poros de un suelo o de otro medio poroso. 3) Cantidad de agua subterránea que penetra en una tubería a través de sus juntas, los poros de sus paredes o las roturas que pueda experimentar. 4) Entrada en una galería del agua proveniente del suelo circundante.

**Infiltración rápida:** Tipo de tratamiento en el terreno consistente en el vertido del agua residual sobre un suelo relativamente poroso, utilizando caudales notablemente superiores a los usados normalmente para riego agrícola.

**Infiltrómetro:** Cualquiera de los diversos instrumentos utilizados para medir la velocidad de infiltración del agua en un suelo.

**Inmovilización:** Incorporación de un elemento inorgánico en los tejidos orgánicos de las plantas o de los microorganismos. Término frecuentemente utilizado para designar la conversión de nitrato o de amoníaco en nitrógeno orgánico, llevada a cabo por los microorganismos del suelo.

**Laguna de oxidación:** Laguna o estanque relativamente poco profundo en el que la materia orgánica de un agua residual es oxidada biológicamente mediante un aporte acelerado de oxígeno de forma natural, como en las lagunas de estabilización, o de forma artificial, como en las lagunas aireadas.

**Materia disuelta total (MDT):** Suma de toda la materia disuelta en un agua o en un agua residual. Parámetro representativo de la salinidad de un agua, expresado en mg/l. Permite estimar empíricamente la conductividad eléctrica de un agua, en dS/m, dividiendo el valor de la MDT por 640.

**Mineralización:** Conversión de una forma orgánica de un elemento en otra forma inorgánica del mismo; por ejemplo, la conversión del nitrógeno orgánico de un agua residual en nitrógeno amoniacal, mediante los procesos de descomposición microbiana.

**Necesidades de lavado del suelo (LS):** Fracción del agua añadida a un suelo que se destina a mantener la salinidad media de la zona radicular de las plantas por debajo de los límites umbrales de fitotoxicidad.

**Necesidades de yeso:** Cantidad de yeso, o de sustancia equivalente, necesaria para disminuir el porcentaje de sodio intercambiable de una sección de suelo hasta un valor aceptable (Véase el Capítulo 7)

**Pan:** Horizonte o capa de suelo fuertemente compactado, endurecido o con un elevado contenido de arcilla. **Caliche** es un pan cementado con carbonatos de calcio o de magnesio. Un **Fragipan** es un pan natural en un suelo no calcáreo, cementado aparentemente cuando estaba seco, pero que adquiere una fragilidad moderada o débil cuando se humedece.

**Permeabilidad:** Facilidad con que los gases, los líquidos y las raíces de las plantas penetran o pasan a través de un horizonte de suelo.

**pH:** Grado de acidez o de alcalinidad, definido como el logaritmo cambiado de signo de la actividad del ión hidronio de un agua.

**Porcentaje de sodio intercambiable (PSI):** Cociente entre el sodio intercambiable y todos los demás cationes intercambiables presentes en el suelo, expresado en tanto por ciento. Véase **TAS**.

**Potencial total del agua de un suelo:** Trabajo que es necesario realizar para incorporar una unidad de agua pura dentro del agua contenida en un suelo, en condiciones isotermas y a presión atmosférica. Se compone principalmente del potencial osmótico, del potencial gravitatorio y del potencial capilar.

**Proceso de fangos activados:** Proceso de tratamiento biológico de agua residual consistente en la agitación y aireación de una mezcla de agua residual y de fangos activados.

**Procesos de tratamiento en el terreno de baja carga:** Tipo de tratamiento en el terreno consistente en el vertido del agua residual sobre una superficie de terreno cubierta de vegetación de manera que se produzca su tratamiento a medida que discurre a través de la matriz formada por el suelo y las plantas.

**Punto de marchitez permanente (PMP):** Término de fisiología vegetal que designa el contenido de agua de un suelo con el cual las plantas se marchitan y no llegan a recuperarse. Por convención, se considera frecuentemente que el PMP es el contenido de agua de un suelo cuando la tensión de humedad es de - 15 bares. No obstante, el valor real del PMP puede ser muy diferente al valor así obtenido.

**Regeneración de agua residual:** Proceso que engloba el tratamiento de un agua residual con objeto de hacerla idónea para un uso beneficioso, su aducción hasta el lugar de utilización y su utilización práctica.

**Reutilización de agua residual:** Utilización ulterior de un agua que ya ha sido usada.

**Riego con agua residual:** Vertido de agua residual en el terreno con el objetivo principal de optimizar la producción de cultivos por unidad de agua utilizada. No obstante, este término es utilizado con frecuencia en un sentido más amplio para designar el tratamiento y vertido de un agua residual en el terreno, en el que la optimización de la producción agrícola pasa a constituir un objetivo secundario.

**Tasa de adsorción de sodio (TAS):** Parámetro representativo de la proporción relativa de la concentración de sodio respecto a las de calcio y de magnesio presentes en un agua o en un extracto de suelo saturado. Se define mediante la expresión:

$$TAS = \frac{Na}{[(Ca + Mg)/2]^{1/2}}$$

donde las concentraciones de Na, Ca y Mg vienen expresadas en miliequivalentes por litro. La TAS puede utilizarse para predecir el porcentaje de sodio intercambiable que se alcanzará en un suelo en equilibrio con un agua de calidad determinada. En el Capítulo 3 se describe un método para ajustar el valor de la TAS cuando la concentración de bicarbonato de un agua es elevada.

**Tensión de humedad del suelo:** Contenido de humedad del suelo expresado mediante una presión negativa equivalente. Es igual a la presión a que habría que someter al agua de un suelo para que alcanzara el equilibrio con una masa de agua de la misma composición, a través de una membrana permeable. Se expresa normalmente en bares o en atmósferas.

**Textura del suelo:** Proporción relativa de partículas minerales de arena, de limo y de arcilla que contiene un suelo.

**Tratamiento avanzado de aguas residuales:** Cualquier proceso físico, químico o biológico utilizado para conseguir un grado de tratamiento superior al obtenido mediante un tratamiento secundario. Implica normalmente una reducción del contenido de nutrientes y la eliminación de un elevado porcentaje del contenido de materia en suspensión (MES).

**Tratamiento en el terreno:** Riego del terreno con agua residual parcialmente tratada; tratamiento adicional proporcionado por el suelo, por los microorganismos y por las especies vegetales cultivadas expresamente para que utilicen los nutrientes. Véase también **Aplicación en el terreno** y **Vertido en el terreno**.

**Tratamiento primario:** 1) El primero de los principales procesos de una instalación de tratamiento de agua residual, consistente normalmente en una decantación, pero sin incluir una oxidación biológica. 2) Eliminación de una cantidad substancial de materia en suspensión, pero de muy poca o de ninguna cantidad de materia coloidal o disuelta. 3) Proceso de tratamiento de agua residual consistente en la clarificación de ésta, con o

sin la ayuda de compuestos químicos, a fin de conseguir la separación de la materia sólida contenida en el agua. Véase también **Tratamiento secundario** y **Tratamiento terciario**.

**Tratamiento secundario:** 1) En general, un grado de tratamiento del agua residual capaz de conseguir un rendimiento de eliminación de la DBO y de la MES del 85%. 2) Término utilizado a veces como sinónimo de tratamiento biológico de agua residual y, especialmente, del proceso de fangos activados. Se utiliza normalmente para designar un proceso de tratamiento consistente básicamente en una oxidación biológica y en una decantación posterior, y provisto de instalaciones separadas para la recogida y el manejo de los fangos.

**Tratamiento terciario:** Véase **Tratamiento avanzado de agua residual**.

**Velocidad de infiltración:** 1) Velocidad máxima a la que el agua puede penetrar en un suelo en determinadas condiciones de trabajo, entre las que cabe incluir la presencia de un exceso de agua. Tiene dimensiones de velocidad como, por ejemplo, mm/h. Esta característica se designaba antiguamente como capacidad de infiltración. 2) Velocidad a la que el agua subterránea entra en una acequia o galería de infiltración, un drenaje, una alcantarilla, o cualquier conducto enterrado, expresada normalmente en metros cúbicos por día, m<sup>3</sup>/día, o metros cúbicos por día y metro lineal de conducción, m<sup>3</sup>/día.m.

**Vertido en el terreno:** Vertido sobre el terreno de agua residual bruta o tratada, de fangos o de residuos sólidos y/o substratos, sin tener como objetivo la producción de productos agrícolas aprovechables (Véase **Tratamiento en el terreno**).

## REFERENCIAS

- United States Environmental Protection Agency (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 625/1-81-013 . United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- American Public Health Association (1981). *Glossary - Water and Wastewater Control Engineering*. 3ª edición. American Public Health Association, Washington, D.C.
- Soil Science Society of America (1975). *Glossary of Soil Science Terms*. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.



# ANEXO H

---

**CONTENIDO DE METALES PESADOS DE  
UN GRUPO SELECCIONADO DE SUELOS  
DE CALIFORNIA**



## b) Referencias:

1. Emmerich, W. E., L. J. Lund, A. L. Page y A. C. Chang (1982). Movement of heavy metals in sewage-sludge treated soils. *Journal of Environmental Quality*, 11(2):174-178.
2. Welch, J. E. (1979). *The influence of soil properties, water quality and degree of water saturation on the movement of nickel in sludge-amended soils*. Tesis doctoral presentada en el Departamento de Edafología y Ciencias Ambientales, Universidad de California, Riverside, California.
3. Chang, A. C., A. L. Page, L. J. Lund, P. F. Pratt y G. R. Bradford (1978). *Land application of sewage sludge - A field demonstration*. Informe final presentado al Proyecto LA/OMA, Departamento de Edafología y Ciencias Ambientales, Universidad de California, Riverside, California.
4. Gestring, W. D. y W. M. Jarrell (1982). Plant availability of phosphorous and heavy metals in soils amended with chemically treated sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 11(2):669-675.
5. Mahler, R. J. (1977). *Yield, cadmium uptake, and mineral nutrition of lettuce and chard grown on acid and calcareous soils treated with cadmium-enriched sewage sludge*. Tesis doctoral presentada en el Departamento de Edafología y Ciencias Ambientales, Universidad de California, Riverside, California.
6. Ganji, T. y A. L. Page (1975). Datos no publicados.



# ÍNDICE ALFABÉTICO

---

## A

- Actitud del público ante la reutilización, 293
- Acidez del suelo, Tolerancia a la, 149
- Aerosoles, 271
- Agua de riego, Calidad del
  - Análisis, 38
  - Criterios, 35
  - Directrices, 44
  - Evaluación, 41
  - Problemas diversos, 64
- Agua residual, muestreo, 36
  - Botellas de muestreo, 36
  - Frecuencia de muestreo, 37
  - Observaciones de campo, 36
  - Puntos de muestreo, 37
  - Seguridad y manipulación, 37
- Agua residual municipal, 14
  - Caudales, 15
  - Componentes, 16
  - Composición típica, 19
  - Fuentes, 14
  - Variación característica de su calidad, 21
  - Plantas de tratamiento en California, 20
- Agua residual regenerada, 1
  - Aspectos ambientales, 7
  - Aspectos económicos, 11, 235
  - Aspectos institucionales, 10
  - Aspectos legales, 10, 303
  - Aspectos sanitarios, 7, 261
  - Características, 7
  - Evaluación sanitaria, 261
  - Idoneidad para el riego, 7
  - Uso fortuito, 3
  - Uso intencional, 3
- Agua residual regenerada, Proyectos de riego, 399
  - Bakersfield, 399
  - Camarillo, 402
  - Fontana, 403
  - Fresno, 403
  - Hemet-San Jacinto, 405
  - Irvine, 406
  - Lake County, 408
  - Livermore, 409
  - Lodi, 410
  - Madera, 411
  - Modesto, 412
  - Pomona, 413
  - San Luis Obispo, 414
  - Santa María, 415
  - Santa Rosa, 416
  - Sonora, 418
  - Visalia, 419
- Algodón, 148
- Almacenamiento del efluente, 32
- Alpiste (*Phalaris arundinacea*), 151
- Appropriative rights* (Derechos de apropiación), 306
- Arroz, 146, 148, 149
- Aspectos económicos del riego con agua residual regenerada, 235
  - Demanda de agua de riego, 241
  - Oferta de agua de riego, 236
- Aspectos legales del riego con agua regenerada, 303
  - El contrato de suministro, 311
  - Normativa aplicable, 304
- Aspectos sanitarios y reglamentarios, 261
  - Autoridad reglamentaria en California, 273
  - Evaluación sanitaria, 261
- Aspersores de cañón de riego, 211
  - Parámetros de diseño, 213
  - Tasa de aplicación de agua, 212
- Aspersores fijos, 206
  - Capacidad hidráulica del sistema, 209

- Definición de los conductos laterales, 210  
 Duración del riego, 208  
 Selección y separación de los aspersores, 210  
 Tasa de aplicación de agua, 207  
 Zona regada, 209
- Aspersores sobre pivote central, 215
- Azufre, 63
- B**
- Bacterias en agua residual, 263, 264  
 Eliminación en el suelo, 365  
 Eliminación por procesos de tratamiento, 268  
 Movimiento en el suelo, 364  
 Supervivencia en el suelo, 361
- Bicarbonatos, 161
- Boro, 63, 161, 352  
 Tolerancia al, 54
- C**
- Cadmio, 350, 351
- Céspedes, 152
- Calidad del efluente de un, 21  
 tratamiento avanzado, 31  
 tratamiento primario, 24  
 tratamiento secundario, 28, 29
- Cláusulas contractuales, ejemplos ilustrativos, 435  
 Acuerdo de resarcimiento, 439  
 Exclusión de reparaciones legales, 438  
 Garantía limitada, 436  
 Independencia de las previsiones, 441  
 Modificaciones, 441
- Plazo para ejercer acciones legales, 438, 441  
 Renuncia a otras garantías, 436  
 Renuncia voluntaria (*Waiver*), 441  
 Reparación legal única, 438  
 Reparaciones legales limitadas, 437  
 Valor substancial, 438
- Climáticas, Exigencias, 147
- Cloruros, 161  
 Tolerancia a los, 56
- Cobre, 350
- Coefficiente de cultivo,  $k_c$ , 90, 120
- Consumo de agua por los cultivos, 87  
 con cubierta completa anual, 93  
 Valor neto en cultivos anuales, 109
- Contrato de suministro de agua residual, 311  
 Seguros de responsabilidad, 311  
 Teorías legales de la responsabilidad, 312
- Controles de las zonas de riego, 288  
 Interconexiones de tuberías, 288  
 Confinamiento del vertido, 291  
 Contacto del público con agua regenerada, 289  
 Métodos operativos, 291  
 Protección de los trabajadores, 292
- Criterios de regeneración de California, 443, 447  
 Definiciones, 447  
 Embalses recreativos, 451  
 Exigencias de fiabilidad para efluente primario, 456  
 Exigencias de fiabilidad para efluentes secundarios, 456  
 Exigencias generales de diseño, 455  
 Muestreo y análisis, 453  
 Otros métodos de tratamiento, 453  
 Recarga de acuíferos, 452  
 Riego de cultivos comestibles, 450  
 Riego de forrajes, 450  
 Riego de jardinería, 451

- Criterios de selección de cultivos, 142  
   Absorción de nitrógeno y fósforo, 145  
   Características físicas del suelo, 148  
   Consideraciones económicas, 146  
   Exigencias climáticas, 147  
   Máximo consumo de agua, 146  
   Normas de gestión, 143  
   Normativa oficial, 142  
   Tolerancia a la acidez del suelo, 149  
   Tolerancia a la salinidad y al boro, 143
- D**
- Demanda de agua de riego, 241  
   Consideraciones comerciales, 243  
   Cultivos potencialmente adaptables, 242  
   Restricciones climatológicas, 243  
   Restricciones debidas al terreno, 243  
   Restricciones sanitarias, 242  
   Variación de la aducción, 241  
   Variación de la demanda, 241
- Disclaimer* (Renuncia), 318
- Diseño del sistema de riego, Primera fase, 177  
   Cálculo final del volumen de almacenamiento, 194  
   Capacidad de almacenamiento, 177, 192  
   Estimación de la capacidad de almacenamiento, 193  
   Regulación de caudales en paralelo (*off-line storage*), 198  
   Superficie de terreno, 177  
   Superficie de terreno adicional, 192
- Diseño del sistema de riego, Segunda fase, 198  
   Frecuencia de riego, 201
- Volumen de agua de riego, 199
- Diseño del sistema de riego, Tercera fase, 206  
   Aspersores de cañón de riego, 211  
   Materiales de construcción, 223  
   Plan de explotación, 232  
   Riego por aspersión, 206  
   Sistemas de drenaje subterráneo, 223  
   Sistemas de retorno de aguas de escorrentía, 223
- Drenaje subterráneo, Sistema de, 223  
   Consideraciones de diseño, 225  
   Necesidad de drenaje subterráneo, 223
- E**
- Efectos de la reutilización en, 9  
   el sistema de riego, 9  
   la explotación, 9
- Efectos osmóticos, 160
- Elementos nutritivos, 59  
   Azufre, 63  
   Boro, 63  
   Concentraciones observadas, 62  
   Fósforo, 63  
   Nitrógeno, 61  
   Potasio, 63  
   Zinc, 63
- Evaluación sanitaria, 261  
   Aerosoles, 271  
   Eliminación por procesos de tratamiento, 268  
   Mecanismos de transmisión de enfermedades, 266  
   Morbilidad asociada con la reutilización, 272  
   Supervivencia de patógenos, 270  
   Tipos de microorganismos, 262
- Evapotranspiración, 88  
   de referencia, 89

- del año medio para cultivos anuales, 109
- Demanda máxima de un sistema de riego, 114
- Distribución de frecuencias, 114
- en estación húmeda, 99
- en estación seca, 100
- en meses de transición, 100
- Percentil de 90% de la pérdida neta mensual, 105
- Valores anuales, 94
- Valores estacionales, 98
- Valores totales anuales, 103
- F**
- Fitotoxicidad iónica, 160
- Bicarbonatos, 161
- Boro, 161
- Cloruros, 161
- Sodio, 161
- Forrajes, 150, 153
- Fósforo, 63, 342
- Adsorción y precipitación, 343
- Asimilación por las plantas, 340
- Retención en el suelo, 344
- Tasas de fertilización, 343
- G**
- Gestión de cultivos, 141
- Cultivos forrajeros, 153
- Gestión de la salinidad, 164
- Agua de baja salinidad, 170
- Agua de lavado, 167
- en el suelo, 164
- Respuesta de los cultivos, 165
- Glosario, 461
- Governmental Immunity* (Inmunidad pública), 314
- H**
- Helmintos, 263
- Supervivencia en el suelo, 363
- I**
- Infiltración, permeabilidad del suelo, 53
- Inmunidad Pública (*Governmental Immunity*), 314
- Límites procesales, 316
- Responsabilidad por actos de empleados públicos, 315
- Responsabilidad por falta de inspección, 315
- Responsabilidad por normas de calidad, 314
- L**
- Limitación contractual de responsabilidad, 316
- Asunción del riesgo, 317
- Resarcimiento, 319
- Límite de las reparaciones legales, 318
- Negligencia o Imprudencia (*Negligence*), 312, 316
- Política de restricciones legales, 320
- Régimen de garantías (*Warranty*), 313, 317
- Renuncia (*Disclaimer*), 318
- Responsabilidad extracontractual (*Strict liability in tort*), 313, 317
- Uso indebido, 317
- M**
- Manual práctico, 7
- Objetivo principal, 7
- Medida de la salinidad, 162
- en el agua, 162
- en el suelo, 163

- Microelementos, 58, 357  
 Aportes al suelo, 61  
 Concentración en efluentes, 59  
 Concentraciones máximas, 47  
 en el agua residual, 348, 349
- Microelementos, Comportamiento en el suelo, 354  
 Adsorción y precipitación, 354  
 Eliminación a través del suelo, 356
- Microelementos, Efectos sobre las plantas, 349  
 Aporte conjunto sobre un suelo, 351  
 Boro, 352  
 Cadmio, 350, 351  
 Cobre, 350  
 Concentraciones en el suelo y en las plantas, 350  
 Molibdeno, 353  
 Níquel, 350  
 Tolerancia de las plantas, 353  
 Zinc, 350
- Microcontaminantes orgánicos, 379  
 en el agua residual, 381  
 en el suelo, 384
- Microcontaminantes orgánicos en el agua residual, 381  
 Concentración en efluentes secundarios, 383  
 Contaminantes prioritarios, 382
- Microcontaminantes orgánicos en el suelo, 384  
 Adsorción, 384  
 Bioacumulación, 391  
 Biodegradación, 390  
 Constantes de adsorción, 387  
 Mecanismos de retención, 384  
 Potencial de lixiviación, 389  
 Volatilización, 386  
 Potencial de volatilización, 389  
 Valores de la biodegradabilidad, 392
- Microorganismos en el agua residual, 262
- Aerosoles, 271  
 Bacterias, 263, 264  
 Eliminación por procesos de tratamiento, 268  
 Helmintos, 263  
 Morbilidad asociada con la reutilización, 272  
 Parásitos, 264  
 Protozoos, 263  
 Supervivencia de patógenos, 270  
 Virus, 263, 265
- Molibdeno, 353
- N**
- Negligence* (Negligencia o imprudencia), 312, 316
- Níquel, 350
- Nitrógeno, 61, 333  
 Asimilación por las plantas, 338, 340  
 Desnitrificación, 336  
 Especies presentes en el agua, 334  
 Metamoglobinemia, 333  
 Perdidas por percolación, 339  
 Retención en el suelo, 334  
 Tasas de fertilización, 343  
 Transformaciones en el suelo, 335  
 Volatilización del amoníaco, 337
- Nitrobacter*, 336
- Nitrosomonas*, 336
- Normas del Estado de California, 277  
 Fiabilidad del tratamiento, 284  
 Riego de cultivos, 278  
 Riego de jardinería, 283
- Normas de reutilización, 277  
 Controles de las zonas de riego, 288  
 de otros Estados y Países, 286  
 del Estado de California, 277

Normativa aplicable a la regeneración de agua residual, 304  
 Derechos de apropiación (*Appropriative rights*), 306  
 Derechos ribereños (*Riparian rights*), 306  
 Derechos sobre el agua regenerada, 308  
 El sistema de permisos (*The permit system*), 306  
 Legislación de servicios paralelos (*Parallel Service Statutes*), 309  
 Normativa aplicable en California, 305  
 Régimen legal, 304

## O

Oferta de agua residual tratada, 236  
 Costes de aducción, 237  
 Fiabilidad del sistema, 240  
 Métodos de distribución y aplicación, 244  
 Métodos de riego alternativos, 245  
 Precio del agua, 240  
 Recuperación de caudales de retorno, 246  
 Regulación de caudales en Paralelo (*Off-line storage*), 237  
 Riego por aspersión, 245  
 Riego superficial, 246  
 Riesgo e inseguridad, 250  
 Salinidad del agua regenerada, 248  
 Valor de los nutrientes, 247  
 Variación de caudales, 236

*Off-line storage* (regulación de caudales en paralelo), 198

Organismos patógenos,  
 Comportamiento en el suelo, 359  
 Eliminación de los virus, 369  
 Movimiento de las bacterias, 364  
 Movimiento de los virus, 367  
 Supervivencia, 359

Organismos patógenos, Movimiento en el suelo,

Bacterias, 364  
 En función del sistema de infiltración, 366  
 Mecanismos limitantes, bacterias, 365  
 Velocidad de movimiento de los virus, 368  
 Virus, 367

Organismos patógenos, Supervivencia en el suelo, 359  
 Bacterias entéricas, 361  
 Factores de supervivencia, 361  
 Helmintos y protozoos, 363  
 Tasas de supervivencia, 360  
 Virus, 363

Ornamentales, Especies, 152

## P

*Parallel Service Statutes* (Legislación de servicios paralelos), 309

Parásitos, 264

Permeabilidad del suelo, 81  
 Infiltración, 53  
 Efecto de la vegetación, 83  
 Mantenimiento de la, 84

Potasio, 63

Producción por hectárea, 146

Programación lineal, 251  
 Descripción del modelo, 252  
 Resumen de resultados, 254

Protozoos, 263  
 Supervivencia en el suelo, 363

Protocolo de acuerdo mutuo, 431

## R

Regeneración de suelos salinos, 169  
 Aditivos químicos, 171

- Régimen de garantías (*Warranty*), 313, 317
- Regulación de caudales en paralelo (*Off-line storage*), 237
- Responsabilidad extracontractual, 313, 317  
Teorías legales, 312
- Reutilización de agua en California, 1  
Balance hidráulico, 1  
Costa Sur, 5  
Estribaciones montañosas, 6  
Posibilidades de ampliación, 3  
Uso actual, 3  
Uso previsto, 5  
Valle del San Joaquín, 6
- Riego superficial, 216  
Distribución de las amelgas (*Graded border*), 220  
Distribución de los surcos, 216
- Riesgo de acontecimientos extraordinarios, 123
- Riparian rights* (Derechos ribereños), 306
- S**
- Salinidad, 46, 164  
Tolerancia a la, 50-57
- Salinidad y sodicidad, 159
- Selección de cultivos para situaciones especiales, 149  
Árboles perennes para biomasa, 150  
Arroz, 149  
Céspedes, 152  
Especies ornamentales, 152  
Forrajes, 150
- Selección y gestión de cultivos, 141
- Sistema de permisos (*The permit system*), 306
- Sistemas de riego,  
de Tipo 1, 175, 177  
de Tipo 2, 175, 187
- Sistemas de riego de Tipo 1, Diseño, 177  
Aportación de nitrógeno, 183, 191  
Dotación hidráulica, 183  
Selección del cultivo, 177, 188  
Selección del sistema de riego, 178, 188  
Superficie de terreno necesaria, 187, 191  
Volumen neto de agua, 180  
Volumen total de agua, 182
- Sistemas de riego de Tipo 2, Diseño, 187  
Aportación de nitrógeno, 183, 191  
Dotación hidráulica máxima, 191  
Selección del cultivo, 177, 188  
Selección del sistema de riego, 178, 188  
Superficie de terreno necesaria, 187, 191  
Velocidad de percolación, 188
- Solicitud de apropiación de agua, 425
- Sodio, 161
- Solicitud de cambio, 421
- Strict liability in tort* (Responsabilidad extracontractual), 313, 317
- Suelos,  
Características físicas, 72  
Características hidráulicas, 73  
Características químicas, 75  
Estudios edafológicos, 72  
Tipos de suelos, 71  
Usos del suelo, 77  
Velocidad de infiltración, 81

## T

- Tasa de adsorción de sodio (TAS), 38
  - Tasa ajustada (TAS<sub>aj</sub>), 40
- Teorías legales de la responsabilidad, 312
  - Inmunidad pública (*Governmental Immunity*), 314
  - Limitación contractual, 316
  - Negligencia o Imprudencia (*Negligence*), 312, 316
  - Régimen de garantías (*Warranty*), 313, 317
  - Responsabilidad extracontractual (*Strict liability in tort*), 313, 317
- The permit system* (El sistema de permisos), 306
- Tolerancia a la salinidad
  - Cultivos agrícolas, 50
  - Deterioro foliar, 57
  - Fitotoxicidad, 53
  - Plantas de jardinería, 52
- Tolerancia a los cloruros
  - Árboles frutales, 56
- Tolerancia al boro
  - Cultivos agrícolas, 54
  - Plantas de jardinería, 54
- Tratamiento de agua residual, 21
  - avanzado, 30
  - Desinfección, 30
  - Diagrama, 22
  - fangos activados, 26
  - Fiabilidad, 32
  - filtro percolador o biofiltro, 26
  - lagunas aireadas, 27
  - lagunas de estabilización, 27
  - preliminar, 23
  - previo, 13
  - primario, 23
  - Procesos de alta carga, 25
  - Procesos de baja carga, 27
  - secundario, 25
  - soportes biológicos rotativos, 26

## V

- Velocidad de infiltración, 81
  - Efecto de la vegetación, 83
  - Mantenimiento de la, 84
- Virus, Eliminación en el suelo, 369
  - Adsorción y liberación, 369
  - Factores determinantes de la adsorción, 371
  - Mecanismos de adsorción, 370
  - Movilización y liberación, 372
  - Tasas de eliminación, 368
- Virus, Movimiento en el suelo, 367, 368
- Virus, Supervivencia en el suelo, 363

## W

- Waiver* (Renuncia voluntaria), 441
- Warranty* (Régimen de garantías), 313, 317

## Z

- Zinc, 63, 350
- Zona de riego,
  - Estudios de campo, 79
  - Inspección de la zona, 79
  - Perfil del suelo, 80
  - Velocidad de infiltración, 81
- Zona de riego, Evaluación, 69
  - Aguas subterráneas, 76
  - Clima, 78
  - Geología, 76
  - Pendiente y relieve, 70
  - Susceptibilidad a las inundaciones, 70
  - Tipos de suelos, 71
  - Topografía, 70
  - Usos del suelo, 77



El tema central de este Manual es el aprovechamiento beneficioso del agua residual regenerada y, muy concretamente, su utilización como fuente de abastecimiento para el riego agrícola y de jardinería.

Esta publicación va dirigida a ingenieros civiles y sanitarios, ingenieros agrónomos, gerentes y consultores agrónomos, y en general a funcionarios de obras públicas, operadores de plantas de tratamiento de agua residual, y estudiantes de facultades y escuelas de ingeniería.



«La edición de este manual ha sido patrocinada por la Junta de Sanejament de la Generalitat de Catalunya»



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

ISBN 84-7653-071-4



9 788476 530719