CABILDO INSULAR DE
TENERIFE

Area de Planificación y Desarrollo
-
Sección de Planificación Hidráulica
-

Septiembre, 1989

MANUAL PARA LA REUTILIZACION DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS DEPURADAS DE TENERIFE

Manuel Hernández Suárez
Ph.D., M.Sc., Dipl.Ing.agr.

INDICE

	Página
1. Introducción	**1**
2. El agua residual sin tratar	**4**
2.1. Orígenes y composición del agua residual	4
2.2. Las alteraciones por contaminación urbana	5
2.2.1. Alteraciones físicas	5
a) Turbidez	5
b) Sólidos	6
c) Olores	7
d) Color	9
2.2.2. Alteraciones químicas	10
a) Contaminación con materia orgánica	10
b) Contaminación inorgánica	11
c) Contaminación con gases	11
2.2.3. Alteraciones biológicas	12
3. La depuración de aguas	**16**
3.1. Objetivos de la depuración	16
3.2. Sistemas dedepuración de las aguas residuales municipales	17
3.3. Mejora de los parámetros de calidad con la depuración	18
3.4. El funcionamiento de la depuradora de Santa Cruz	21
3.4.1. El funcionamiento de la depuradora en las distintas etapas	21
3.4.2. Valores medios anuales y mensuales antes y después de la depuración	23
3.5. Referente a la eliminación de microorganismos por los distintos tratamientos	28
4. La calidad del agua depurada	**29**
4.1.Efectos en suelos y plantas	29
4.1.1. Permeabilidad del suelo	29
a) Por exceso de sodio	29
b) Por materia en suspensión	30
4.1.2. Salinidad	30
4.1.3. Peligro de sodificación de suelos	32
4.1.4. Toxicidad específica de iones	32
4.1.5. Microelementos	33
4.1.6. Concentraciones de N,P y K en el agua depurada de Santa Cruz	38
4.2. Efectos en las instalaciones	38
4.2.1. Eutrofización de los estanques	38
4.2.2. Obturaciones en los filtros y sistemas de riego por goteo	40
4.2.3. Corrosión	41
4.2.4. Efectos de las bacterias	43

5. La nutrición vegetal y el riego **44**
5.1.Nitrógeno 44
5.1.1. Formas del nitrógeno en el agua residual depurada 44
5.1.2. La retención de nitrógeno en el suelo 45
5.1.3. Transformaciones del nitrógeno en el suelo 46
5.1.4. Volatilización de amoníaco 46
5.1.5. Extracción de nitrógeno por la planta 47
5.1.6. Lavado del nitrógeno del suelo 48
5.2. Fósforo 48
5.3. Potasio 48
5.4. Los microelementos 48
5.5. Abonado y riego del plátano 51
5.6. Abonado y riego del tomate 54
5.7. Abonado y riego de otros cultivos y campos de golf 54

6. Salubridad pública **56**
6.1. Contaminantes biológicos 56
6.1.1. Bacterias 56
6.1.2. Parásitos 57
6.1.3. Virus 57
6.2. Mecanismos de transmisión de enfermedades 58
6.3. Eliminación de patógenos con la depuración 58
6.4. Superviviencia de patógenos 59
6.5. Aerosoles y otras vías de propagación de patógenos 64
6.6. Riesgos de contaminación de los cultivos con patógenos 65

7. Legislación y normativa **67**
7.1. Las leyes españolas y la reutilización de aguas residuales 67
7.1.1. Normativa española 68
7.2. Las normativas en otros paises 69
7.2.1. Europa 69
7.2.2. Estados Unidos 69
7.2.3. Otros países 71
7.3. Consideraciones generales sobre el manejo de las aguas residuales depuradas 72

8. Resumen y conclusiones **73**

9. Referencias **76**

1. INTRODUCCION

El aumento del nivel de vida va acompañado de un incremento en la demanda de agua de buena calidad por los sectores urbanos. Esto implica una creciente presión sobre fuentes de agua a veces limitadas. El aumento del nivel de vida trae también consigo una mayor conciencia y responsabilidad por el medio ambiente y la conservación de los recursos naturales. Estos factores han forzado a muchas comunidades a desarrollar la depuración de sus aguas residuales urbanas y a considerar en algunos casos la reutilización de estas aguas depuradas en regadíos .

Mucha información ha sido escrita y publicada en los temas relacionados con la depuración de las aguas residuales urbanas, su control, manejo, reutilización etc. Estos trabajos en su mayoría analizan la calidad de los tratamientos de depuración y los posibles problemas de propagación de patógenos que puede suponer la reutilización.

Las técnicas de depuración de aguas fueron desarrolladas en su mayoría durante los años cincuenta y sesenta y casi todas las soluciones técnicas hoy empleadas proceden de investigaciones hechas entonces (ASCE, 1969). En la última década se ha progresado especialmente en la solución de problemas concretos como por ejemplo los relacionados con la contaminación industrial, las técnicas de desinfección o las normativas legales para la reutilización de las aguas depuradas (Baker, 1981; Crook, 1985; J. Montgomery Inc., 1985).

En España hay proyectos de reutilización que datan de los años sesenta (e.g. Reutilización de las aguas residuales de la ciudad de Cartagena), pero la mayoría de los planes de depuración y de reutilización se han realizado en los últimos diez años (e.g. Reutilización de las aguas residuales depuradas de la ciudad de Alicante, 1983). En una reciente reunión sobre estos temas (Universidad Menendez y Pelayo, Tenerife, 1989) se apuntaba que en España hay aproximadamente 65 grandes plantas depuradoras construídas, 35 en construcción y 49 en proyecto, pero de las depuradoras construidas, solo el 80% aproximadamente están en funcionamiento. Aún así, es considerable el desarrollo que existe en nuestro país alrededor de los temas de la depuración de aguas. Sin embargo, a pesar de la importancia económica y social del agua residual depurada, no existe prácticamente normativa legal sobre la reutilización. La Ley Estatal de Aguas (Ley 29/85, 2 de Agosto) establece tan sólo unos cánones de vertidos para las aguas residuales y el Reglamento de esta misma ley (R.D. n.° 849/86, 11 de Abril, Art.272.4) delega en los organismos de cuenca y las autoridades sanitarias los controles de la reutilización.

En Tenerife se vierten al mar unos 45 hm^3/año de aguas residuales urbanas, lo que supone aproximadamente el 20% del consumo total de agua en la isla. De estos 45 hm^3 sólo unos 19 hm^3 son recuperables por razones de infraestructura (Plan Hidrológico de Tenerife, 1989). Sin embargo, en la actualidad se depuran sólo unos 2.6 hm^3/año y se utilizan en agricultura, jardinería y

limpieza pública tan sólo 0.6 hm^3/año. Esta cifra de 0.6 hm^3/año se verá proximamente incrementada ante la inminente puesta en funcionamiento de los proyectos de reutilización de las aguas residuales depuradas de Santa Cruz y La Laguna (Cabildo Insular de Tenerife, 1984) y, a más a largo plazo, con la realización de los planes de reutilización de las aguas depuradas de varios municipios de la isla. El objetivo de estos planes es reutilizar la mayor parte del agua depurada para regar cultivos y sólo una pequeña parte para parques, campos de golf y realizar limpieza de vías públicas. En la Tabla 1 se incluyen algunos datos relevantes sobre el consumo de agua en Tenerife y los volumenes de reutilización.

TABLA 1: Volúmenes de agua en Tenerife

Uso	Volúmenes (hm^3/año)
Consumo agrícola	125
Consumo urbano	55
Consumo turístico	15
Volumen de agua residual urbano-turístico	45
Volumen reutilizable	19
Santa Cruz	10
La Laguna	2
otros municipios	7

Fuente: Plan Hidrológico de Tenerife (1989).

La reutilización de las aguas residuales depuradas en regadíos plantea principalmente problemas relacionados con la salud pública, la calidad del agua, la fertilización de los cultivos y la legislación. Cabe añadir que la calidad del agua depurada depende por su parte del grado de contaminación del agua residual bruta y del método de depuración empleado.

Los problemas de la reutilización adquieren un carácter muy particular en la isla de Tenerife por varias razones. En Tenerife, la reutilización del agua residual implica un alto nivel de contacto entre las personas y el agua depurada, dada la alta densidad de población y el minifundio en la propiedad agrícola.

Por otro lado, los cultivos de las islas son subtropicales y extremadamente intensivos y la calidad del agua es pobre por lo general, lo que hace que la fertilización y el manejo de los suelos sean temas críticos en los planes de reutilización. No hay tampoco que olvidar, la importancia tan grande que tienen en la isla los problemas medioambientales (olores, suciedad, contaminación, etc.)

dada la relevancia del turismo. Por último, el vacío legal existente en normativas para la reutilización de aguas residuales implica la necesidad de los usuarios de estas aguas de disponer de información suficiente para conocer y poder solucionar los problemas lo mejor posible.
Se hace pues necesario disponer de un documento informativo y técnico donde se recopile la información más reciente sobre estos temas y que sirva de apoyo a aquellas personas que deseen trabajar en este campo en Tenerife.
Con esta idea se ha diseñado este trabajo que es principalmente una revisión literaria sobre los temas de reutilización, acompañada de datos de la depuradora de Santa Cruz y de otros trabajos hechos en la isla. El trabajo consta de seis capítulosque analizan los siguientes puntos:

- Las características de las aguas residuales urbanas sin tratar
- Las mejoras que se consiguen con la depuración
- La calidad de las aguas depuradas y en particular las de Santa Cruz de Tenerife
- Las necesidades de fertilización de los cultivos que se riegan con estas aguas
- Los problemas de salubridad que pueden surgir con la reutilización
- Las normativas existentes para su uso en regadíos.

La mayor parte de la información se ha recogido de los trabajos de Pettygrove y Asano (1984), J. Montgomery Inc. (1985), Tchobanoglous y Schroeder (1985), Diaz Lazaro-Carrasco (1988), AWWA (1984), Seoanes Calvo(1978), Metcalf y Eddy (1979), Rodríguez Ruiz y Hernández Abreu, (1982), Pérez García (no publicados), Pérez García et al. (1988), Hernández Suárez (1982, 1983, 1984), y datos del laboratorio de la planta depuradora de Santa Cruz de Tenerife (no publicados).

2. EL AGUA RESIDUAL SIN TRATAR

2.1. Orígenes y composición del agua residual

La contaminación del agua por uso urbano implica alteraciones en las condiciones físicas y en la composición química y biológica del agua. El grado de contaminación depende de la procedencia del agua residual así como de la estación del año, día de la semana y hora del día, según las variaciones y las actividades de la población. Aún así, las aguas residuales urbanas tienen todas unas características específicas lo que permite analizarlas de forma conjunta.

Las aguas residuales urbanas proceden del uso doméstico, hospitales, restaurantes, escuelas, cines, comercios, hoteles, gasolineras, parques, jardines, limpieza de calles, etc. El tipo de contaminación del agua residual depende de su procedencia según se indica en la Tabla 2.

TABLA 2: Clasificación y tipo de contaminación de las aguas residuales urbanas según su procedencia.

Denominación	Procedencia	Tipos de contaminación
Aguas domiciliarias	Aguas de cocina Aguas blandas de baño Aguas de lavado de locales	sales, materias grasas, sólidos, etc. jabones, líquidos de limpieza, etc. jabones, arenas, papel, etc
Aguas negras	Procedentes de la defecación del ser humano	Producción de orina=1.2-1.5 l/hab. y día Residuo seco=45-50 g/L Residuos fecales=83-170 g/L Microorganismos=10^6-10^8/100 mL
Aguas de pequeñas industrias de servicios urbanos	Gasolineras, talleres, laboratorios	Aceites, grasas, gasoil, gasolina, minerales pesados, pinturas, sustancias tóxicas y peligrosas
Aguas de limpieza pública y de riego		Contaminada con arrastres de limpieza, partículas de tierra y materias nutrientes de parques y jardines
Aguas de lluvia		Con pocas sales generalmente aunque a veces con importante cantidad de partículas de tierra (arcillas, etc.)

Fuente: Adaptado de Díaz Lázaro-Carrasco (1988).

La contaminación depende de las costumbres y el nivel de vida. La Tabla 3 presenta la composición media de las aguas residuales en distintos países y en Santa Cruz de Tenerife.

TABLA 3: Composición típica de las aguas residuales domésticas durante tiempo seco en distintos paises y en Tenerife

Características	Estados Unidos	Japon	Reino Unido	Rep. Fed. de Alemania	Santa Cruz de Tenerife
Consumo per capita, m^3/día	0.35	0.30	0.22	0.20	0.19[b]
DBO_5, g/m^3	200	140	350	400	300
DQO, g/m^3	500	200	500	570	900
MES, g/m^3	200	70	350	400	315
Nitrógeno Total, g/m^3	40	21	50	57	60
Fósforo Total, g/m^3	10	3.5	15	17	20

DBO_5=Demanda biológica de oxígeno; DQO= Demanda Química de Oxígeno;
MES= Materiales en Suspensión.

[b] Dato del Plan Hidrológico de Tenerife (1989)

Fuente: Tchobanoglous y Schroeder, (1985) y EMMASA (no publicados).

La contaminación del agua residual puede ser baja, media o alta. La Tabla 4 presenta las concentraciones por las que se denota el grado de contaminación de las aguas residuales. La Tabla 4 incluye tambien los valores medios de las aguas residuales de Santa Cruz para algunos de los parámetros. Como puede comprobarse a partir de estos datos el grado de contaminación del agua de Santa Cruz es de intermedia a alta. Esto es quizás de esperar si tenemos en cuenta que los criterios de la Tabla 4 se han elaborado a partir de datos obtenidos en Estados Unidos donde el consumo de agua por habitante es generalmente más alto que en Tenerife.

2.2. Las alteraciones por contaminación urbana

2.2.1. Alteraciones físicas

Las alteraciones físicas que normalmente se miden para detectar el grado de contaminación del agua son turbidez, contenido en sólidos, olores y color.

a)Turbidez

La contaminación urbana produce un notable incremento en la turbidez del agua. La turbidez da sólo

un valor global del grado de contaminación y no es muy precisa para dictaminar niveles altos de contaminación. Sin embargo es muy útil para detectar niveles bajos de contaminación como los que ocurren en las aguas potables. Los valores de la turbidez antes de ser contaminada no sobrepasan generalmente las 2 NTU (unidades nefelométricas de turbidez). Por el contrario las aguas residuales alcanzan una turbidez entre 200 NTU y 250 NTU (Datos de Santa Cruz para 1988). Los procesos de depuración alcanzan a eliminar aproximadamente el 90% de la turbidez (Véase el Cap. 3).

TABLA 4: Composición típica de las aguas residuales municipales no tratadas [a]

Constituyente	Rango de concentración[b]			Media de Santa Cruz Año-1988[c]
	Alta	Media	Baja	
Solidos totales	1200	720	350	-
Disueltos	950	600	300	-
Suspendidos	350	200	100	315
DBO_5 (20°C)	400	220	110	300
DQO	1000	500	250	900
Nitrógeno total	100	60	30	-
Org-N	40	20	10	-
NH_3-N	60	40	20	60
NO_3-N	0	0	0	-
Fósforo (Total como P)	28	12	5	25
Orgánico	8	4	1	-
Inorgánico	20	8	4	-
Grasa	200	100	50	100
Bacterias Coliformes [d]				
Totales (NMP/100 mL) [e]		22×10^6		-
Bacterias Coliformes [d]				
Fecales (NMP/100 mL)		8×10^6		-
Virus (UFP/100 mL) [g f]		10^2-10^4		-

[a] Todos los valores expresados en mg/L, menos los indicados.
[b] según Asano et al. (1985) y Metcalf y Eddy Inc. (1979)
[c] EMMASA (no publicados)
[d] Gelreich, E.E. (1978)
[e] Número más probable/100 mL de muestra de agua
[f] Berg y Metcalf (1978)
[g] Unidades formadoras de placas/100 mL de muestra de agua

b)Sólidos:

Las aguas residuales contienen materia orgánica, arenas, limos, arcillas, sales minerales, microelementos (también llamados minerales pesados).
Según se comporten en los métodos de análisis los sólidos contaminantes se clasifican en: decantables, suspendidos, coloidales o disueltos. En la práctica sin embargo se utilizan sólo dos términos: a) materia en suspensión (MES) que incluye también los sólidos decantables y b) Sólidos disueltos que incluye también los coloidales y las pequeñas partículas suspendidas.
La Tabla 4 presenta los valores medios de contaminación con materiales en suspensión del agua residual de Santa Cruz. De acuerdo con los criterios que se adjuntan en la misma tabla esta contaminación puede considerarse como alta.

c) Olores:

Los olores son generalmente producto de una compleja serie de fenómenos que resultan de la interconnección de distintos microorganismos: algas, actinomicetos y bacterias entre otros. Los olores en las aguas residuales aparecen asociados a la descomposición aerobia (con oxígeno) o anaerobia (sin oxígeno) de la materia orgánica.

En la Tabla 5 se presentan una lista de los olores ofensivos más comunes de acuerdo con sus características químicas.

La Tabla 6 lista los microorganismos más frequentes que producen olores y las dosis de sulfato de cobre y cloro necesarias para su aniquilación.

La sensibilidad humana a la percepción de olores varía con cada individuo así como con el tiempo de exposición al olor. A medida que aumenta el tiempo de exposición la sensibilidad al olor disminuye. La Tabla 7 presenta las concentraciones umbrales de ciertos olores en el aire. Como puede verse muchos de estos umbrales están en el orden de una parte por cada mil millones (1 p.p.b.). Esto supone que el organismo humano es en muchos casos muy superior a la mayoría de los aparatos de detección hoy existentes. Las concentraciones umbrales son algo superiores en el agua que en el aire. La Tabla 8 presenta las concentraciones umbrales de algunos compuestos que producen olores en el agua.

TABLA 5: Categorías de olores ofensivos encontrados comunmente en aguas residuales

Compuesto	Fórmula típica	Descripción del olor
Aminas	$CH_3(CH_2)_nNH_2$	Pescado
Amoníaco	NH_3	Amoniacal
Diaminas	$NH_2(CH_2)_nNH_2$	Carne descompuesta
Acido sulfhídrico	H_2S	Huevos podridos
Mercaptanos	$CH_3SH;CH_3(CH_2)_nSH$	Fétido,muy ofensivo
Sulfitos orgánicos	$(CH_3)_2S;CH_3SSCH_3$	Col podrida
Escatoles	$C_8H_5NHCH_3$	Heces fecales

Fuente: Montcrieff, (1967).

TABLA 6: Olores relacionados con varios tipos de microorganismos

Microorganismo	Organismos presentes		Sulfato de cobre (mg/L)	Cloro (mg/L)
	pocos	muchos		
Algas Azules				
Anaebaena	herbáceo	fétido	0.12-0.50	0.5-1.0
Anacystis	herbáceo	fétido	0.12-0.50	0.5-1.0
Aphanizamenon	herbáceo	fétido	0.12-0.50	0.5-1.0
Clathrocystis	herbáceo	fétido	0.12-0.50	0.5-1.0
Coelosphaerium	herbáceo	fétido	0.12-0.50	0.5-1.0
Oscillatoria	herbáceo	rancio	0.20-0.50	-
Algas Verdes				
Volvox	pescado	pescado	0.5	-
Dictyosphaerium	hierba	pescado	-	0.5-1.0
Diatomeas				
Asterionella	geranio	pescado	0.12-0.50	0.5-1.6
Tabellaria	geranio	pescado	0.12-0.50	0.5-1.0
Bacterias				
Beggiatoa	pútrido	pútrido	5.0	-
Crenotrix	pútrido	pútrido	0.33-0.50	-
Ceratium	pescado	fétido	0.22-0.24	0.3-1.0
Dinobryon	violetas	pescado	0.18	0.3-1.0
Synura	pepinos	pescado	0.12-0.25	0.3-1.0
Spharotilis natans	pútrido	pútrido	0.40	-

Fuente: Adaptado de Palmer (1962) y APHA (1980).

TABLA 7: Valores de olores umbrales de varias substancias en el aire

Substancia	Decripción del olor	Concentración que causa un ligero olor (mg/L)
Crotilmercaptano	fétido (mofeta)	0.000029
Alilsulfito	a ajo	0.00005
Amilacetato	a plátano	0.0006
Acido sulfhídrico	a huevos podridos, nauseabundo	0.0011
Ozono	ligeramente pungente, irritante	0.001
Cloro	pungente e irritante	0.003

Fuente: Olishifki (1971)

TABLA 8: Valores de olores umbrales de varias substancias en agua

Componente	Concentración umbral de olor (mg/L)
Metilisoborneol (MIB)	0.000005
Geosmin	0.000005
Acido sufhídrico	0.0001
Nonanal	0.001
Metilsulfit	0.003
Nataleno	0.007
Stireno	0.05
Etilbenceno	0.1
2-Octanol	0.13
Tolueno	0.14
p-Diclorobenceno	0.15
Cloro	0.3
Tricloroeteno	2.6
Tetracloroeteno	2.8
Diclorometano	4.0
Cloroformo	20.0
Diclorometano	24.0

Fuentes: J. Montgomery Inc., (1985)
AWWA, (1984)

El geosmin y el MIB son productos del metabolismo de los actinomicetos y de las algas azules y producen el característico olor a moho y tierra húmeda. El acido sulfhídrico se produce por el metabolismo de bacterias anaerobias y da un olor muy repulsivo. Suele aparecer en los fondos de las charcas y en zonas de aguas estancadas.

d) Color:

Muchos de los colores asociados con el agua no son verdaderos colores sino generalmente el resultado de la suspensión coloidal de materialesorgánicos. La mayoría de los colores que aparecen en las aguas residuales son resultado de taninos disueltos que han sido liberadas de la materia orgánica podrida.

2.2.2 Alteraciones químicas

El uso urbano del agua produce alteraciones químicas entre las que se distinguen tres categorias : a) contaminación con materia orgánica, b) con materia inorgánica y c) con gases. La Tabla 9 presenta los rangos de contaminación con materia orgánica e inorgánica que se generan por el uso urbano.

TABLA 9: Rango de contaminación con materia orgánica e inorgánica por el uso urbano

Contaminación	Rango [a]	Media de Santa Cruz año 1988
Materia Orgánica (DQO, mg/L)	500-1100	905
Materia Inorgánica (mg/L)	140-480	425[b]

[a] Tchobanoglous y Schroeder, (1985)
[b] Dato estimado por el autor.

a) contaminación con materia orgánica:

La contaminación orgánica puede ser según su origen natural o sintética. La mayor parte (>90%) de la materia orgánica que aparece en las aguas residuales sin tratar es de origen natural.

Materia orgánica natural:

- proteinas (40-60%): En su mayoría de origen animal. Contienen nitrógeno y azufre.
- carbohidratos (25-50%): Azúcares, celulosa, almidón, etc.
- lipidos de origen animal y vegetal (8-12%): grasas, aceites ligeros, aceites pesados, ceras, etc.

Materia orgánica sintética:

- detergentes ricos en sodio y fósforo.
- pesticidas
- pinturas
- disolventes (que son en su mayoría muy tóxicos): acetona, benzeno, metilalcohol, etc.

b) contaminación inorgánica:

La contaminación inorgánica incluye metales y no metales y supone generalmente la presencia de sales disueltas o de partículas disueltas (arcillas, limos, etc). En la Tabla 10 se presentan los incrementos medios de diversos elementos químicos y parámetros que caracterizan la contaminación del agua con materia inorgánica debido al uso urbano.

c) Contaminación con gases:

Los gases más importantes que aparecen en las aguas residuales no tratadas son: nitrógeno (N_2), oxígeno (O_2), anhídrico carbónico (CO_2), ácido sulfhídrico (H_2S), amoníaco (NH_3) y metano (CH_4). Los tres primeros son componentes normales de la atmósfera y proceden de la biodegradación de la materia orgánica y no suponen generalmente problema. Sin embargo los tres últimos (H_2S, NH_3 y CH_4) son producto de la respiración anaeróbica bacteriana y pueden causar problemas de corrosión o de olores y hasta de seguridad, ya que en el caso del metano es explosivo.

TABLA 10: Incrementos de diversos elementos y parámetros que se producen en el agua por el uso urbano.

Elementos o parámetros	Aumentos	
	Rango	Típico[a]
Conductividad (µS/cm)	300-500	410
Sólidos totales (mg/L)	140-480	300
Cationes (mg/L)		
Sodio (Na^+)	30-80	70
Potasio (K^+)	7-15	10
Calcio (Ca^{+2})	15-40	20
Magnesio (Mg^{+2})	10-30	15
Amonio (NH_4^+)	10-60	30
Aniones (mg/L)		
Bicarbonato (HCO_3^-)	40-180	100
Carbonato (CO_3^{-2})	0-10	-
Cloruro (Cl^-)	20-75	40
Nitrato (NO_3^-)	5-20	10
Fosfato (PO_4^{-3})	8-25	15
Sulfato (SO_4^{-2})	10-50	30
Microelementos (mg/L)		
Aluminio (Al^{+3})	0.1-0.2	-
Boro (B)	0.1-0.4	-
Hierro (Fe^{+2})	0.2-0.4	-
Manganeso (Mn^{+2})	0.2-0.4	-
SAR	1.5-2.5	2
Dureza (mg $CaCO_3$)	75-225	80
Alcalinidad (mg $CaCO_3$)	30-160	85

[a] Los incrementos de Santa Cruz son algo superiores a los aquí considerados como típicos.

Fuente: Adaptada de Eddy y Metcalf (1976), Seoanes Calvo (1978), Tchonoglobous y Schroeder (1985) y Datos de EMMASA (no publicados).

2.2.3. Alteraciones biológicas

La contaminación con microorganismos en las aguas urbanas depende del grado de uso humano y de las condiciones de infraestuctura del alcantarillado. Esta contaminación produce problemas en el manejo del agua que afectan a la salud pública, causan corrosión, obstrucción de filtros y formación de lamas bacterianas. Además, la contaminación biológica produce indirectamente alteraciones

físicas en el agua como olores y color.

Entre los microorganismos que aparecen en el agua residual sin tratar se distinguen algas, bacterias, protozoos (p.e. amaebas), helmintes (lombrices y tenias), hongos y virus. Información detallada sobre microorganismos en aguas residuales puede encontrarse en los trabajos de McKinney, (1962), APHA (1980) y Mara (1974) así como en tratados generales de microbiología.

Los organismos que afectan a la salubridad pública del agua son los más preocupantes en las aguas residuales. En la Tabla 11 se listan los microorganismos patógenos que potencialmente pueden estar en el agua residual doméstica.

TABLA 11: Patógenos más importantes que pueden estar presentes en el agua residual doméstica sin tratar.

Patógeno	Enfermedad
Protozoos	
Entamoeba histolytica	Amebiasis (disenteria amébica)
Giardia lamblia	Giardiasis (gastroenteritis)
Balantidium coli	Balantidiasis (disenteria)
Helmintos (lombrices y tenias)	
Ascaris lumbricoides	Ancylostomiasis
Ancylostoma duodenale	Ancylostomiasis
Necator americanus	Necatoriasis
Ancylostoma (spp.)	Larva cutanea migratoria
Strongyloides stercoralis	Strongyloidiasis
Trichuris trichiura	Trichuriasis
Taenia (spp.)	Taeniasis
Enterobius vermicularis	Enterobiasis
Echinococcus granulosus	Hydatidosis
Bacterias	
Shigella (4 spp.)	Shigellosis (disenteria)
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea
Salmonella (~1700 spp.)	Salmonellosis
Vibrio cholerae	Cólera
Escherichia coli (enteropatogénica)	Gastroenteritis
Yersinia enterocolitica	Yersiniosis
Leptospira	Leptospirosis
Virus:	
Enterovirus (71 tipos) (polio, echo, Coxsackie)	Gastroenteritis, anomalías de corazón, meningitis y otras
Hepatitis A virus	Hepatitis infecciosa
Adenovirus (31 tipos)	Enfermedades respiratorias
Rotavirus	Gastroenteritis
Parvovirus (2 tipos)	Gastroenteritis

Fuente: Crook, (1985)

La concentración de microrganismos varía según distintos factores entre los que destacan la procedencia del agua y las condiciones ambientales. La Tabla 12 presenta valores medios de poblaciones de microorganismos en aguas domésticas no tratadas. Nótese que la concentración media de virus presentada en la Tabla 12 está dentro del rango que se presenta en la Tabla 4.

El tipo de contaminación animal o humano se puede deducir del cociente entre la concentración de coliformes fecales y la de streptococos fecales. En humanos este cociente es alrededor de 4 mientras que para los animales es menor que 1. La Tabla 13 presenta los valores de coliformes y streptocos totales y fecales en las heces de humanos y animales.

TABLA 12: Poblaciones aproximadas de microorganismos en aguas domésticas no tratadas.

Organismos	Concentración (n° /mL)
Coliformes	$0.5-1 \times 10^6$
Streptococos fecales	$5-20 \times 10^3$
Shigella	presente
Salmonella	4-12
Pseudomonas aeroginosa	102
Clostridium perfringens	507
Mycobacterium tuberculosis	presente
Quistes de portozoos	100
Huevos de helmintos	1
Enterovirus	1-492

Fuente: Foster y Engelbrecht, (1974); Hunter y Kotalik, (1974).

TABLA 13: Contribución per cápita de microorganismos indicadores de contaminación por seres humanos y animales

	Concentración media de organismo indicador por g de heces.		Contribución media per capita / 24 horas		
ANIMAL	Coliformes 10^6	Streptococos 10^6	Coliformes 10^6	Streptococos 10^6	Razón CF/S
Humano	13.0	3.0	2000	450	4.4
Pollo	1.3	3.4	240	650	0.4
Vaca	0.2	1.3	5400	31000	0.2
Pato	33.0	54.0	11000	18000	0.6
Cerdo	3.3	84.0	8900	230000	0.05
Oveja	16.0	38.0	18000	43000	0.4
Pavo	0.3	2.8	130	1300	0.1

Fuente: Mara, (1976)

3. LA DEPURACION DE AGUAS

El tratamiento de aguas residuales se ha convertido en una ciencia compleja que abarca toda una tecnología encaminada a eliminar del agua las impurezas indeseadas. Queda fuera del marco de este trabajo desarrollar ampliamente estos temas. Aquí sólo se presentan brevemente algunas técnicas de depuración para aguas residuales urbanas por su interés en la discusión de los temas de la reutilización y en particular por su utilización en Tenerife. Se incluyen además algunos datos de la depuradora de Santa Cruz con los que se pretende ilustrar el actual funcionamiento de los distintos niveles de depuración y las oscilaciones anuales de los parámetros de calidad. Información detallada sobre la tecnología de la depuración puede encontrarse en los trabajos de Díaz Lázaro-Carrasco, (1988), AWWA (1984), Metcalf y Eddy (1979) y J. Montgomery Inc. (1985).

3.1 Objetivos de la depuración:

Cuando el agua residual va destinada a la reutilización los objetivos de la depuración son:

- Proteger la salud pública
- Evitar desastres ecológicos y daños al medio ambiente
- Prevenir daños a los cultivos.

La consecución más o menos satisfactoria de estos objetivos depende de las posibilidades técnicas, los costes y las realidades políticas.

Protección de la salud pública

Objetivo primordial de la depuración de aguas es la reducción del contenido en microorganismos patógenos. Como se señala más adelante (Cap.5) con la depuración del agua residual se pueden eliminar hasta un 90% de los microorganismos patógenos presentes. Si la depuración va acompañada de una adecuada desinfección la cantidad de microorganismos puede reducirse a niveles donde el riesgo de contaminación por contacto con el agua es muy bajo.

Evitar desastres ecológicos y daños al medio ambiente

El alto contenido en materia orgánica del agua residual sin tratar implica a temperaturas templadas, una rápida descomposición de la materia orgánica del agua por microorganismos y un desarrollo de las poblaciones de algas, microorganismos e insectos que producen malos olores y molestias de varios tipos. Es por tanto objetivo primordial de la depuración reducir el contenido en materia

orgánica para facilitar su reutilizacion.
Como se verá más adelante en este capítulo los sistemas de depuración convencionales eliminan generalmente alrededor de un 90% de la materia orgánica del agua residual.

Prevenir daños al cultivo

La materia orgánica y los materiales en suspensión presentes en el agua residual pueden causar una reducción de la infiltración del suelo y la obturación de los filtros y sistemas de riego. La presencia de cierto tipo de bacterias puede causar problemas de corrosión en las instalaciones. El exceso de sales como el cloruro sódico o de microelementos como por ejemplo el Boro o el Cadmio pueden causar daño a los cultivos. Los sistemas de depuración convencionales están diseñados para reducir el contenido en materia orgánica y materiales en suspensión entre un 85% y un 90%. Sin embargo los métodos de depuración convencionales sólo reducen el contenido total de sales y microelementos entre un 10 % y un 30%. Hacen falta tratamientos avanzados (terciarios) para eliminar las sales y los microelementos de las agua residuales.

3.2. Sistemas de depuración de las aguas residuales urbanas

Los métodos de depuración consisten en una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos con los que se consigue reducir la cantidad de materia orgánica y de materiales inorgánicos en suspensión como arenas, limos, arcillas, etc.. A medida que aumenta el nivel de tratamiento: primario, secundario o terciario, se mejora el grado de pureza del agua de salida.
En el pretratamiento, se eliminan los sólidos medianos y de gran tamaño, las arenas (desarenado) y los sólidos flotantes más ligeros (desengrasado).
Con el tratamiento primario se eliminan sólidos en suspensión susceptibles de separación por diferencia de densidad (sedimentación primaria) y generalmente también los materiales que hacen espuma.
El tratamiento secundario consiste en una oxidación biológica, generalmente forzada, del agua residual, con lo que se consigue una destrucción de la materia orgánica que pasa a servir de alimento a los microorganismos (bacterias). El caldo resultante de esta oxidación forzada es clarificado posteriormente en la sedimentación secundaria. El sedimentador secundario recibe así el nombre de clarificador. El tratamiento secundario acompañado de una buena desinfección cumple normalmente con los parámetros mínimos de calidad requeridos para la reutilización de agua depurada en la agricultura.

El tratamiento terciario se utiliza sólo en casos especiales donde por determinadas razones es necesario que los vertidos tengan una gran pureza. Este nivel de tratamiento no se aplica a las

aguas que se reutilizan en la agricultura y por lo tanto no se discute aquí.

La figura 1 presenta un esquema de los procesos de depuración primario y secundario. El tratamiento secundario se representa con lodos activos que es el sistema más empleado en Tenerife, pero otros procesos de oxidación como los lechos bacterianos llevan un diagrama similar. En la figura 1 se ilustra el reciclaje de parte de los lodos que mantienen así el proceso biológico acelerado. Las plantas depuradoras de Santa Cruz y La Laguna tienen un esquema de funcionamiento similar al ilustrado en la figura 1.
La Tabla 14 permite comparar los valores típicos de distintos parámetros de calidad en el agua sin contaminar, residual sin tratar y después de los distintos niveles de depuración.

3.3. Mejora de los parámetros de calidad con la depuración

Como se indica a en la Tabla 14 con el tratamiento secundario se elimina alrededor de un 90% de la materia orgánica y de los materiales en suspensión. Sin embargo gran parte del fósforo y todo el nitrogéno amoniacal permanecen en el agua depurada. La eliminación de estos componentes requiere tratamiento terciario.

La Tabla 14 presenta las reducciones que se obtiene en microelementos con dos niveles de tratamiento: primario y secundario. Las reducciones después de un tratamiento secundario oscilan entre un máximo del 96% para el Plomo y Niquel y un mínimo del 5% para el Selenio.

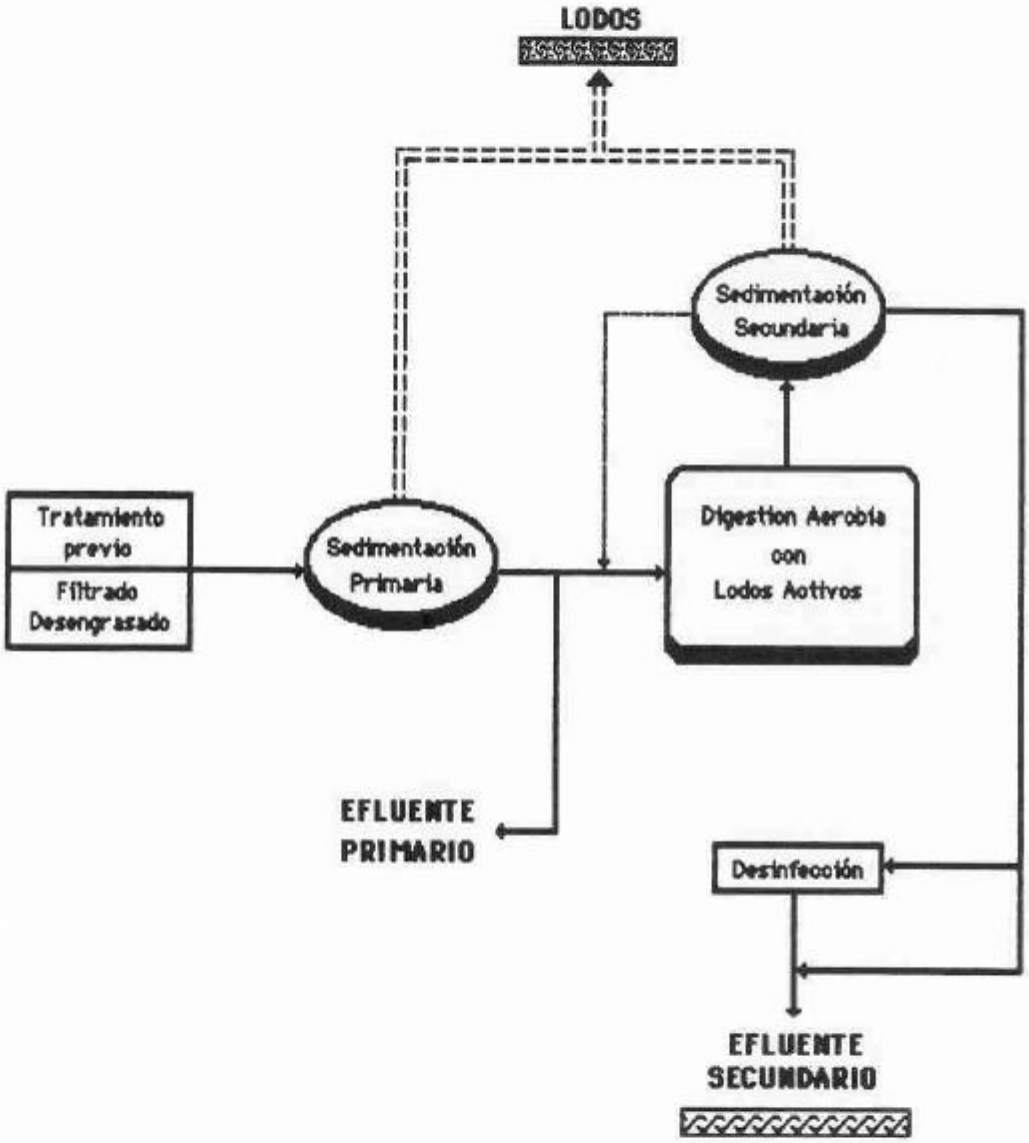

Fig.1: Esquema de los procesos de depuración primario y secundario por lodos activos.

TABLA 14: Valores típicos de los parámetros de calidad del agua de abasto, residual sin tratar y después de los distintos tratamientos.

Tipo de agua o Nivel de Tratamiento	Parámetros de Calidad [c]						
	DBO_5 (mg/L)	DQO (mg/L)	MES (mg/L)	Turbidez (TU)	P (mg/L)	NH_4^+-N (mg/L)	Coliformes (NMP/100 mL)
Abasto	0	<5	0	<2	<0.02	<1.5	0
Residual sin tratar	300	500	250	220[a]	20[a]	30	10^8
Primario (1)	200	250	100	100[a]	18[a]	30	10^7
Secundario (2)	30	60	30	26[a]	15[a]	30	10^6
1+2+Desinfección	30	50	30	26	15	30	<2.2[b]

[a] Valores obtenidos de la planta de tratamientos depuradora de S/C de Tenerife.
[b] El número de coliformes puede variar según la manera y el grado de desinfección que se realice.
[c] Los valores de la tabla pueden considerarse típicos para las condiciones de Tenerife y en particular para la ciudad de Santa Cruz. Los valores actualespueden variar hasta un 20% por encima o por debajo de los presentados aquí.
Fuente: Tchobanoglous y Schroeder, (1985), EMMASA (no publicados).

Tabla 15: Concentraciones medias de microelementos después de un tratamiento primario y después de un secundario.

Elemento	Efluente primario (mg/L)	Efluente Secundario (mg/L)	Reducción %
As	<0.005	<0.005	<5
B	1.0	0.7	30
Cd	<0.02	<0.005	75
Cr	<0.05	0.02	60
Cu	0.1	0.04	60
Hg	0.0009	0.0005	45
Mo	0.008	0.007	13
Ni	0.1	0.004	96
Pb	<0.2	0.008	96
Se	<0.005	<0.005	<5
Zn	0.12	0.04	67

Fuente: Bouwer y Chaney (1974) y Page y Chang (1985).

3.4. El funcionamiento de la depuradora de Santa Cruz

La depuradora de Santa Cruz fué construida en 1979 y utiliza el tratamiento secundario de lodos activos similar al que se presenta en la Fig.1. Para ilustrar su eficacia en la mejora de los parámetros de calidad estandares (DBO_5, DQO, MES, Turbidez, etc.) se han utilizado los datos de 1988, si bien los de los años anteriores no varían mucho de éstos. Ha de hacerse notar que la planta esta funcionando de una forma muy holgada, y es que aunque la instalación esta diseñada para depurar hasta 60,000 m3/día depura sólo 10,000 m^3/día. Con esta agua se que cubre la demanda de los parques y jardines de Santa Cruz. Como consecuencia del bajo caudal a que funciona, la depuradora utiliza unos periodos de retención anormalmente largos. Los tiempos de retención actuales son: en el decantador primario 8 horas, en la cuba de aireación 21 horas y en el clarificador (decantador secundario) 24 horas. Los periodo de retención actuales, en particular los del clarificador o decantador secundario, se verán reducidos un 30% aproximadamente cuando empiece a funcionar el programa de reutilización de todas las aguas residuales de Santa Cruz. El volumen pasará a ser entonces alrededor de los 30,000 m^3/día. Todo ello implica que los parámetros de calidad serán también algo inferiores a los actuales. Es difícil predecir el empeoramiento que sufrirán los parámetros de calidad, ya que las relaciones no son lineales y se haría necesario una detallada auditoría de las instalaciones. Aún así puede especularse que la calidad del agua depurada será un 10%-25% inferior a la actual.

3.4.1. Funcionamiento de la depuradora en las distintas fases

El estudio de los datos del laboratorio de la planta depuradora desde 1986 revelan que, aunque hay oscilaciones estacionales de los distintos parámetros, las variaciones relativas en las distintas etapas se mantienen con una gran regularidad. Por ello se han escogido los datos de Diciembre 1988 como representativos del funcionamiento de la planta por etapas: a la entrada a la planta, a la salida del decantador primario (efluente primario) y a la salida de clarificador o decantador secundario (efluente secundario). Los valores de DQO, MES y conductividad eléctrica (CE) para este mes aparecen en las figuras 2,3, 4 respectivamente. Los valores del intervalo de fiabilidad del 95% señalados como barras sobre las columnas reflejan la escasa variabilidad diaria de los datos. Las figuras 2 y 3 para la DQO y la MES respectivamente ilustran el funcionamiento estandar de la planta con una reducción total de la materia orgánica y de los materiales en suspensión del 87% y 80 % respectivamente. Sin embargo, como puede verse en la figura 4 este método de depuración casi no afecta al contenido en sales disueltas ya que la reducción total de la CE fue tan sólo del 8%.

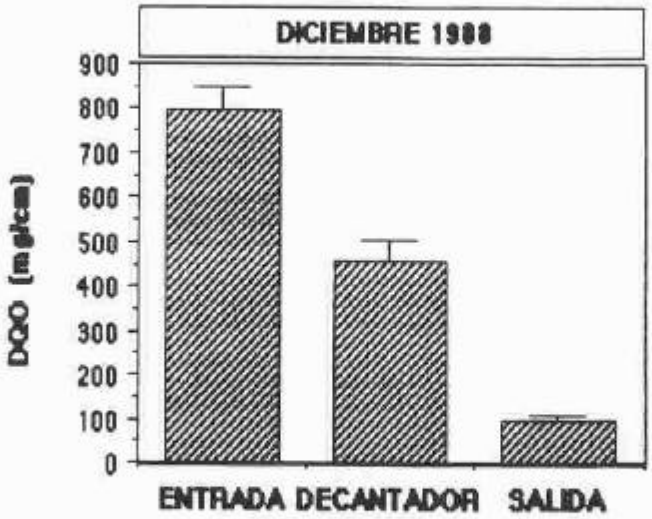

Fig.2: Media para el mes de Diciembre de 1988 de la demanda química orgánica (DQO) a la entrada de la planta depuradora de Santa Cruz, a la salida del decantador primario (efluente primario) y a la salida de clarificador (efluente secundario). Las barras sobre las columnas indican el intervalo de fiabilidad del 95%.

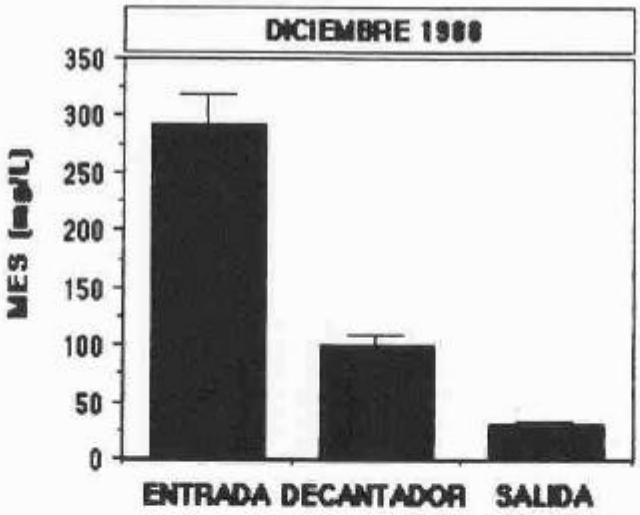

Fig.3: Media para el mes de Diciembre de 1988 de la materia en suspensión (MES) a la entrada de la planta depuradora de Santa Cruz, a la salida del decantador primario (efluente primario) y a la salida de clarificador (efluente secundario). Las barras sobre las columnas indican el intervalo de fiabilidad del 95%.

Fig.4: Media para el mes de Diciembre de 1988 de la conductividad eléctrica (CE) a la entrada de la planta depuradora de Santa Cruz, a la salida del decantador primario (efluente primario) y a la salida de clarificador (efluente secundario). Las barras sobre las columnas indican el intervalo de fiabilidad del 95%.

3.4.2. Valores medios anuales y mensuales antes y después de la depuración.

Las variaciones en los parámetros de calidad del agua depurada a lo largo del año se ilustran en las figuras 5, 6, 7, 8, 9, 10 y 11, para la turbidez, grasas, DBO_5, DQO, MES, CE y pH respectivamente.

Como se ilustra en la figura 5, la disminución de la turbidez es superior al 90% . Mientras que la turbidez media del agua residual es de 225 NTU, la del agua depurada es tan sólo de 20 NTU.

La figura 6 ilustra el contenido de grasas del agua residual y depurada. El agua depurada conserva una cantidad significativa de grasas aún después del proceso de depuración de lodos activos.

La figura 7 indica que, aunque la DBO_5 de entrada oscila algo a lo largo del verano, la DBO_5 a la salida permanece prácticamente constante alrededor de los 25 mg/L. El intervalo de fiabilidad del 95% (no dibujado en la figura) es constante a lo largo del año y equivalente a un 9% del valor absoluto de la DBO_5. Aunque se desconoce la verdadera causa de la caída en la DBO_5 en los meses de julio, agosto y septiembre puede estar relacionado con las vacaciones de verano de parte de la población.

La Fig. 8 contrasta con la Fig.7 en que no aparece una caída de la DQO en los meses de verano como la que ocurre con la de DBO_5. Se desconoce la causa de esta diferencia. Igual que en el caso

anterior las oscilaciones de la DQO a la salida de la planta son muy pequeñas y los valores son prácticamente constantes alrededor de 10 mg/L.

La Fig.9 ilustra el curso de los MES a lo largo de 1988. Este tiene un forma similar a la de DQO con un pequeño máximo en verano. Los valores de salida se mantienen también bastante constantes a lo largo del año y alrededor de los 25 mg/L.

La figura 10 ilustra el curso de la conductividad eléctrica a lo largo de 1988. Como puede verse las curvas de entrada y de salida van prácticamente paralelas. La reducción en sales disueltas es prácticamente constante a lo largo del año y alrededor de un 9%. Las barras que indican el intervalo de fiabilidad del 95% demuestran que las variaciones diarias no son muy grandes. El aumento de la conductividad en verano es debido a la utilización de las aguas de los pozos de Anaga que están contaminados por intrusión marina y contienen gran cantidad de cloruro sodico y una conductividad eléctrica superior a 2,000 µS/cm (Rodríguez Ruiz y Hernández Abreu, 1982). En el capítulo 4 se discute algo más el tema de la contaminación del agua de Santa Cruz por los pozos de Anaga.

La figura 11 ilustra los valores del pH del agua antes y después de la depuración.

Es interesante notar que el pH de la salida es significativamente mayor a la salidad que a la entrada. Esto demuestra el efecto de la actividad biológica y la aireación en el pH del agua.

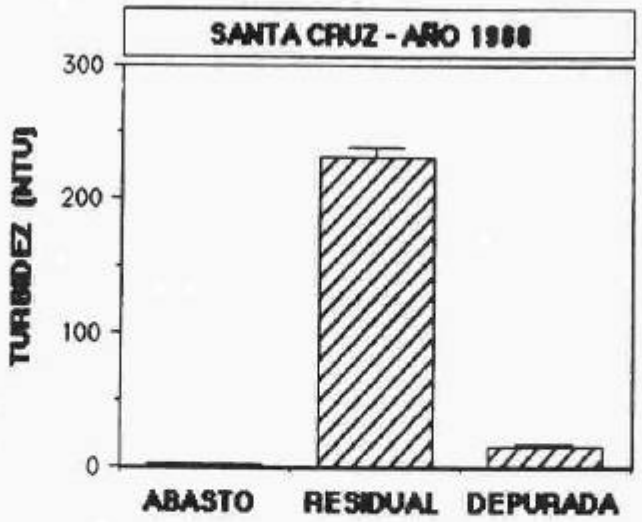

Fig.5: Media para el mes de Diciembre de 1988 de la turbidez del agua de abasto, residual sin tratar y a la salida de clarificador (efluente secundario). Las barras sobre las columnas indican el intervalo de fiabilidad del 95%.

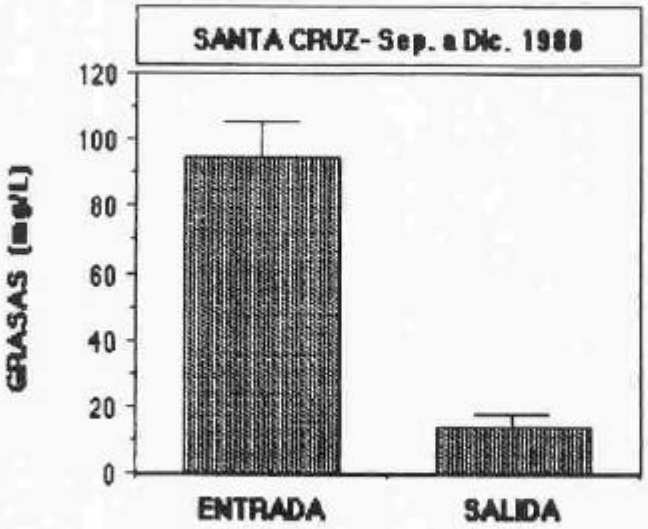

Fig.6: Media del contenido en grasas antes y después de la depuración para los meses de Septiembre a Diciembre de 1988. Las barras sobre las columnas indican el intervalo de fiabilidad del 95%.

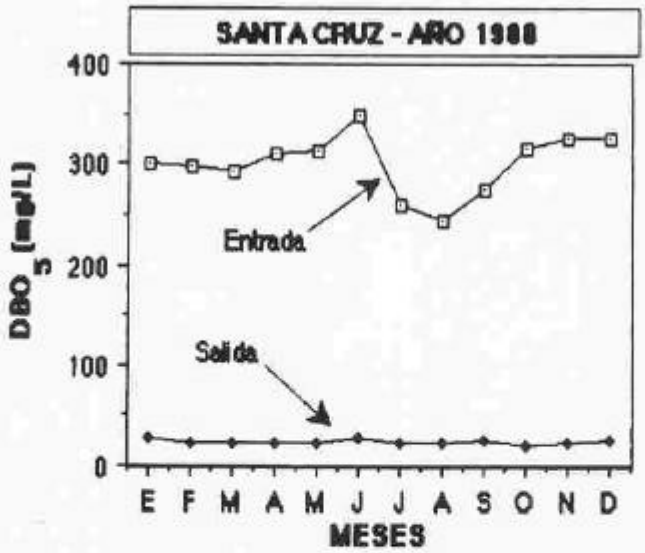

Fig.7: Valores medios mensuales de la demanda biológica de oxígeno (DBO_5) para la depuradora de Santa Cruz a lo largo de 1988.

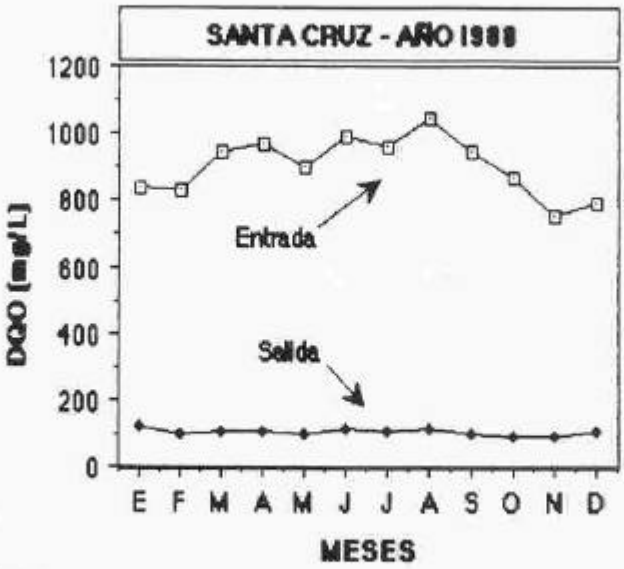

Fig.8: Valores medios mensuales de la demanda química de oxígeno (DQO) para la depuradora de Santa Cruz a lo largo de 1988.

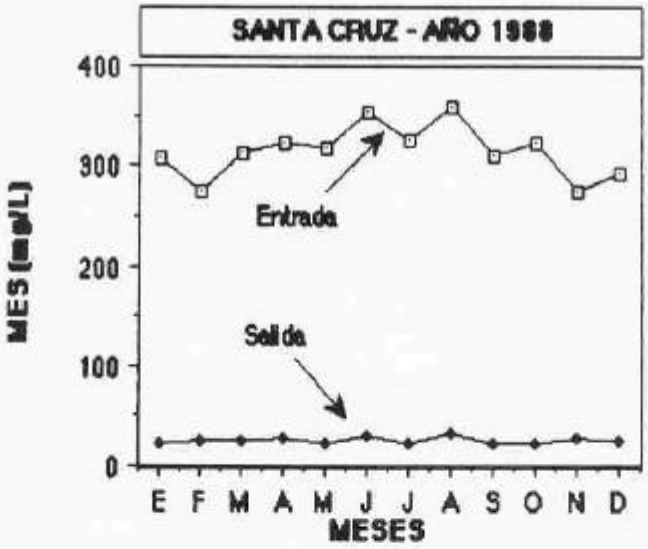

Fig.9: Valores medios mensuales de los materiales en suspensión (MES) para la depuradora de Santa Cruz a lo largo de 1988.

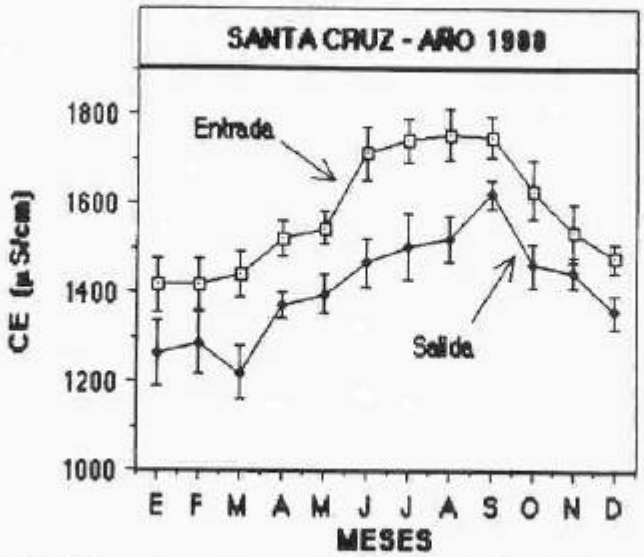

Fig.10: Valores medios mensuales de la conductividad eléctrica (CE) para la depuradora de Santa Cruz a lo largo de 1988. Las barras indican el intervalo de fiabilidad del 95%.

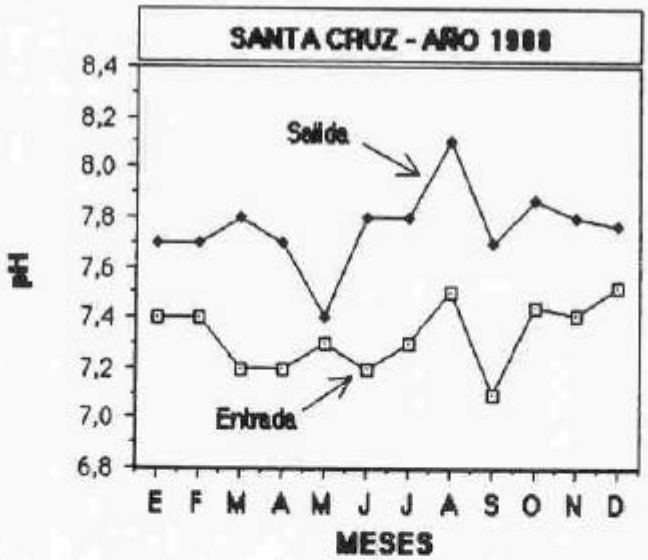

Fig.11: Valores medios mensuales del pH a la entrada y a la salida de la depuradora de Santa Cruz a lo largo de 1988 .

3.5. Referente a la eliminación de microorganismos por los distintos tratamientos

En el capitulo 6 (problemas de salubridad)se describe más pormenorizadamente este aspecto. Aquí cabe decir que en la sedimentación primaria se eliminan alrededor de un 50%- 90% de los quistes y los parásitos, pero sólo un 25% de las bacterias. El tratamiento secundario de lodos activos puede eliminar hasta un 90% de las bacterias y el 80%-90% de los virus. Otros tipos de tratamientos secundarios como los biodiscos o los lechos bacterianos, no parecen ser tan eficaces eliminadores de microorganismos (Crook, 1985).

Sin embargo, debe quedar claro que con los tratamientos primario y secundario no se consiguen eliminar absolutamente todos los microorganismos del agua a no ser que se desinfecte adecuadamente después de los tratamientos.

4. LA CALIDAD DEL AGUA DEPURADA

En este capítulo se analizan los aspectos químicos de la calidad del agua depurada que afectan a su reutilización en regadíos: suelos, cultivos, instalaciones de riego y estanques.
Como se ha visto en el capítulo anterior la composición química del agua depurada depende mayormente de la calidad del agua residual bruta y por lo tanto de la calidad del agua de abasto.
Los criterios para la evaluación de la calidad del agua depurada utilizada para regadíos son los mismos que para las aguas no residuales.

4.1 Efectos en el suelo y en las plantas

4.1.1. Permeabilidad de suelos

a) Por exceso de sodio:

El exceso de sodio en el agua de riego produce un colapso de la estructura del suelo reduciéndose así la permeabilidad del suelo.

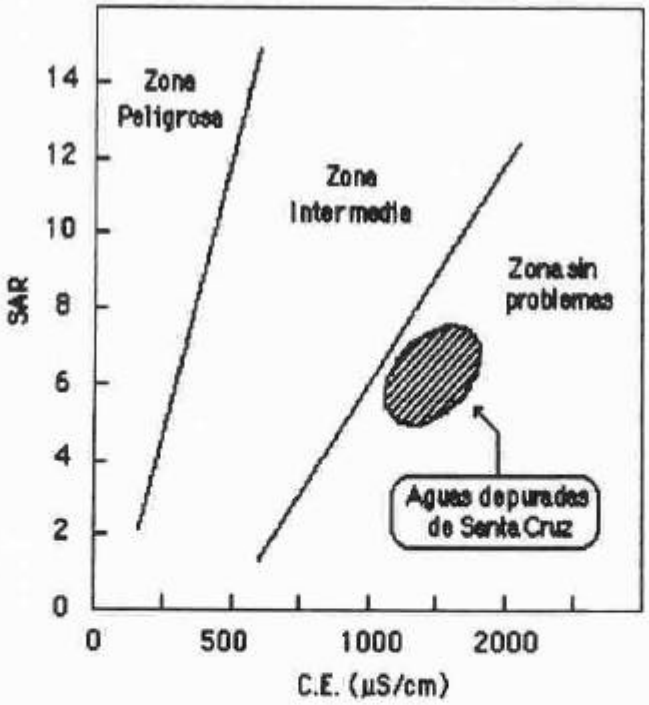

Fig.12: Efecto de contenido en Sodio (SAR) y de la conductividad del agua (CE) (µS/cm) en la permeabilidad del terreno. La elipse indica la situación de las aguas depuradas de Sta. Cruz.
Fuente: Adaptado de Westcot y Ayers, (1985)

La Fig.15 presenta los criterios que se utilizan para la clasificación de las aguas según su peligrosidad para crear problemas de permeabilidad en el suelo. Como puede verse las aguas residuales de Santa Cruz no deben causar problemas. Experiencias de riego con estas aguas corroboran esta afirmación (González de Chávez, no publicado). Las aguas depuradas de La Laguna son similares a las de Santa Cruz por lo que no deben causar tampoco problemas de permeabilidad en los suelos.

b) Por materia en suspensión

El contenido de materia orgánica en suspensión puede también causar problemas de obturaciones en los poros del terreno y con ello llegar a disminuir la conductividad hidráulica del mismo. Se ha demostrado que este problema puede ocurrir en las capas más superficiales del terreno a concentraciones de MES de 30-90 mg/L en el agua de riego (Vinten et al., 1983). El problema es más grave en los terrenos de estructura fina que en los de estructura arenosa. Dado que el agua de Santa Cruz tiene una media de 43 mg/L es de esperar ligeros problemas a este respecto. Sin embargo un raspado de la superficie del terreno debería bastar para solucionar el problema ya que generalmente es sólo un problema superficial. Los materiales finos pueden también llegar a crear una capa de asentamiento a la profundidad donde lleguen regularmente el agua de los riegos.

4.1.2. Salinidad

La salinidad implica un aumento de la presión osmótica del agua en el suelo y una disminución de las disponibilidades de agua para la planta. Como se ha podido ver en el capítulo anterior el contenido en sales disueltas disminuye poco con la depuración.

La Fig. 16 presenta los valores medios mensuales de la conductividad eléctrica (C.E.) para las aguas depuradas de Santa Cruz en los últimos tres años y medio. La estacionalidad de los valores de CE, con niveles más altos en verano que en invierno, es debido a la utilización de los pozos salinizados de Anaga. Aparte de la estacionalidad en la Fig. 16, se nota una tendencia creciente a lo largo de los años. La relación directa entre la conductividad y el contenido en ión cloruro del agua se ilustra en la Fig.17.

La Tabla 16 presenta los criterios internacionales para la evaluación de las problemas de salinidad. De acuerdo con estos criterios y los valores de la Fig.16 los problemas de salinidad son moderados. Sin embargo para cultivos sensibles a la salinidad como el plátano, los cítricos y el aguacate valores superiores a 1400 µS/cm causan reducciones en la cosecha sobre todo en los riegos por aspersión y a manta. Esto implica que en el proyecto de reutilización con el agua de Santa Cruz se deben considerar dotaciones de riego que cubran los requerimientos de lavado de los suelos para asi evitar la salinización de los mismos.

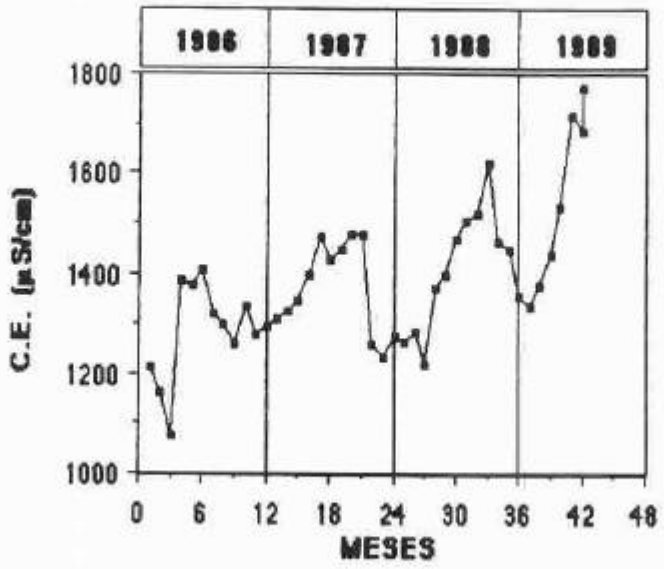

Fig.13: Media mensual de la conductividad eléctrica (CE) del agua depurada de Santa Cruz desde Enero 1986 hasta Julio 1989.

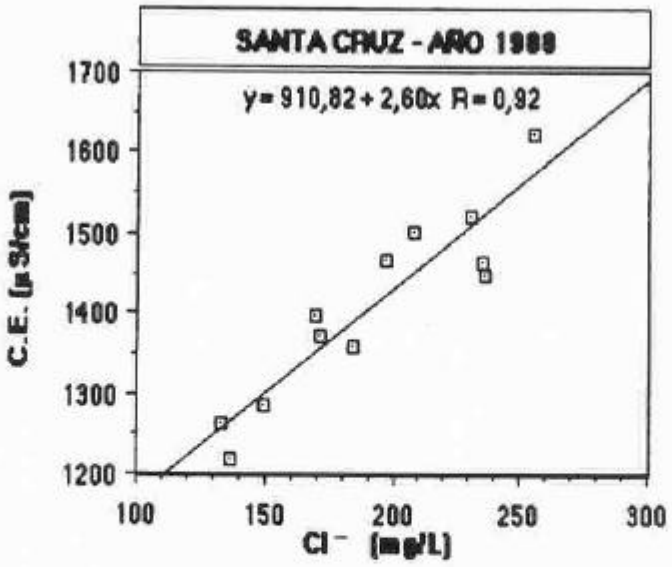

Fig.14: Relación entre la conductividad eléctrica (CE) y el contenido en ión cloruro del agua depurada de Santa Cruz.

4.1.3. Peligro de sodificación del suelo

Una de las preguntas específicas que surge con la reutilización es como afectará la combinación de los iones $NH4^+$, K^+, $HCO3^-$ y los residuos orgánicos presentes en el agua residual la sodicidad del suelo. La presencia de $NH4^+$(aprox. 43 mg/L en S/C de Tenerife) y K^+ (aprox. 25 mg/L en S/C de Tenerife) en el agua residual puede causar la desabsorción de Ca y Mg intercambiable del suelo lo que haría disminuir el SAR (índice de absorción de sodio) de la solución del suelo. Por el contrario, la presencia de CO_3H^- (aprox. 310 mg/L) puede hacer aumentar la precipitación de $CaCO_3$ en lo que supondría un aumento del SAR de la solución del suelo. Por otro lado, los residuos orgánicos pueden enmascarar con una solubilidad aparente el carbonato precipitado lo que a su vez afectaría el SAR de la solución del suelo (Levy et al., 1985). Trabajos de Sposito et al. (1978) indican también que los iones Ca^{++} eran atrapados por los ácidos húmicos procedente de los lodos de aguas residuales. Generalmente se asume que las arcillas tienen igual preferencia por el $NH4^+$ que por el K^+ (Nommik y Vahtras, 1982). La preferencia por K^+ es frecuentemente un orden de magnitud superior a la de Na^+; es función del grado de saturación del complejo de cambio del suelo especialmente a bajas niveles de saturación con K^+, y es función también de la composición mineralógica del suelo. La precipitación de $CaCO_3$ en suelos salinos y sódicos ha sido bastante estudiada en los últimos años (Levy, 1984) pero no se ha llegado a cuantificar bien el proceso. Levy et al. (1986) concluyeron, después de un estudio sobre la sodicidad de distintos tipos de suelos regados con aguas residuales, que el efecto perjudicial del Na es menor en las aguas residuales por la presencia de $NH4^+$ y K^+y por la mayor solubilidad aparente del $CaCO_3$.

El índice de absorción de sodio (SAR) de las aguas depuradas de Santa Cruz es lo suficientemente alto para causar exceso de sodio en el suelo en 4 ó 5 años (Hernández Suárez, 1983;1984) y toxicidad en los cultivos. Para evitar esto deberá aportarse periodicamente yeso (min. 300 g/m^2 y año).

Es de suponer también que la pérdida de Ca y Mg del terreno por intercambio con amoníaco y potasio llegará a afectar la productividad de los terrenos. Aunque el contenido en Mg de las aguas de Tenerife es alto, el de Ca no lo és. Es esta pués también otra razon para tener que aplicar yeso continuamente.

4.1.4. Toxicidad específica de iones:

La Tabla 16 presenta los criterios internacionales para evaluar la toxicidad específica de iones.

TABLA 16: Criterios para la interpretación de la calidad del agua para riego.

Problema potencial	Grado de restricción en el uso			Media de S/C[a] 1988
	Ninguno	Ligero a Moderado	Severo	
Salinidad (afecta la disponibilidad de agua para el cultivo)				
CE (µS/cm ó µmhos/cm)	<700	700-3000	>3000	1410
SDT (mg/L)	<450	450-2000	>2000	950
Toxicidad específica de iones (afecta a cultivos sensibles)				
Absorción radicular (manta y goteo)				
Sodio (Na^+) (SAR)	<3	3-9	>9	6.2
Cloro (Cl^-) (mg/L)	<140	140-350	>350	190
Boro (B^{3+}) (mg/L)	<0.7	0.7-3.0	>3.0	<1.0[b]
NH_4^+-N (mg/L) (cultivos sensibles)	<5	5-30	>30	43
Absorción foliar (aspersión)				
Sodio (Na^+) (mg/L)	<70	>70		200
Cloro (Cl^-) (mg/L)	<106	>106		190
NO_3-N (mg/L)	<90	90-520	>520	<10
Bicarbonato (HCO_3^-) (mg/L)	<90	90-500	>500	310
Cloro residual (mg/L)	<1.0	1.0-5.0	>5.0	0.3

[a] Datos de la depuradora de Santa Cruz.
[b] Estimado
Fuente: Adaptado de Westcot y Ayers (1985)

Los criterios de la Tabla 16 indican que las aguas depuradas de Santa Cruz son moderadamente salinas y que crearán moderados problemas a los cultivos por salinización de los suelos y toxicidad específica de los iones sodio, cloro y amoníaco.

En la Tabla 17 se presentan los valores límites de cloruro en el agua que son necesarios para que no aparezcan daños en las hojas de una serie de cultivos importantes para Tenerife . De los valores de

la Tabla 17 y de la Fig.17 se deduce que la conductividad del agua residual no debería sobrepasar los 1500 µS/cm para que no cause problemas serios a los cultivos. Como puede verse en la Fig.16 la conductividad del agua se acerca a los 1500 µS/cm en verano, aunque en 1989 se sobrepasa este valor la mayoría de los meses. Es evidente que si no se controla la proporción de agua procendente de los pozos salinizados, los problemas de salinidad y de toxicidad de cloruros serán importantes.

TABLA 17: Tolerancia al cloruro de varios frutales

Cultivo	Patrón	Concentración máxima permisible de Cl sin daño en las hojas (mg/L)
Aguacate (*Persea americana*)		
	West Indian	180
	Guatemalteco	145
	Mejicano	110
Cítricos (*Citrus* spp.)		
	Mandarina y lima	600
	Mandarina, limon y tanguelo	355
	Naranja dulce	250
Vid (*Vitis* spp.)	Distintos patrones	700-960
Plátano[a] (*Musa cavendish*)		220
Papaya[a] (*Carica papaya*)		300
Tomate[a] (*Lycopersicon lyc.*)		600

[a] Estimaciones del autor
Fuente: Westcot y Ayers (1985)

4.1.5. Microelementos

La Tabla 18 presenta los valores máximos que se recomiendan en las aguas de riego comparados con los datos que se tienen de las aguas depuradas de Santa Cruz.

Tabla 18: Concentraciones máximas de microelementos en el agua de riego

Elemento	Valor Máximo (mg/L)	Problema con altas concentraciones	Media de S/C[a] (mg/L)
Aluminio (Al)	3.4	Puede reducir la cosecha en suelos con pH < 5.5.	sd[b]
Arsénico (As)	0.07	Toxicidad varía ampliamente de 12 mg/L para hierba de Sudan a 0.5 mg/L en el arroz.	sd
Berilio (Be)	0.07	Toxicidad a las plantas varía de 5 mg/L para el kale a 0.5 mg/L en las judías.	sd
Cadmio (Cd)	0.007	Tóxico para las judías, remolacha y nabo. Se acumula en el suelo y en las plantas.	0.002
Cobalto (Co)	0.0035	Tóxico para el tomate a 0.1 mg/L en solución nutritiva. Tiende a ser inactivado en suelos neutros y alcalinos.	0.0017
Cromo (Cr)	0.07	No se conoce el valor tóxico para las plantas.	0.032
Cobre (Cu)	0.14	Tóxico para una serie de plantas a 0.1-1 mg/L en solución nutritiva.	0.048
Fluor (F)	0.7	Inactivado en suelos neutros y alcalinos.	2.0[c]
Hierro (Fe)	0.35	No es tóxico para las plantas aunque puede llegar a acidificar el suelo.	0.18
Litio (Li)	1.69	Tolerable por la mayoría de los cultivos hasta 5 mg/L; móvil en el suelo. Tóxico para cítricos a niveles bajos (> 0.075 mg/L). Actúa como el Boro.	sd
Manganeso (Mn)	0.14	Tóxico generalmente en suelos ácidos.	0.047
Molibdeno (Mo)	0.007	No es tóxico para plantas en las concentraciones normales de las aguas.	sd
Niquel (Ni)	0.14	Tóxico a una serie de plantas entre 0.5 y 1.0 mg/L; menos tóxico en suelos alcalinos.	0.01

Table 18: continuación

Plomo (Pb)	0.35	Tóxico para las plantas a fuertes concentraciones.	0.01
Selenio (Se)	0.014	Tóxico para algunas plantas a concentracionces hasta de 0.025 mg/L.	sd
Estaño (Sn)	---	No absorbido por las plantas. Se desconoce la tolerancia.	sd
Titanio (Ti)	---	Igual que el estaño.	sd
Tungsteno (W)	---	Igual que el estaño.	sd
Vanadio (V)	0.07	Tóxico para muchas plantas a relativamente bajas concentraciones.	sd
Zinc (Zn)	0.14	Toxicidad para plantas varía ampliamente; Toxicidad menor a pH>6.0 y en suelos de textura fina o ricos en materia orgánica.	0.07

[a] Datos para Tenerife de Pérez García (no publicados) y Rodríguez Ruiz y Hernández Abreu (1982)
[b] sd= sin datos
[c] estimado
Fuente: Adaptado de Westcot y Ayers (1985)

El grado de contaminación causado por los microelementos o minerales pesados puede evaluarse a través de las directivas de la CEE para la aplicación de lodos de las depuradoras. La Tabla 19 presenta estos cálculos.

En la Tabla 20 aparecen los datos de un estudio similar hecho a partir de los límites que se barajan en California (USA) .

De ambas tablas se deduce que el peligro de contaminación de los suelos con minerales pesados por regar con las aguas depuradas de Santa Cruz es muy bajo.

Tabla 19: Concentraciones de microelementos (minerales pesados) en el suelo después de un año de riego con las aguas depuradas de Santa Cruz[a], aplicación máxima por año autorizada por la CE, concentraciones máximas en el suelo de microelementos autorizadas por la CEE y número de años de regadíos con aguas depuradas de Santa Cruz para alcanzar el valor máximo permitido por la CEE.

Elemento	Aplicación después de un año de riego (Kg/ha/año)	Límite CEE para aplicación por año [c] (Kg/ha/año)	Concentración máxima autorizada en el suelo (CEE)[c] (Kg/ha)		Años de riego con las aguas depu. para alcanzar límite CEE (Años) [b]
			pH<7	pH>7	
Cd	0.036	0.15	3.9-11.7	20	325
Cu	0.828	12.0	195-400	600	483
Ni	0.180	3.0	117-293	500	1627
Pb	0.200	16.6	195-1175	1500	5875
Zn	1.260	30.0	585-1175	1500	932

[a] Valores calculados a partir de un consumo de 18.000 m^3/ha y año y los datos de la Tabla 18.
[b] Valores calculados a partir del valor máximo de la columna 3 y pH<7.
[c] Directiva del Consejo 86/278/CEE.

Tabla 20: Tiempo que tardarían los suelos regados con aguas residuales en alcanzar los límites de concentración de minerales pesados.

Elemento	Concentración típica agua dep. Santa Cruz (mg/L)[a]	Aplicación por año a 1.8 L/m2 y año (kg/ha)	Límite de concentración [b] kg/ha a suelos con CIC [c]			Tiempo en años para alc. límite con CIC		
			<5	5-15	>15	<5	5-15	>15
Cd	0.002	0.036	5	10	20	139	278	556
Cu	0.048	0.864	125	250	500	145	290	580
Ni	0.01	0.180	125	250	500	694	1388	2776
Pb	0.02	0.360	500	1000	2000	1389	2777	5555
Zn	0.07	1.260	250	500	1000	198	396	792

[a] De acuerdo con los datos de la Tabla 18.
[b] Valores estimados para pH>6.5 .
[c] CIC=Capacidad de intercambio catiónico (meq/100g)
Fuente: Page y Chang (1985)

4.1.6. Concentraciones de N,P y K en el agua depurada de Santa Cruz.

Las concentraciones de N, P y K en las aguas depuradas de Tenerife son algo superiores a las que normalmente se indican en la literatura . Se desconoce el porqué de estos altos valores y queda fuera del marco de este trabajo desarrollar sobre este tema.
La Tabla 21 presenta las concentraciones medias de N, P y K en las aguas depuradas de Santa Cruz.

TABLA 21: Concentraciónes medias de Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Potasio (K) en las aguas depuradas de Santa Cruz.

Elemento	Concentración (mg/L)	Intervalo de fiabilidad (95%)
N	43	±4
P	15	±3
K	25	±5

Fuentes: Rodríguez Ruiz y Hernández Abreu (1982)
González de Chávez (no publicados)
Pérez García et al. (1988)

4.2. Efectos en las instalaciones

4.2.1. Eutrofización de los estanques

El desarrollo de algas y otros microorganismos en los estanques produce una series de problemas como obturaciones de filtros e instalaciones de riego y malos olores. La producción de fitoplancton depende de las llamadas condiciones tróficas del agua: temperatura, contenido en nutrientes (sobre todo N y P) y contenido en materia orgánica.
La Tabla 22 presenta las expectativas de producción de fitoplancton según el tipo de agua. Como puede comprobarse, y de acuerdo con los valores de N y P presentados en la Tabla 21, los embalses con aguas depuradas de Santa Cruz tendrán características hipereutróficas, lo que significa que el desarrollo de algas será muy considerable. Esto ha podido ser corroborado por el autor en experimentos hechos en la depuradora de Santa Cruz . Las algas que más se desarrollaron en este experimento fueron las chlamydomonas que aunque son típicas de las aguas contaminadas no se considera que causen problemas graves de obturaciones en los filtros, ni de olores fuertes.
Uno de los algicidas más corrientes es el sulfato de cobre. La dosis que se recomienda oscila entre un 0.1 y un 0.5 mg/L (Tabla 6 y Tabla 24). Sin embargo uno de los problemas del sulfato de cobre es que

tiende a precipitar a medida que el agua es más alcalina (pH mayor que 7). En Tenerife el pH del agua residual oscila entre 7 y 8 (Fig.10). La Fig.15 presenta el diagrama simplificado de la solubilidad del cobre según el pH. En el gráfico se indica el rango de pH de las aguas residuales (Fig.11). A un pH de 7.1 se puede lograr hasta 2.0 mg/L de cobre soluble. Por el contrario a pH 8.3 sólo se alcanza 0.4 mg/L de solubilidad.

Por lo tanto el sulfato de cobre puede ser en principio un eficaz algicida para la mayoría de los casos.

TABLA 22: Características de producción de fitoplancton y parámetros relacionados con la eutrofización de embalses y lagos.(Datos a 20°C)

	Productividad primaria media[a] ($mg\ C \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$)	Densidad de fitoplancton (cm^3/m^3)	Biomasa de fitoplancton ($mg\ C/m^3$)	Total-P (µg/L)	Total N (µg/L)	Coef. de ext. de luz (n/m)
Oligotrófico	50-300	1-2	20-100	<5	<300	<1
Mesotrófico	250-1000	3-5	100-300	10-30	300-600	0.1-2
Eutrófico	>1000	5-10	300-600	30-5000	$600-2x10^4$	0.5-4
Hipereutrófico	>1000	>10	>600	>5000	$>2x10^4$	0.5-5

[a] Se refiere aproximadamente a la productividad neta, tal y como se mediría con el metodo del ^{14}C.
Fuente: Adaptado de Wetzel, (1975).

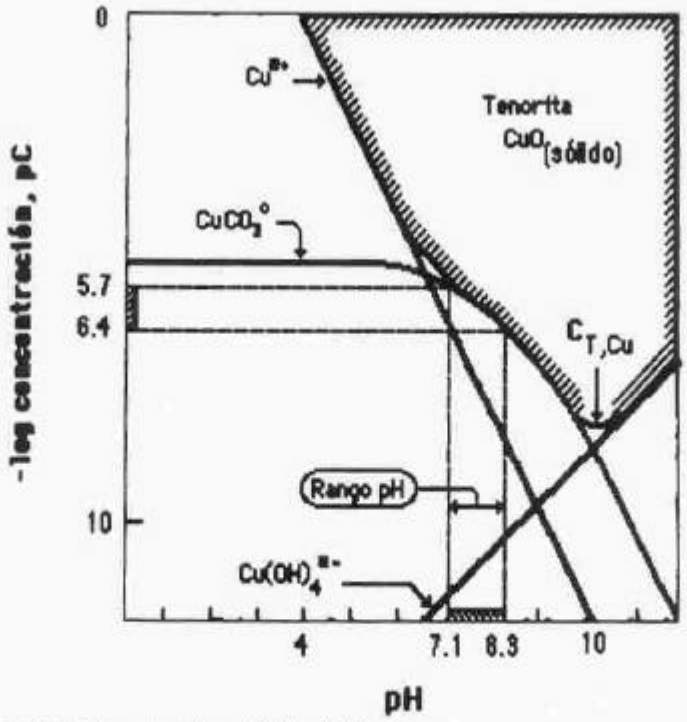

Fig.15: Diagrama de solubilidad del cobre.
pC= 5.7 equivale a 2.0 mg/L; pC= 6.4 equivale a 0.4 mg/L.

4.2.2. Obturaciones en los filtros y sistemas de riego por goteo.

Los peligros de obturaciones amenazan frecuentemente los filtros e instalaciones de riego por goteo. La Tabla 23 presenta algunas condiciones de las aguas que restringen el uso de las mismas. Como puede deducirse de esta tabla las aguas depuradas de Santa Cruz pueden usarse directamente en el riego por goteo sin que surjan problemas de obturaciones. Los trabajos de González de Chávez (no publicados) corroboran esta afirmación.

Sin embargo, dada la riqueza de nutrientes del agua depurada aparecerán rapidamente algas en las aguas superficiales de los embalses. La Tabla 24 lista las algas más importantes que causan problemas de obturaciones en los filtros e instalaciones de riego por goteo.

Tabla 23: Potencial de obturaciones de un agua de riego para un sistema de riego por goteo.

Tipo de problemas	Posible restricciones al uso			Media Santa Cruz
	Ninguna	Ligeras a moderadas	Grave	
FISICO:				
Materias en suspensión (mg/L)	<50	50-100	>100	60
QUIMICO				
pH	<7	7.0-8.0	>8	7.8
Sólidos disueltos (mg/L)	<500	500-2000	>2000	950
Manganeso (mg/L)[a]	<0.1	0.1-1.5	>1.5	0.05
Hierro (mg/L)	<0.1	0.1-1.5	>1.5	0.18
Acido sulfhídrico (mg/L)	<0.5	0.5-2.0	>2.0	sd
BIOLOGICOS				
Población bacteriana (Nr. max/mL)	$<10^4$	10^4-$5x10^5$	$>5x10^5$	10^4

[a] Toxicidad en las plantas ocurre antes que los problemas de obturaciones en el goteo. Véase Tabla 18.
Fuente: Adaptado de Nakayama, (1982).

TABLA 24: Algas que causan problemas deobturaciones en los filtros y dosis de sulfato de cobre y cloro necesarias para eliminarlas.

Especies		Dosis de Sulfato de cobre	Dosis de Cloro
Anabaena flos-aquae	Azules	0.1-0.5	0.5-1.0
Anacystis dimidiata	Azules	sd	sd
Asterionella formosa	Azules	0.1-0.5	0.5-1.0
Oscillatoria princeps	Azules	0.2-0.5	1.1
Oscillatoria chalybea	Azules	0.2-0.5	1.1
Oscillatoria splendida	Azules	0.2-0.5	1.1
Rivularia dura	Azules	sd	sd
Chlorella pyrenoidosa	Verde	sd	sd
Palmella mucosa	Verdes	sd	sd
Sprirogyra porticalis	Verdes	0.1-0.3	1.0-1.5
Dinobryonertularia	Marrones	0.2	0.3-1.0
Trachelomonas crebea	Marrones	sd	sd
Closterium moniliferum	Diatomea	sd	sd
Clyciotella meneghiniana	Diatomea	sd	sd
Cymbella ventricosa	Diatomea	sd	sd
Diatomea vulgare	Diatomea	sd	sd
Fragilaria crotonensis	Diatomea	0.1-0.3	-
Melosira granulata	Diatomea	0.2	2.0
Navicula graciloides	Diatomea	0.1-0.3	-
Synedra acus	Diatomea	0.1-0.5	0.5-1.0
Tabellaria flocullosa	Diatomea	0.1-0.5	0.5-1.0
Tribonema bombycinum	Diatomea	sd	sd

Fuente: Adaptado de Palmer, (1959) y Hale, (1930).

4.2.3. Corrosión

Para calcular el carácter corrosivo o incrustante del agua residual se utilizaron los índices de Langelier y de Ryznar para los valores medios del agua depurada de Santa Cruz. Los índices de Langelier y de Ryznar se obtienen a partir del pH del agua y el pH de equilibrio con $CaCO_3$ sólido (Tchobanoglous y Schroeder, 1985). Los resultados aparecen en las figuras 17 y 18. Los datos del agua depurada proceden de datos de la depuradora para 1983 y 1984 (González de Chávez, no publicado; Pérez García, 1985). El índice de Langelier oscila entre -0.41 y -0.17 y el de Ryznar entre 7.5 y 8.14. Ambos índices demuestran que las aguas depuradas de Santa Cruz son corrosivas.

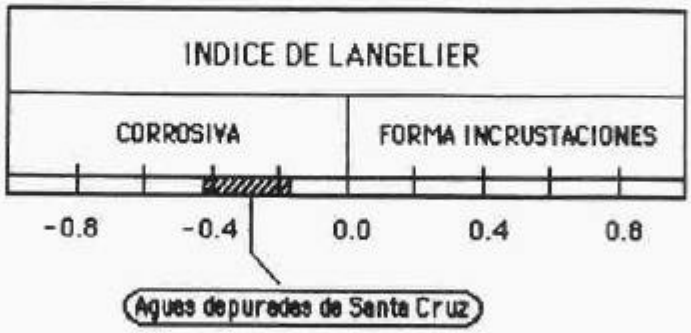

Fig.16: Indice de Langelier de las aguas depuradas de Santa Cruz

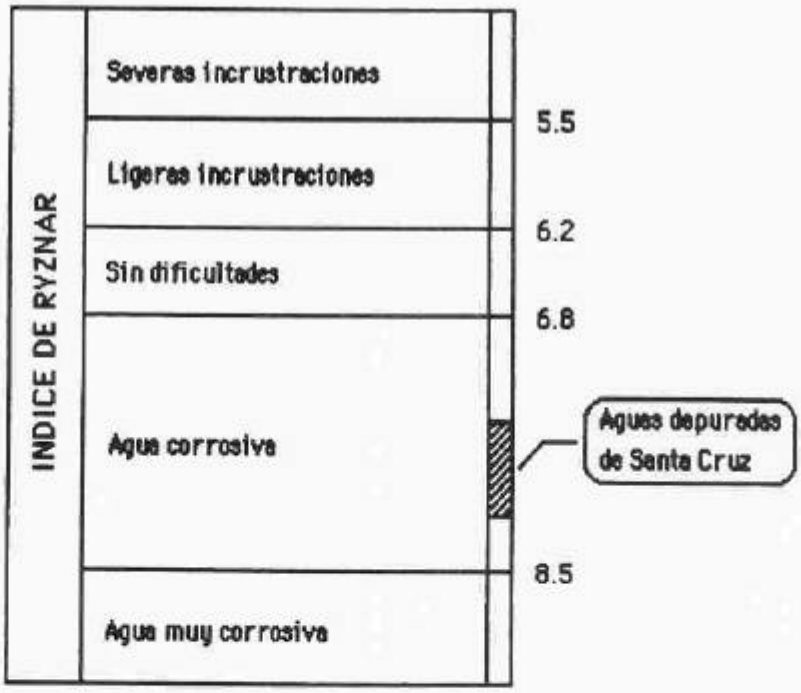

Fig.17: Indice de Ryznar para las aguas depuradas de Santa Cruz.

4.2.4. Efectos de las bacterias

Las bacterias pueden jugar un papel importante en la corrosión de las conducciones. Las bacterias crean microzonas donde la extrema acidez o la alta concentración de iones corrosivos pueden crear problemas. Aunque se sabe que las bacterias ferruginosas (*Gallionella* y *Sphaerotilus lepothrix*) y las sulforeductoras (*Desulfovibrio desulfuricans*) causan graves problemas, en las juntas de la tuberias sobre todo, no se ha podido cuantificar correctamente los procesos que afectan la presencia de estas bacterias en el agua (J. Montgomery, 1985). Si se sabe sin embargo que, manteniendo el agua desinfectada, se reduce la corrosión.

Por otro lado, debe tenerse en cuenta que el cloro residual puede causar problemas de corrosión en las conduciones de hierro o acero. Se ha demostrado que una concentración de cloro residual superior a 0.5 mg/L puede empezar a causar corrosión en tuberías de este tipo (Larson, 1975).

La Tabla 25 lista algunas de las bacterias más importantes que causan alteraciones considerables en la calidad del agua.

TABLA 25: Género de algunas bacterias asociadas con efectos en la calidad del agua en los sistemas de distribución

Genero	Posible Problema
Arthrobacter	Producción de color (porfirinas). Formación de mucílago
Bacillus	Reducción de nitrato; posible indicador de corrosión.
Beggiatoa	Agua "roja", oxidación de azufre
Crenothrix	Agua "roja" (bacteria ferruginosa)
Desulfovibrio	Corrosión; producción de anhidrido sulfuroso (agua "negra")
Gallionella	Agua "roja" (bacteria ferruginosa)
Leptothrix	Agua "roja" (bacteria ferruginosa)
Methylmonas (*Methanomonas*)	Oxidación de metano
Micrococcus	Reducción de nitratos; corrosión
Nitrobacter	Producción de nitratos; posible corrosión y formación de mucílago
Nitrosomonas	Producciónde nitratos; posible corrosión y formación de mucílago
Sphaerotilus	Agua "roja" (bacteria ferruginosa)
Thiobacillus	Corrosión y producción de mucílago

Fuente: National Research Council (1982) y Larson (1966).

5. NUTRICION VEGETAL Y RIEGO

El uso del agua residual urbana depurada en regadíos es a la vez práctico y seguro, siempre que el aporte de nutrientes no exceda la capacidad de retención del suelo y las necesidades nutricionales de los cultivos.

Para evaluar la fertilización de los cultivos regados con agua residual depurada hay que considerar principalmente el tipo de cultivo, el tipo de suelo y el tipo de riego.

Un problema básico del manejo del agua residual en cultivos comerciales, aparte de los de salinidad y de toxicidad específica de iones cloruro o sodio, es el manejo de los abonos NPK. Como se indica en la Tabla 21, el contenido en nitrógeno de las aguas depuradas de Santa Cruz oscila entre 39 y 47 mg/L, el contenido en fósforo está alrededor de los 15 mg/L y el potasio alrededor de 25 mg/L. Esto implica que las fórmulas tradicionales de abonado deben ser rectificadas para compensar el NPK que las plantas están recibiendo continuamente con el agua.

Aparte del problema agronómico que supone la fertilización y manejo de un agua de estas características, la contaminación de las aguas subterráneas producida por el continuo aporte de nitrógeno supone un problema grave para ciertas zonas de regadío. La contaminación de los aquíferos con nitratos pueden llegar a ser un problema grave que daña las fuentes de agua potable. En el caso de Tenerife este problema no se considera tan alarmante, ya que las fuentes de agua están en la zonas altas de la isla mientras que los proyectos de reutilización están en las zonas costeras bajas.

En este capítulo se resumen las transformaciones del nitrógeno y del fósforo en el suelo y se analizan los balances cuantitativamente para ambos elementos y para el potasio. A partir de estos valores y de la demanda de los cultivos se elaboraron las fórmulas de abonado para algunos de los cultivos más importantes de las zonas costeras de Tenerife. Parte de la información aquí presentada se ha recogido del trabajo de Broadbent y Reisenauer (1985).

5.1. Nitrógeno:

5.1.1. Formas del nitrógeno en el agua residual depurada:

El nitrógeno en estas aguas puede estar en forma amoniacal (NH_4^+-N), nítrica (NO_3^--N)u orgánica (Org-N). La forma amoniacal es la más abundante, generalmente más del 80%.

La fracción orgánica puede ser soluble o en pequeñas partículas que forman una mezcla compleja que incluye aminoácidos, aminoazúcares y proteínas. La fracción orgánica pasa rápidamente a convertirse en amonio por la acción de microorganismos, bien del agua residual o del suelo donde se riega. La transformación es más rápida en el suelo que en el agua. En las aguas residuales urbanas no

contaminadas con residuos de fábricas procesadoras de alimentos el contenido de nitrógeno orgánico es generalmente menos de la mitad. EL nitrato aparece con los tratamiento que incluyen procesos aerobios como por ejemplo en el de lodos activos (Santa Cruz). Aquí parte del amonio (entre un 5% y un 40%) puede llegar a ser convertido en nitrato por la acción de las bacterias nitrificantes. En estos caso el nitrógeno en forma de nitrato puede alcanzar de 3-25 mg/L.
La figura 18 ilustra de forma aproximada las proporciones de las distintas formas del nitrógeno en el agua residual depurada.

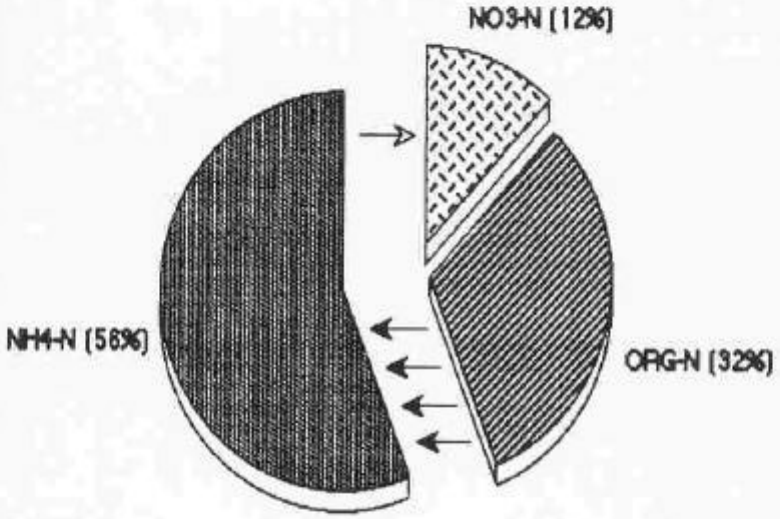

Fig.18: Proporciones aproximadas de las distintas formas de nitrógeno en el agua residual depurada. Flechas indican la dirección de los procesos de transformación.

5.1.2. La retención de nitrógeno en el suelo

Un poco de amonio se puede perder por volatilización cuando el pH del agua depurada es mayor de 7. Otro poco puede ser absorbido por los minerales arcillosos o coloides del suelo. Por ejemplo, un riego a manta (75 L/m2) con un agua depurada con un contenido en NH_4^+-N de 50 mg/L aplicada a un suelo ligeramente arenoso (Capacidad de intercambio catiónico=10 meq/100g) satura sólo el 3.8% de la capacidad de intercambio del suelo. Sin embargo la acumulación de amoníaco en el suelo no suele ocurrir ya que la retención de amonio es temporal y sólo dura algunos días o semanas, ya que el amonio absorbido es transformado con cierta rapidez en nitrato por las bacterias nitrificantes. El

nitrato es muy móvil y es transportado fácilmente con el flujo de agua en el suelo. Sin embargo, la aplicación constante de volúmenes de agua altos, como los que se suelen aplicar en el riego por goteo en plataneras, sí implica que se puede llegar a saturar el suelo con amoníaco. En este caso los iones amonio bajarán con el agua de riego a profundidades considerables en el suelo.
También hay retención temporal de amoniaco por microorganismos cuando la cantidad de materia orgánica con bajo contenido en nitrógeno es alta. Por ejemplo cuando se aplica un compost mal fermentado o se entierra materia vegetal sin estiercol. En estos casos la retención de nitrógeno puede alcanzar entre 22 y 45 kg/ha. La inmovilización por microorganismos sólo ocurre normalmente durante las primeras 2-3 semanas de la descomposición.

5.1.3. Transformaciones del nitrógeno en el suelo

Org-N $\longrightarrow NH_4^+$: Esta transformación la realizan muchos tipos de microorganismos anaerobios y aerobios. Como se indicó más arriba se produce rápidamente en cuestión de días o semanas.

NH_4-N$\longrightarrow NO_3^-$: Transformación llamada nitrificación. Las bacterias, llamadas nitrificantes, que realizan esta transformación se encuentran universalmente en el suelo. La aplicación de aguas residuales ricas en amonio implicará una acumulación de bacterias nitrificantes en el suelo. La nitrificación ocurre rápidamente a no ser que las temperaturas sean muy bajas (< 10°C). La nitrificación oscila entre 6 y 78 kgN/ha·día. El nitrógeno aplicado en un riego a manta de 75 L/m2 con un contenido de 50 mg NH_4^+ /L es convertido en NO_3^- en una semana como máximo.

$NO_3^- \longrightarrow N_2O(gas)\longrightarrow N_2$ (gas): En suelos ricos de materia orgánica y bien húmedos esta transformación se realiza en las capas más superficiales del suelo (primeros 10 cm). Las pérdidas del nitrógeno en forma de gas aumentan con la frecuencia de riego. En suelos bien drenados y arenosos estas pérdidas son pequeñas (<5% del nitrógeno aplicado). En suelos algo menos arenosos y donde el agua se retenga un poco más las pérdidas pueden alcanzar entre un 10-20% del nitrógeno aplicado. En suelos arcillosos y con poca aireación las pérdidas pueden alcanzar hasta un 20-40% del nitrógeno aplicado. En riego por goteo donde el suelo esté constantemente húmedo y donde haya suficiente materia orgánica las pérdidas también puede estimarse en un 10%.

5.1.4. Volatilización de amoníaco:

En los casos de riego por aspersión sobre todo, cierta cantidad de amoníaco se puede perder directamente por volatilización, sobre todo si las aguas tienen un pH entre 7.5 y 8.5. En estos casos

las pérdidas no llegan a alcanzar el 20% del amoníaco aplicado (Henderson et al.,1955)

5.1.5. Extracción de nitrógeno por la planta:

Los cultivos no extraen todo el nitrógeno inorgánico existente en el suelo. La fracción asimilada depende del tipo de planta, la distribución de las raíces, estado vegetativo, movimiento de agua en el terreno y otros factores menos importantes. En riego por aspersión y manta la eficacia de aprovechamiento de N por los cultivos oscila entre un 35% y un 50% y rara vez supera el 50%. En riego por goteo esta eficacia llega a alcanzar el 65%-70% del N aplicado.
En casos donde el riego con agua residual es rica en amoníaco y los suelos son ricos en materia orgánica puede darse el caso de una acumulación del nitrógeo orgánico que actua como reserva de N en el suelo.
Las aplicaciones de N a largo plazo deben de compensar las cantidades que se retiran con la cosecha. En la Tabla 26 se presenta las cantidades de nitrogéno y fósforo que se retiran con la cosecha de distintos cultivos.

Tabla 26: Extracción de N y P por varios cultivos en relación con la cosecha.

Cultivo	Componente	Cosecha representativa (t /ha)	N-extraído	P-extraído
			kg/t	
Aguacate	fruta	5.2	8	-
Limón	fruta	26	4	-
Maíz	grano	9.0	33	6.8
	hojas y tallo	50.0	9	-
	rastrojos	4.0	21	2.3
Naranjo	fruta	16.0	5	-
Papaya[a]	fruta	45	4	-
Patatas	tubérculos	40	8	-
Plátano[b]	racimo	50	2	0.4
	tallo y hojas	69	2	0.4
Pomelo	fruta	22	4	-
Tomate	fruta	50	4	0.3
	hojas y tallo	60	3	0.4

[a] Estimaciones del autor.
[b] Baillon et al. (1933)
Fuente: Adaptado de Rauschkolb et al. (1979), Potash and Phosphate Inst. (1979)

5.1.6. Lavado del nitrógeno del suelo:

El lavado o lixivación de nitrógeno está relacionado con las dosis de riego y ocurre fácilmente cuando el nitrógeno está en forma nítrica (NO_3^--N). La cantidad de nitrógeno en forma de nitrato es directamente proporcional a la cantidad de nitrógeno en el agua residual.
La variabilidad espacial de la percolación en los suelos es muy alta y por lo tanto la evaluación de las pérdidas no es fácil de hacer, aunque sí puede asegurarse que las pérdidas son mayores en los suelos arenosos que en los arcillosos.

5.2. Fósforo

Asumiendo una concentración de fósforo (P) de 15 mg/L y una dosis anual de riego de 1.3 L/m2 y año (plataneras del sur con goteo) la aplicación anual sería de 195 kg/ha de P equivalentes a 447 k/ha de P2O5. Esta dosis es ligeramente superior a la empleada en los riegos por goteo en la zona sur de Tenerife.
El fósforo se acumula en los suelos, bien por reacciones de absorción o de precipitación o se pierde por erosión y lixivación. La mayoría del fósforo queda en el suelo y sólo una pequeña parte se lava (3% aprox.) (Hook, 1983).
La absorción depende principalmente de tres factores : la capacidad de absorción de fósforo del suelo (medida obtenida experimentalmente), la cantidad de P en el agua residual y el fósforo removido con la cosecha (Ryden y Pratt ,1980).

5.3. Potasio

Como se indicó más arriba el potasio es retenido por las arcillas e intercambiado por calcio, magnesio y/o sodio. Una vez llegado el punto de equilibrio con el agua residual la mayor parte del potasio permanecerá en la solución del suelo y será aprovechable por la planta.
La concentración de potasio en el agua residual varía entre 20 y 30 mg/L. En Tenerife, la cantidad de potasio que se emplea durante la "fertirrigación" de los cultivos varía entre 20 mg/L durante las fases de crecimiento y 50 mg/L durante la etapa de llenado de fruta. Por lo tanto, el agua depurada no alcanza estos valores por lo que tendría que ser enriquecida en potasio.

5.4. Los microelementos

Como se deduce de las Tablas 19 y 20 del capítulo anterior las concentraciones de microelementos en el agua depurada no son elevadas.

La Tabla 27 presenta las concentraciones aproximadas de algunos microelementos encontrados en el suelo y en la planta y su impacto en el crecimiento de las plantas.

Tabla 27: Concentraciones de algunos microelementos en el suelo y en la planta (µg/g) e impacto en el crecimiento vegetativo

Elemento	Concentración en el suelo [a]		Típica concentración en el tejido vegetal	Impacto en el crecimiento vegetativo[b]
	Rango	Típico	Rango	
As	0.1-40	6	0.1-5	No requerido
B	2-200	10	5-30	Requerimientos muy variable entre especies
Be	2-40	6	--	No requerido: tóxico
Bi	--	--	--	No requerido: tóxico
Cd	0.01-7	0.06	0.2-0.8	No requerido tóxico
Cr	5-3000	100	0.2-1.0	No requerido: baja toxicidad
Co	1-40	8	0.05-0.4	Requerido por legumbre a <0.2 ppm
Cu	2-100	20	2-15	Requerido a 2-4 ppm; tóxico a >20 ppm
Pb	2-200	10	0.1-10	No requerido; baja toxicidad
Mn	100-400	850	15-100	Requerido; toxicidad si Fe/Mn ≥10 o Mn>900 ppm
Mo	0.2-5.0	2	1-100	Requerido a <0.1 ppm; tóxico para tomate a conc. en el suelo >10 ppm
Ni	10-100	40	1-10	No requerido; tóxico >50 ppm
V	20-500	10	0.1-10	Requerido por algunas algas; tóxico a >10 ppm en sol. nutr.
Zn	10-300	50	15-300	Requerido; tóxico a >300 ppm

[a] Derivado de datos publicados por Bowen (1979), Allaway (1968), Lisk (1972), Page (1974), Chapman (1965), Childers (1966), Bergman y Neubert (1976).

[b] Concentraciones en base a tejido vegetal seco (70°C).

Entre los microelementos que comunmente se encuentan en las aguas residuales B, Cd, Cu, Mo, Ni y Zn son los que pueden considerarse como potencialmente más peligrosos para el cultivo si se aportan a las tierras de cultivo en exceso. Los problemas con los restantes microelementos son generalmente descartados por su atenuación química en el suelo, su infrecuente aparición y las

excepcionalmente bajas concentraciones que ocurren en las aguas residuales. Así, los microelementos Mn, Fe, Al, Cr, As, Se, Sb, Pb y Hg no deben causar ningún tipo de fitotoxicidad en los culti vos.

Las dosis anuales de Cu y Zn que se indican en las tablas 16 y17 son muy inferiores a las dosis empleadas corrientemente para corregir carencias. Por lo tanto es bastante improbable que lleguen a producirse toxicidades. Teniendo en cuenta que el Zn es un elemento deficitario en los suelos de Tenerife, estas pequeñas dosis sólo podran ser beneficiosas.

Muchas plantas absorben cadmio en lugar de zinc por lo que se recomienda que la razón Zn/Cd no debe ser inferior a 100. Sin embargo la razón de Zn/Cd en el agua residual de Santa Cruz es sólo de 35. A pesar de esto no es probable que ocurran problemas de toxicidad de cadmio dada las bajas concentraciones involucradas. Igualmente bajas son las concentraciones de Ni y Pb (Tabla 18).

Sólo un 30% del B es eliminado en los tratamientos de depuración secundarios. El B ha pasado a ser un problema en los ultimos años al haber sido sustituido en los detergentes parte de los polifosfatos por borax. Esto ha hecho aumentar considerablemente la concentración de B en el agua residual de algunos paises(Neary et al.,1975). Al no estar cargado el B es movible en el suelo y al contrario que otros microelementos como Cd, Cu, Ni, Zn, Pb, Cr, Fe, Mn, Se, Mo, As, Hg, Sb y Al que tienden a depositarse en la superficie del terreno depués de cada aplicación, el B sólo es absorbido ligeramente y atraviesa rápidamente el perfil. Aún así, el B puede pasar a ser tóxico a concentraciones relativamente bajas. Ciertos cultivos son afectados cuando la concentración en el agua de riego es de 0.5-1 mg/L (Neary et al.,1975). Cuando la concentración de B en el agua de riego es entre 1-2 mg/L sólo cultivos semitolerantes no sufren daños. En la Tabla 28 se listan algunos cultivos según su tolerancia al boro.

El Molibdeno es absorbido rápidamente por la planta que lo acumula. La disponibilidad de Mo aumenta con el pH. Aunque es esencial para la dieta de los animales puede ser tóxico para los rumiantes cuando la concentración en el pienso es mayor de 5 mg/kg. El Mo es tóxico para el tomate a concentraciones en el suelo superiores a 10 mg/kg.

Tabla 28: Tolerancia al boro de algunas plantas.

Muy sensible (<0.5 mg/L)	limonero
Sensible (0.5-1.0 mg/L)	aguacate naranjero melocotonero higuera caqui viña fresa trigo cebada judías girasol geranio
Moderadamente sensible (1.0-2.0 mg/L)	pimiento zanahoria patata pepino gladiolo
Moderadamente tolerantes (2.0-4.0 mg/L)	melón maíz col tabaco calabaza clavel oleandra
Tolerantes (4.0-6.0 mg/L)	tomate alfalfa perejil
Muy Tolerantes (6.0-15.0 mg/L)	algodón espárrago

Fuente: Maas (1986)

5.5. Abonado y riego del plátano:

De acuerdo con los datos de la Tabla 26 y la práctica se han estimado las dosis de abonado de nitrógeno y fósforo para la platanera .

En la práctica la dosis en riego por aspersión está alrededor de los 350±20 g N/mata y año lo que por ha se traduce en 570-610 kg N/ha y año dependiendo en la densidad de plantación. La concentración media de N en el agua residual de Santa Cruz (y posiblemente también de la La Laguna)

es de 43 mg/L. Las dosis de riego por aspersión varían entre 12000 m^3/ha y año en el norte a 18.000 m^3/ha y año en el sur. Esto implicaría una dosis de N anuales de 516 kg/ha en el Norte y 774 kg/ha en el sur. Puede concluirse pues que el nitrógeno aportado con el agua residual es suficiente para las necesidades del cultivo. En el riego por goteo las dosis anuales están alrededor de los 300±20 g N/mata y año lo que implica que la dosis por ha oscila entre 425 y 525 kg N/ha y año. Las dosis de riego por goteo varían entre 10.000 m^3/ha y año en el norte y 12.500 m^3/ha y año en el sur. Las cantidad de N que recibirían las plataneras regadas con agua residual en el norte sería de 430 kg/ha y año y en el sur de 538 kg/ha y año. Así pues las necesidades del cultivo en nitrógeno quedan cubiertas con el agua residual. Ha de notarse que las fórmulas de abonado para los plátanos tienen generalmente un 70% del nitrógeno en forma de nitrato aunque esto varía mucho de explotación a explotación. El nitrógeno del agua residual, sin embargo, es casi en un 80% amoniacal. Esto no debería perjudicar al cultivo, ya que la transformación a nitrato deberá ocurrir rápidamente, tal y como se indicó anteriormente. Además, en Tenerife los terrenos suelen ser ligeramente alcalinos por lo que una concentración de amoníaco no debería de perjudicar al terreno más que a largo plazo donde puede que llegue a producirse una cierta acidulación de las tierras. En la práctica y sobre todo en riego por goteo se tiende a disminuir las dosis de nitrógeno, sobre todo en invierno, y aumentar las dosis de potasio. Esto no se podrá hacer con el agua residual. Los planes de abonado presentados más abajo tienen en cuenta este problema.

Las abonadas de fósforo en las plataneras en riego por aspersión es de 60±10 g/pl y año de P lo que implica entre 90-105 kg/ha de P al año según la densidad de plantado. Asumiendo una concentración en el agua depurada de 15 mg/L de P y unas dosis de riego de 12000 m3/ha y año en el norte y 18000 m3/ha y año en el sur podemos contar con unas dosis de P entre 180 y 270 kg/ha y año lo que en principio parece suficiente para los requerimientos del cultivo en ambas zonas.
En el riego por goteo las dosis de P oscilan entre 25±8 g/mata y año, lo que suponen 38-44 kg/ha y año. Considerando una dosis de riego entre 10.000 y 12.500 m^3/ha y año la dosis de P aportada con el agua residual solamente sería de 150-188 kg/ha y año, lo que cubre en principio los requerimientos de P del cultivo. Trabajos de Pérez García et al (1988) y González de Chávez (no publicado) demuestran que la eficacia de N y P del agua residual es similar a la de un abono comercial.

La concentración de potasio en el agua residual es de 25±5 mg /L. La utilizada en la "fertirrigación" (abonado continuo) por riego por goteo oscila entre 18 mg/L a la salida del invierno y 50 mg/L durante el llenado de la fruta. Por lo tanto la cantidad de K^+ en el agua residual puede ser suficiente durante ciertas épocas del año pero se necesita aportar algo durante el período de llenado de la fruta. La Tabla 29 presenta las recomendaciones de abonado del plátano de acuerdo con lo expuesto. La Tabla 30 presenta las dosis de riego para el plátano para un agua de CE alrededor de 1500 µS/cm, de acuerdo con la evapotranspiración potencial media y los requerimientos de lavado del suelo.

Tabla 29: Abonado del plátano regado con aguas depuradas

POR ASPERSION:

ZONA NORTE:

600 g/mata de sulfato de potasa en 4 dosis de 150 g: Enero, Abril, Julio, y Octubre
2.000 g/mata de yeso agrícola en Octubre.

ZONA SUR:

600 g/mata de sulfato de potasa en 4 dosis de 150 g: Marzo, Junio, Agosto y Noviembre
2.000 g/mata de yeso agrícola en Febrero o Marzo.

POR GOTEO

ZONA NORTE: (Dosis por riego)

1.5 g/mata de nitrato potásicoen Mayo, Junio y Julio
1.5 g/mata de nitrato potásico+ 0.5 g de cloruro potasico en Abril, Agosto, Septiembre
3.0 g/mata de cloruro potasico de Octubre a Marzo
2.000 g/mata de yeso agrícola en Octubre.

ZONA SUR: (Dosis por riego)

1.5 g/mata de nitrato potásico en Abril, Mayo y Junio.
1.5 g/mata de nitrato potásico + 0.5 g de cloruro potásico en Marzo y Julio.
3.0 g/mata de cloruro potásico de Septiembre hasta Febrero.
2.000 g/mata de yeso agrícola en Febrero o Marzo.

NOTAS:
- Estas dosis de abonado deben de ir acompañadas de dosis de riego que se indican en la Tabla 30.
- En algunos suelos puede hacerse necesario la aplicación de yeso agrícola 2 veces al año hasta un total de 3 kg/mata.
- En goteo el cloruro cálcico puede utilizarse a dosis pequeñas (10 g/mata) para paliar algo la demanda de Ca del cultivo cuando no se puede poner yeso.

Tabla 30: Dosis de riego para plataneras regadas con aguas depuradas (CE=1500 µS/cm)

	Dosis de riego (L/mata y día)			
Zona	Dic. a Febr.	Marzo a Mayo	Junio a Sept.	Oct y Nov
Norte (Valle Guerra)	20	30	40	30
Sur (Las Galletas)	30	40	45	35

NOTA: Valores para riego por aspersión a manta. En caso de riego por goteo la dosis debe disminuirse un 20% aproximadamente.

5.6. Abonado y riego del tomate

5.6. Abonado y riego del tomate

La Tabla 31 presenta las recomendaciones para el abonado y el riego del tomate. La fecha de plantado afecta considerablemente la demanda de agua. Las dosis de riego presentadas en la Tabla 31 se refieren a una fecha de plantado alrededor de finales de agosto a principios de septiembre. Experiencias realizadas en Alicante con aguas depuradas urbanas demuestran que es factible producir buenos tomates por goteo sin que ocurran excesos de nitrógeno.
El yeso debe incorporarse como abonada inicial a dosis de 300 g a 500 g por metro cuadrado.

Tabla 31: Riego y abonado del tomate en la zona sur con aguas residuales (plantado entre el 15 de Agosto y el 1 de Septiembre)

Fase del Cultivo (días)	Evapotranspiración [a] (L/m2)	Dosis de Nitrato Potásico[b] (kg/ha y días alternos)
Trasplante-7	1.0-2.0	se dan tres riegos sin abono
8-29 cuaje 1er racimo	3.5	5.0
30-58 hasta despunte	5.1	14.0
59-87 recolección	4.5	15.5
88-116 recolección	3.2	16.5
117-145 recolección	2.4	16.5
146-167 recolección	2.2	6.0
168 hasta el final	2.4	-

[a] Adaptado de Hernández Suárez (1982)
[b] Adaptado de Suárez Encinoso (1987)
Nota: En caso de un exceso de N se puede aplicar cloruro potasico en las mismas dosis que el nitrato potásico.

5.7. Riego y abonado de otros cultivos y campos de golf:

La papaya demanda aproximadamente el 60% del agua que la platanera y resiste mejor la salinidad. Es conveniente hacer alguna experiencia de antemano ya que el sabor de la fruta puede verse afectado por el exceso de nitrógeno en el agua depurada. La Tabla 32 presenta las dosis de riego y de abono para la papaya al aire libre en la zona norte y en la zona sur en invernadero. De acuerdo con esta tabla la dosis de nitrógeno aportada por el agua residual puede ser excesiva en invierno. Por otro lado es evidente que la planta demanda más potásio del que recibe con el agua residual. Para evitar más excesos de nitrógeno sería conveniente utilizar cloruro potásico o sulfato potásico. La papaya es resistente al cloro por lo que el cloruro potásico a parte de salir más barato no deberá

dañar al cultivo. El sulfato potásico presenta el bien conocido problema de solubilidad parcial por lo que no es aplicable por goteo. Los aporte de yeso deben de ser similares al plátano.

Para el aguacate y los cítricos sólo cabe completar las abonadas con sulfato de potasa ya que el contenido de cloro del agua residual es ya muy alto para estos cultivos.
Los campos de golf tal vez sólo necesiten un poco de sulfato de potasa si los suelos son muy pobres en este elemento. Dos aplicaciones de 200 kg/ha al principio y al final del verano deberán de ser suficientes para mantener el cesped en buenas condiciones. Las dosis de yeso debe de ser del orden de 5000 kg/ha y año.

Las dosis de riego aproximada para los campos de golf en la zona de sur de la isla (Las Galletas) se presentan en la Tabla 33. Dado que es difícil predecir el viento en esta zona la dosis de riego deben revisarse dos veces al año para comprobar si el suelo se está salinizando y se necesita más agua para lavar las sales.

Tabla 32: Riego y abonado de la papaya en la zona norte y en la zona sur en invernadero.

Epoca	Dosis L/planta y día	Dosis (mg/L) N	P	K
Octubre a Marzo	8-10	41	41	5
Abril a Septiembre	12-16	63	41	12

NOTA: Se asume que la demanda de agua de la papaya en invernadero en el sur es similar a la del norte al aire libre.

Tabla 33: Requerimientos de agua de los campos de golf en el sur de Tenerife (Las Galletas).

	E. y Feb.	Mar. y Abr.	Mayo y Junio	Julio y Ag.	Sep. y Oct.	Nov. y Dic.
L/m^2 y día	3.8	5.3	6.3	7.2	6.4	3.4

Nota:
- El viento en la zona de Las Galletas puede hacer oscilar bastante la demanda de agua.
- Las dosis de riego deben revisarse tomando muestras de suelo periódicas para comprobar si el suelo se está salinizando.
- Valores para una conductividad del agua alrededor de 1500 µS/cm.

6. SALUBRIDAD PUBLICA

La mayor preocupación en la reutilización de aguas residuales depurdas es la posible transmisión y propagación de enfermedades. Estudios epidemiológicos indican que el contacto directo con estas aguas aumenta la probabilidad de alcanzar infecciones gastrointestinales y urogenitales. Sin embargo, la transmisión de la mayoría de los patógenos por aguas residuales requiere la ruta fecal-oral y hay muy poca evidencia que revele peligrosidad para la salud pública por utilizar aguas depuradas desinfestadas para el riego de zonas agrícolas. (Mieure, 1980).
En ciudades como Tokio un alto porcentage de las aguas negras son reutilizadas directamente en la agricultura sin ningún tipo de tratamiento. La reutilización de aguas residuales viene realizándose por varias decadas en países como Australia, Israel, China, India, Méjico y Estados Unidos, sin que en general hayan surgido problemas de salubridad pública (Dean y Lund, 1981).
Sin embargo, está claro que todos los proyectos de reutilización de las aguas residuales implican un riesgo para la salud pública mayor que si el agua fuera no residual . Por ello se deben minimizar los contactos con esta agua a la vez que mantener los estandares de calidad a los niveles óptimos.

6.1. Contaminantes biológicos

Los contaminantes biológicos que causan problemas de salubridad puede ser clasificados de una forma general en bacterias, parásitos (protozoos y helmintos) y virus. La Tabla 10 del capítulo 2 lista los organismos y enfermedades más importantes que pueden transmitirse por las aguas residuales. La Tabla 11 del capítulo 2 presenta las poblaciones aproximadas de microorganismos en las aguas residuales sin tratar.

6.1.1. Bacterias

Uno de los patógenos más comunes encontrados en las aguas urbanas son las bacterias del género *Salmonella*. Este grupo tiene un gran número de especies que pueden causar enfermedades a animales o seres humanos. La más peligrosa de las especies es la *Salmonella typhi* que causa las fiebres tifoideas. Otras bacterias patógenas como las especies *Mycobacterium*, *Clostridium*, *Leptospira* y *Yersinia* pueden existir en el agua pero la concentración es generalmente demasiado baja para iniciar un desarrollo de la enfermedad.
La gastroenteritis por contaminación de aguas es una enfermedad corriente que puede tener su origen en ciertas bacterias que normalmente son consideradas no patógenas. Estas incluyen *Escherichia coli* y ciertas clases de *Pseudomonas*.
En los últimos años la bacteria *Campylobacter coli* ha sido identificada también como causante de

diarreas en humanos aunque se consideraba que afectaba sólo a animales (NAS, 1972).

6.1.2.Parásitos:

Entre los protozoos más peligrosos que pueden encontrarse en el agua residual esta la *Entamoeba histolytica* que es responsable de la disenteria amébica y la hepatitis amébica. Otro protozoo, el flagelado *Giardia lamblia* es el causante de la enfermedad giardiasis que produce problemas gastrointestinales como diarreas y flatulencia. Tanto *E. histolytica*, como *G. lamblia* forman quistes que son infecciosos y que además son resistentes a la desinfección con cloro (NAS, 1977)
Entre los helmintos o lombrices las más importates son las lombrices intestinales. Muchos de los helmintos tienen un ciclo de vida complejo y a veces parasitan intermediarios hasta llegar al estado adulto. Los huevos y larvas son bastante resistentes y sobreviven en muchos casos a los procesos usuales de desinfección.

6.1.3. Virus:

Los virus son parásitos intracelulares obligados que se multiplican dentro de la célula infestada. Los virus entéricos son aquellos que se multiplican en el intestino y aparecen en las heces de las personas infestadas. Las heces humanas alcanzan a tener más de 100 tipos diferentes de enterovirus que pueden producir infecciones o enfermedades. Los virus más peligrosos para los seres humanos que aparecen en heces son los enterovirus (polio, echo, Coxackie), rotavirus, reoviruses, parvovirus,adenovirus y el virus de la hepatitis A (NAS, 1977; Sorber y Sagik, 1978). La hepatitis A afecta sólo a los humanos causando la hepatitis infecciosa. El agua es una de las vías de propagación de este virus (Hejkal et al., 1982).
Las concentraciones de enterovirus en el agua residual oscilan mucho ya que sólo aparecen en las excreciones de aquellos humanos que están enfermos. Un individuo infestado puede tener una concentración en las heces que oscila entre 1000 y 10000 unidades infecciosas de virus por gramo de heces (CDH, 1975). Como media se ha calculado que existen 500 unidades/100 mL de enterovirus en el agua residual sin tratar (ASCE, 1970). En zonas donde escasea el agua como Israel se ha llegado a publicar medias que oscilan entre 600 y 49200 Unidades formadoras de placas (UFP)/100 mL (Buras, 1976). Los virus en las aguas residuales parecen ser estacionales y aparecen generalmente más en verano que en invierno (Crook, 1975). Aunque en el caso de los virus otros agentes de transmisión como por ejemplo el contacto personal pueden llegar a ser más importantes que la contaminación por fuentes de agua, no se debe descartar la peligrosidad de los mismos.

6.2. Mecanismo para la transmisión de enfermedades:

El contacto con los agentes infecciosos no siempre produce enfermedades. Esto depende del número de patógenos que invaden el organismo (dosis), la cantidad mínima necesaria para causar infección (dosis infecciosa), la capacidad del patógeno de causar enfermedad (patogenecidad) y el grado de enfermedad que puede causar (virulencia). La dosis infecciosa es variable. La Tabla 34 resume la dosis infecciosa para algunos patógenos frecuentes en el agua residual. Aunque es aventurado generalizar, a partir de los datos de las Tablas 4,12 y 34 se deduce que, el volumen de agua depurada desinfestada que ha de ingerir un individuo medio para recibir una dosis infecciosa de patógenos, oscila entre 0.5 y 100 mL. No sería correcto, sin embargo, aceptar estas cifras sin un estudio adecuado.

Tabla 34: Número mínimo de patógenos necesarios para causar enfermedad (dosis infecciosa) para algunos microrganismos presentes en las aguas residuales.

PATOGENO	Dosis infecciosa (Unidades)	Referencia
Virus	<10	Crook, 1985
Bacterias		
Escherichia coli	10^{10}	Pikes, 1978
Clostridium perfrigens	10^{10}	Pikes, 1978
Shighella dysentariae	10	Bryan, 1974
Vibrio colerae	1000	Bryan, 1974
Salmonella typhi	10000	Bryan, 1974
Shigella Flexneri 2A	180	Cliver,1980
Protozoos		
Entoamoeba histolytica	20	Foster y Engelbrecht, 1974
Giardia lamblia	10	Bryan, 1974

6.3. Eliminación de patógenos con la depuración

El tratamiento primario, que es simplemente un proceso de sedimentación, tiene muy poco efecto en la eliminación de la mayoría de las especies biológicas presentes en el agua residual. Algunos de los organismos más grandes y pesados como los huevos de helmintos y los quistes de protozoos sedimentarán durante el tratamiento primario. También los organismo relacionados con partículas sedimentables se eliminaran con los lodos primarios. En la sedimentación primaria se eliminan entre un 50% y un 90% de los huevos y quistes parasíticos, sólo una pequeña proporción de las bacterias (<25%) y una cantidad insignificante de virus.

El tratamiento biológico secundario como por ejemplo el de lodos activos reduce la cantidad de microorganismos presentes en el agua residual pero no los elimina. En general el sistema de lodos activos es el más eficaz para rebajar las poblaciones de bacterias y virus que otros sistemas de oxidación forzada como los biodiscos o lechos bacterianos. Con el sistema de lodos activos se eliminan generalmente un 90% de las bacterias y un 80-90% de los virus (Hunter y Kotalik, 1974). Por el contrario en los filtros bacterianos sólo se eliminan un 50-90% de las bacterias y virus (Kelly y Sanderson, 1959;Lund et al, 1969). Se ha probado que los lechos bacterianos eliminan hasta un 99% de los huevos helmintos y los quistes de *Entoamoeba histolytica* mientras que el sistema de lodos activos parece no ser capaz de eliminar estos microorganismos (Sproul, 1978). En general todos los tipos de tratamientos secundarios eliminan un 90% de las bacterias coliformes que en principio están relacionadas con la presencia de otros organismos.

El tratamiento más importante para la eliminación de patógenos es la desinfección. El producto más corriente para desinfectar el agua es el cloro. Las dosis se estiman de una forma empirica. Estudios indican que los virus son más resistentes al cloro que las bacterias (Berg, 1966). Bacterias como *Salmonella* y *Giardia*, ciertos grupos de coliformes, quistes de protozoos y los virus entéricos son más resistentes a la cloración que las bacterias coliformes. Por lo tanto el test de bacterias coliformes que es el que se usa de forma estandard para medir el grado de contaminación biológica no da una idea adecuada de la presencia de virus (Berg, 1974; Burns y Sproul, 1967).

El ozono ha recibido cierta atención ultimamente como desinfestante de aguas. Sin embargo es difícil desinfestar el efluente secundario con ozono y mantener una concentración de bacterias uniforme dado que la materia en suspensión reacciona con el ozono rebajando así la concentración efectiva del mismo. También es posible reducir la población de microorganisms con el lagunaje. La Fig.19 ilustra la muerte de las bacterias *E. coli* en un estanque.

6.4. Supervivencia de patógenos

Distintos factores como tipo de organismos, cantidad de materia orgánica, pH, temperatura, radiación, humedad, competencia microbiana y protección foliar afectan la supervivencia de los patógenos en el suelo, el agua y los cultivos (Bryan, 1974; Crook, 1982; Sepp, 1971). Por ejemplo, los huevos de *Ascaris* pueden sobrevivir de 27 a 35 días sobre vegetales y de 730 a 7010 días en el suelo. *Salmonella* spp. puede sobrevivir de 3 a 40 días en vegetales, más de 100 días en hierba y de 15 a 280 días en el suelo. *Salmonella typhi* puede llegar a sobrevivir de 87 a 100 días en el agua, de 20 a 120 días en el suelo y de 10 a 53 días en vegetales. Poliovirus y Coxsackie virus inoculados en vegetales han sobrevivido por más de 4 meses durante el almacenamiento comercial y doméstico y hasta 180 días en suelo saturado a 4°C (Larkin et al, 1975). La Tabla 35 presenta los periodos de supervivencia máximos y más probables (entre paréntesis) para algunos patógenos en las heces, el agua , el suelo y los cultivos.

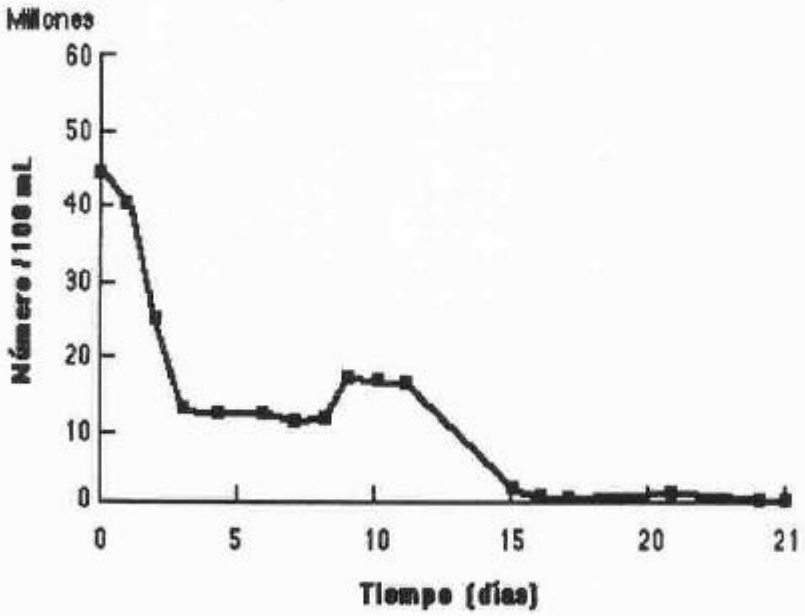

Fig.19: Desaparición de las bacterias E.coli en aguas estancadas. Profundidad 6.5 m.
Fuente: Geldrich (1980)

TABLA 35: Supervivencia de patógenos procedentes de heces.

Organismo	En heces	En agua[a]	En suelo	En cultivos
Virus				
Enterovirus	<100 (<20)[b]	<120 (<50)	<100 (<20)	<60 (<15)
Bacterias				
coli fecal	<90 (<50)	<60 (<30)	<70 (<20)	<30 (<15)
Salmonella	<60 (<30)	<60 (<30)	<70 (<20)	<30 (<15)
Shigella	<30 (<10)	<30 (<10)	sin datos	<10 (<5)
Vibrio cholerae	<30 (<15)	<30 (<10)	<70 (<20)	<5 (<2)
Protozooos				
Entoamoeba histolytica (quistes)	<30 (<15)	<30 (<15)	<20 (<10)	<10 (<2)
Helmintos				
Ascaris lumbricoides (huevos)	varios años	varios años	varios años	<60 (<30)

[a] En aguas frescas y residuales.
[b] Tiempo máximo y tiempo más probable (entre paréntesis)
Fuente: Feachem et al. (1983)

La supervivencia de bacterias en el suelo se ve favorecida por la presencia de humedad, bajas temperaturas, baja radiación, pH neutro (pH 7), presencia de materia orgánica y escasez de predadores. El efecto de algunos de estos factores en la supervivencia de las bacterias aparece ilustrado en las Tablas 36, 37 y 38.

Tabla 36:
Efecto de la temperatura en la inactivación bacteriana[a]

Temperatura (°C)	Tiempo para un 100% de inactivación (días)
37	<1
22	<2
2	<17

[a] En agua de río polucionada; agente, S.typhi; concentración inicial, 10^{-4}u./ mL .
Fuente: Berger y Argaman (1983)

Tabla 37: Efecto del tipo de agua y de la temperatura en la inactivación bacteriana[a]

Agua	Temperatura (°C)	Tiempo para un 99% de perdidad de infectividad (días)
Río	23-25	4
Río filtrado	23-25	21
Agua de abasto	23-25	6
Río	4-6	7
Río filtrado	4-6	21
Agua del chorro	4-6	21

[a] Agente, *Shigella flexneri*; concentración inicial, 10^6-10^7/mL.
Fuente: Berger y Argaman (1983)

Tabla 38: Supervivencia de distintos organismos bajo las mismas condiciones.

Agente	Agua	Temperatura (°C)	Tiempo para reducir un 99.9% la infectividad (días)
Coliforme (Agosto)	Pozo	9.5-12.5	17
Coli. fecal (Agosto)	"	9.5-12.5	22
Shigella dysenteriae	"	9.5-12.5	22.4

Fuente: Berger y Argaman (1983)

La supervivencia de los virus en las aguas al igual que las bacterias depende de las condiciones ambientales y del tipo de agua. La Tabla 39 indica el tiempo de supervivencia de distintos tipos de virus en distintas condiciones. Estos datos ilustran la variabilidad de los distintos casos.

Tabla 39: Supervivencia de virus y algunas bacterias en aguas naturales y tratadas.

Agente	Concentración inicial mL^{-1}	Tipo de agua	Temp. (°C)	Tiempo para la pérdida de infectividad(días) T_{100}[a]
Poliovirus	10^4	río	16-20	29-35
Coxsackie virus B3	10^4	río	16-20	29-35
Echovirus 7	10^4	río	16-20	29-35
Coxsackie virus A4	0.32	río	4-8	>150
Coxsackie virus A4	32	río	20-22	> 45
Echovirus 6,11,30,33	$10^{5.1}$-$10^{8.1}$	río diluido	8	> 560
Echovirus 6,11,30,33	10^5-$10^{8.1}$	río diluido	20	70-322
Echovirus 7	$10^{2.3}$	pozo	20	66
Echovirus 7	$10^{2.3}$	pozo	10	113
Coxsackie virus B3	$10^{2.3}$	pozo	20	66
Coxsackie virus B3	$10^{2.3}$	pozo	10	1137
Echovirus 7	10^3	río	4-6	90
Vibrio cholerae	10^6	fuente	24-28	< 0.04
Vibrio cholerae	10^6	abasto (Calcuta)	24-28	< 0.75
Vibrio cholerae	sin datos	depósito	sin datos	1-2
Vibrio cholerae	sin datos	depósito	sin datos	<8
Yersinia enterocolitica	sin datos	esteril	sin datos	157
Campylobacter jejuni	10^7-10^9	río (esterilizado)	25	4

[a] Tiempo para el 100% de pérdida de infectividad
Fuente: Berger y Argaman (1983).

La supervivencia de los virus en el suelo aparece ligada a la capacidad de éstos de adherirse a las partículas de arcilla y arena sin que por ello pierdan su carácter infeccioso (Schaub et al, 1974; Lefler y Kott, 1974). La absorción de virus en el suelo se ve favorecida por: bajos pHs, presencia de materia orgánica, arcillas y sólidos en suspensión, así como por una alta capacidad de intercambio catiónico. La Tabla 40 presenta la infectividad de varios tipos de virus cuando están adheridos a partículas del suelo.

Tabla 40: Infectividad de virus cuando están adheridos a partículas

Virus	Virus infecciosos (%)
Virus adherido a arcillas bentoníticas[a]	
T2	82
T7	76
f2	3
Polivirus 1	93
Virus adheridos a magnetita[b]	
T2	75
MS2	100
Poliovirus 1	100
Sólidos naturales de lagos[c]	
Virus de la encefalomyocarditis	87-138

[a] Virus adheridos a la bentonita en presencia de 0.01 M $CaCl_2$
Datos adaptados de Moore et al. (1975).

[b] Virus adherido a magnetita en presencia de 1610 ppm de $CaCl_2$.
Datos adaptados de Bitton et al. (1976).

[c] Adaptado de Schaub y Sagik (1975).
Fuente: Bitton (1980)

La contaminación con virus de las aguas de abasto es un fenómeno más generalizado de lo que en principio pudiera pensarse. Las Tablas 41 y 42 ilustran la contaminación con virus de fuentes de aguas públicas en varios países.

Tabla 41: Aspecto global de la contaminación de virus en las fuentes de agua

Tipo de agua	% de muestras que dieron positivo para enterovirus
Aguas de río (Francia)	21
Aguas de río (URSS)	34
Aguas de río (Suiza)	38
Aguas de río (Illinios, USA)	27
Abasto doméstico (Israel)	2
Abasto doméstico (Inglaterra)	56

Fuente: Bitton (1980)

Tabla 42: Ocurrencia de virus entéricos en las aguas naturales

Tipo de aguas	País	Concentración (Nr./100 mL)
Río	Reino Unido	0-2.5
Río	Reino Unido	0-0.8
Río	Reino Unido	0-54
Superficie	Rep. Dem. Alemania	0-1.8[a]
Superficie	Israel	8-19
Riachuelos	Israel	0.6-15
Río(canal)	Texas, USA	media-3.5
Canal	Tennessee, USA	0.29-22

[a] En muestras que dieron positivo a la presencia de virus.
Fuente: Berger y Argaman (1983) y Leong (1983).

6.5. Aerosoles y otras vías de propagación de patógenos:

Aerosoles se definen como partículas de diámetro entre 0.01 y 50 µm que están suspendidas en el aire. Durante el riego por aspersión la cantidad de agua que queda aeorizada puede variar entre 0.1% y un 2%. Las partículas de aerosoles pueden viajar varias decenas de metros si las condiciones de humedad y viento son adecuadas. Los virus y bacterias pueden ser transportados por aerosoles y penetrar en el cuerpo humano por inhalación. Se ha demostrado que las bacterias y virus permanecen viables cuando viajan en aerosoles y como ya se ha dicho anteriormente, los análisis de coliformes subestiman la presencia de estos agentes infecciosos que son más resistentes que los coliformes. (Sorber et al, 1976; Hickey y Reist, 1975; Telsch y Katsenelson, 1978; Johnson et al, 1980). Se han hecho muchos estudios sobre la peligrosidad de los aerosoles y algunos han demostrado la peligrosidad de esta via

de transmisión de enfermedades en proyectos de reutilización de aguas depuradas. Sin embargo, en ningúna de las encuestas o estudios epidemiológicos se ha podido probar una relación directa entre la aparición de enfermedades y la presencia de aerosoles. Crook (1985) después de revisar la literatura sobre este tema concluye que aunque puede darse algún caso esporádico de transmisión de enfermedades por aerosoles la probabilidad es baja.

El transporte de los organismos patógenos de las aguas residuales por medio de pájaros, insectos, partículas de suelo etc. es en principio factible. Sin embargo, autores que han investigado este tema consideran que esta forma de propagación no es importante (Frankenberger, 1985).

6.6. Riesgos de contaminación de los cultivos con patógenos

Los patógenos del agua residual pueden contaminar los cultivos bien directamente o por contacto con el suelo. También puede darse el caso, aunque nunca ha llegado a probarse, de una contaminación indirecta con patógenos, p.e. por polvo levantado por el viento o por trabajadores, pájaros, insectos, etc., que sirven de transporte a los patógenos desde el agua o el suelo a las partes comestibles del cultivo.

Cuando no hay prácticamente riesgo de contacto directo entre las personas y el agua residual, como ocurre con los riegos de cultivos forrajeros o de semilla, las necesidades de protección son mínimas. De hecho, los efluentes primarios han sido usados por más de 60 años en el riego de arboles frutales y plantas de forraje, fibra o de semilla sin ningún tipo de problemas (Crook, 1978). En el caso de las plantas forrajeras se suele dejar secar el cultivo antes de cosecharlo. En el caso de arboles frutales y viñas, el efluente primario también es aceptable siempre que el agua no llegue a tocar en ningún momento la parte comestible del cultivo.

Los patógenos del agua residual no penetran fácilmente las frutas o vegetales a no ser que tengan la piel rota (Bryan, 1974). En un estudio donde el suelo se inoculó con poliovirus se pudo comprobar que el virus se detectó sólo en aquellas plantas que tenían las raíces dañadas (Shuval, 1978). Si bien se ha documentado la absorción de virus por las raíces y su posterior translocación a las hojas también se sabe que este mecanismo no ocurre con suficiente regularidad para ser considerado como un mecanismo de transmisión o de supervivencia interepidémica del patógeno (Murphy y Siverton, 1958). Por lo tanto se concluye que la posibilidad de translocación de los patógenos a través de las raíces de los árboles o plantas a la parte comestible del cultivo es extremadamente baja y el riesgo para la salud es despreciable (Crook, 1985).

Sin embargo, unas de las labores típicas del cultivo del plátano en Tenerife es trabajar la tierra, con lo que se daña las raíces. Esto podría favorecer la absorción de patógenos. Como se ha indicado muchos patógenos pueden sobrevivir largo tiempo en las plantas y en el suelo por lo que dejar de regar un

cierto tiempo con agua depurada para que se curen las raices o antes de recoger la cosecha no reduce mucho el problema. Este tema es delicado y requiere mas amplio estudio para hacer un dictamen adecuado.

El esfuerzo debe estar en mejorar las condiciones del agua residual con la desinfección y en lavar, tratar o procesar los frutos antes de ponerlos a la venta.

Aunque el riesgo depende del cultivo y del tipo de riego, si se desinfecta correctamente, el efluente secundario se considera aceptable para su uso en riegos a manta o por goteo (Crook, 1985; Seoanes Calvo, 1978). La desinfección se considera adecuada cuando el nivel de coliformes en el agua residuales no sobrepasa los 2.2/100 mL.

Los colifornes totales incluyen bacterias que proceden siempre del intestino humano o de otros mamíferos. Los coliformes ocurren en las heces de los animales de sangre caliente en mayores concentraciones que los patógenos y son detectados fácilmente y sin ambiguedad y su concentración está directamente relacionado con la contaminación fecal . Los coliformes generalmente responden a los tratamientos y condiciones medioambientales de una forma similar a los patógenos. Sin embargo, como se ha dicho anteriormente, el test de coliformes no es irrefutable. Aun así puede considerarse que un agua residual que mantiene un nivel de coliformes inferior a 2.2 unidades/100 mL, es un agua muy bien tratada, que no presenta practicamente ningún riesgo para su uso en riego por inundación o goteo y cuando no hay contacto entre el agua depurada y la parte comestible de la planta.

7. LEGISLACION Y NORMATIVA

7.1. Las leyes españolas y la reutilización de aguas residuales

Las leyes del estado español establecen las estructuras jurídicas que rigen las concesiones y administración de las aguas residuales. Sin embargo, aún no se han establecido las normas de calidad para el agua residual que permitan regular la reutilización.

Las normativas de calidad de las aguas residuales pretenden asegurar una higiene que reduzca al mínimo los riesgos de propagación de enfermedades, sin desanimar por ello la reutilización de las mismas. Las normativas no se refieren generalmente a daños que puedan causar estas aguas a los cultivos o a suelos, o al contenido máximo de minerales pesados.

Las únicas leyes del estado español que se refieren directamente a la reutilización de las aguas residuales son la Ley 29/85, de 2 de Agosto , de aguas y el Real Decreto 849/86 de 11 de Abril.

Ley 29/85, 2 de Agosto, de aguas:

Art.101:

El gobierno establecerá las condiciones básicas para la reutilización directa de las aguas residuales en función de los procesos de depuración, su calidad y los usos previstos.

En el caso de que la reutilización se lleve a cabo por persona distinta del primer usuario de las aguas, se considerarán ambos aprovechamientos como independientes y deberan ser objetos de concesiones distintas . Los títulos concesionales podrán incorporar las condiciones para la protección y los derechos de ambos usuarios.

RD. nº 849/86, 11 de Abril:

Art.272:

1. Es el Art 101 de la Ley de Aguas (Ley 29/85,2 de Agosto)
2. A los efectos del presente Reglamento se entiende por reutilización directa de las aguas las que habiendo sido ya reutilizadas por quien las derivó y antes de su devolución al cauce público fueran aplicadas a otros diferentes usos sucesivos.
3. La reutilización de las aguas residuales, que estará sujeta a las condiciones básicas que el gobierno establezca, requerirá concesión administrativa.
4. En todos los casos de reutilización directa de aguas residuales se recabará por el organismo de cuenca informe de las autoridades sanitarias que tendrá carácter vinculante.
5. Se prohibe la reutilización directa de aguas residuales para el consumo humano, excepto en condiciones catastróficas o de emergencia, en las que, con sujeción al artículo anterior y mediante los controles y garantías que se fijen por las autoridades sanitarias pueda autorizarse por el Organismo de dicha cuenca dicho uso con carácter transitorio.

Art.273:

1. Cuando la reutilización directa que se trate de realizar por el primer usuario no se contemple en la concesión de aguas, deberá incoarse un expediente de modificación de la misma, mediante tramitación abreviada, en el que, además de someter el expediente a información pública, se recabarán los informes procedentes, imponiéndose el oportuno condicionado.
2. Si no existiera concesión o se tratase de reutilización directa de las aguas por un tercero en parte o en su totalidad, se seguirá un expediente de concesión por el procedimiento ordinario o simplificado, según perceptúa el Reglamento.
3. De otorgarse la concesión, se incluirán en los títulos respectivos las condiciones para la compatibilización de los derechos de ambos usuarios.

7.1.2. Normativa española

Aunque el Art. 272 del R.D. n°849/86 dice que el gobierno establecerá las condiciones básicas para la reutilización directa, hasta hoy, Septiembre de 1989, no se han establecido ningún tipo de condiciones básicas concretas al respecto.

Las condiciones básicas o normativas deberán referirse generalmente al uso en el riego, almacenamiento, recarga de los aquíferos y deben consistir en estándares de calidad, de niveles de tratamiento y otros detalles como requerimientos de muestreo etc.

Actualmente el estado español suple la falta de una normativa nacional delegando responsabilidades en los correspondientes organismos de cuenca (en Canarias el Servicio Hidráulico?) al que compete encargar un informe técnico a las autoridades sanitarias. Este informe de las autoridades sanitarias tiene carácter vinculante. O séase que en principio son las autoridades sanitarias las que establecerán las normativas para la reutilización aunque no se especifica cuales serán las autoridades sanitarias encargadas de este cometido. Por otro lado, al no existir una normativa nacional general se supone que estos informes tendrán solo una validez limitada y serán aplicables únicamente a casos en concreto.

En el Aptdo.5 del Art 272 del R.D. n°849/86 se autoriza la reutilización de aguas depuradas para el consumo humano solo en condiciones catastróficas o de emergencia pero no se indican tampoco las normativas legales que se han de cumplir en estos casos sino que se vuelve a delegar en las autoridades sanitarias correspondientes para que fijen controles y garantías para que luego el organismo de cuenca pueda autorizar su uso. De nuevo se supone que estas normativas tendrán carácter local y temporal al no existir ninguna normativa nacional al respecto. Tampoco se especifica cual es la autoridad sanitaria encargada de establecer estos controles.

Ninguna comunidad autonómica ha elaborado hasta hoy ningún tipo de normativa legal que regule la reutilización de las aguas depuradas urbanas.

Lo único que se ha podido encontrar en cuanto a normativa son unas recomendaciones que aparecen en una circular de la Dirección General de Obras Hidráulicas de 1969, que son algo anticuadas y que además no tienen carácter vinculante. Así pués puede concluirse que existe un vacío legal en cuanto

a normativas para la reutilización de aguas residuales depuradas.
Mientras no haya normativa oficial adquieren considerable importancia aquellas condiciones que se establezcan en los títulos de concesión o en los contratos de suministro correspondientes.

7.2. Las normativas en otros países:

7.2.1. Europa

La Comunidad Económica Europea no dispone de momento de normativas que afecte la reutilización de las aguas residuales depuradas. Sin embargo algunos países de la comunidad como por ejemplo Alemania han desarrollado una normativa basada en las recomendaciones publicadas por la Organización Mundial de la Salud (W.H.O, 1973)

ALEMANIA: Se requiere tratamiento secundario con desinfección para el uso del agua residual en pastos. La cosecha de los cultivos regados con agua residual depurada ha de ser procesada antes de pasar al consumo humano y el riego ha de suspenderse como mínimo 4 semanas antes de la cosecha. Patatas y cereales son los únicos cultivos que aunque no reciban procesamiento antes del consumo pueden ser regados con agua residual, pero sólo hasta la época de la floración. Debe tenerse en cuenta que esta normativa se aplica en una zona húmeda donde llueve con bastante frequencia. De ahí que el período de cuarentena de 4 semanas suponga probablemente al menos un día de lluvia que actua de lavado.

7.2.2. Estados Unidos

En Estados Unidos pocos estados aparte de California han desarrollado independientemente normativas para el riego con aguas residuales.
El estado de California dispone desde 1978 de un código administrativo que regula al tratamiento y la reutilización de las aguas depuradas(California Administrative Code, Title 2, Div.4, 1978, en Pettygrove y Asano, 1985). Este código incluye normativas sobre los cultivos y las zonas que se autoriza regar con aguas residuales; la recarga del aquífero con aguas depuradas; los métodos de tratamiento apropiados; características de las estaciones de cloración; formas de muestrear las aguas y especificaciones para los informes técnicos.
El estado de California no impone ningún tipo de etiqueta o sello a los alimentos regados con agua residual.
En California se reutilizan en la agricultura mas de 300 hm^3/año desde 1975 (Pettygrove y Asano, 1985).

La Tabla 42 resume los niveles de tratamiento y los criterios de calidad para riego con aguas residuales en el estado de California (USA).

Tabla 42: Niveles de tratamiento y criterios de calidad para el riego con agua residual en California (USA).

Nivel de Tratamiento	Límite de coliformes	Tipo de uso
PRIMARIO		Riego a manta de frutales y viñedos Pastos, plantas forrajeras, de fibra y de semillas
SECUNDARIO: (oxidación y desinfección)	≤23/100 mL	Pastos para animales de leche Zonas ajardinadas Riego de campos de golf, cementerios, etc.
	≤2.2/100 mL	Riego a manta de cultivos comestibles. No se permite el contacto entre el agua residual y la parte comestible del cultivo.
TERCIARIO: (Oxidación, coagulación clarificación, filtrado[a] y desinfección	≤2.2/100 mL max.-23/100 mL	Riego por aspersión de cultivos comestibles. Riego de parques, jardines y zonas de recreo.

[a] La turbidez del efluente filtrado no puede exceder una media de 2 NTU durante ningun intervalo de 24 horas.
Fuente: Pettygrove y Asano (1985).

El estado de Texas tiene solo una serie de listas orientativas no vinculantes para los riegos con agua residuales. El efluente secundario no desinfestado puede ser aplicado a pastos o a cultivos cuyas cosechas sean procesados antes del consumo. Las aguas destinadas al riego de los campos de golf han de tener un tratamiento secundario con desinfección, con un límite de DBO_5 de 20 mg/L, un máximo de MES de 20 mg/L y un límite de coliformes fecales de 200 unidades/100 mL. El riego no esta autorizado en zonas ajardinadas a las que hay libre acceso como parques o jardines públicos.

En Florida el agua depurada con tratamiento secundario puede ser utilizada solo para regar plantas

forrajeras, fincas de cesped o áreas similares donde el acceso del público es restringido. Este efluente ha de ser desinfestado para producir un cloro residual medio de 0.5 mg/L después de 15 minutos de contacto en el periodo de máximo caudal o bien después de 30 minutos de contacto con el caudal diario medio, cualquiera de los dos casos que produzca una mayor protección sanitaria. Este nivel básico de desinfección no puede dejar vivos más de 200 coliformes fecales por 100 mL de muestra de efluente. Para el riego de campos de golf, cementerios, parque, y otras áreas de libre acceso del público se requiere un tratamiento terciario y una desinfección tal que el nivel de los coliformes fecales esté por debajo de los niveles detectables y los niveles de DBO_5 y MES sean inferiores a 20 mg/L y 5 mg/L respectivamente. También se requiere mantener 1 mg/L de cloro residual por 15 minutos en el momento de máximo flujo o después de 30 minutos en el caudal diario medio.

En Arizona y hasta 1985, la normativa estaba todavía en fase de propuesta. En dicha normativa no se requiere ningún tipo de tratamiento específico, pero se proponen unos límites de calidad según el tipo de uso del agua residual. Estos límites de calidad son tales que desde el punto de vista práctico el tratamiento mínimo necesario para cumplir con las normas es un tratamiento secundario. Con las aguas procedentes del tratamiento secundario se pueden regar plantas forrajeras, de semillas y de fibra. El agua destinada a los parques por otro lado no deberá exceder la media geométrica de 25 coliformes fecales/100 mL, con un valor máximo que no puede superar en ningún caso los 75 coliformes fecales/100 mL. Además, se incluye un límite máximo en la turbidez de 5 NTU y en el contenido de virus igual a 125 unidades formadoras de placa por 40 L. Los límites de calidad para el riego con agua residual de cultivos cuyas cosechas no serán procesadas antes del consumo humano son aún más restrictivas. En estos casos el nivel de coliformes fecales no puede rebasar la media geométrica de 2.2 unidades formadoras de colonias por 100 mL o de 25 unidades formadoras de colonias por 100 mL en cualquier muestra. Además, la turbidez no podrá sobrepasar 1 NTU, y se especifica que el efluente final no puede contener más de 1 virus formador de placas por 40 L.

7.2.3. Otros países

AFRICA DEL SUR: Se requiere un efluente terciario fuertemente clorado para el riego de frutales, viñedos y plantas forrajeras. Para regar cultivos cuya cosecha se utiliza en comida procesada se requiere utilizar agua desinfestada con un contenido en coliformes totales inferior a 1000 unidades por 100 mL en un 80% de las muestras. Los únicos frutos no procesados que pueden regarse con aguas residuales son aquellos que deben ser pelados antes de comerlos. En ningún caso está permitido el contacto directo de las partes comestible con el agua residual.

7.3. Consideraciones generales para el manejo de las aguas residuales depuradas.

En las áreas de uso se recomienda una señalización correcta con carteles bien visibles que digan que el agua utilizada es residual depurada no solo 'no potable' y que se debe evitar el contacto.
Válvulas, sistemas de conducción y charcas no enterradas deben tener la correspondiente señalización que evite cualquier accidente.
Ha de cuidarse de no mojar con el agua residual a gente que pase, coches, zonas de juego etc. y no regar en momentos de viento. Las horas de riego deben planificarse de tal manera que haya tiempo de secarse el terreno antes de pueda haber contacto con personas.
Las personas que manejan este tipo de aguas deben de ser intruídas al respecto para evitar infecciones.

8. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Desde hace varias décadas, cientos de millones de metros cúbicos de agua residual urbana depurada y desinfestada vienen siendo utilizados en el mundo para regar fincas agrícolas y zonas de recreo, sin que hasta ahora haya sido denunciado ningún caso de epidemia motivado por el uso de estas aguas. El uso urbano del agua aumenta el contenido de ésta principalmente en microorganismos patógenos, materia orgánica , materiales en suspensión y minerales.

a) Microorganismos patógenos

- La contaminación con organismos patógenos es el factor más importante que limita la reutilización de las aguas residuales ya que los métodos convencionales de depuración no eliminan del todo la presencia de los mismos. La depuración secundaria elimina solo el 90% de las bacterias y un 80%-90% de los virus.
- Es muy importante mantener una buena desinfección del agua depurada ya que reduce la peligrosidad sanitaria del agua y los problemas con los microorganismos. La desinfección al final de la depuración permite garantizar que como mínimo el 95% de los microorganismos patógenos han sido aniquilados.
- El test de bacterias coliformes no es siempre suficiente para garantizar que el agua está libre de patógenos, ya que algunas bacterias y virus son más resistentes a la desinfección que los coliformes.
- Entre los micoorganismos mas frecuentes que pueden propagarse con el agua depurada están las bacterias que producen trastornos intestinales y urogenitales y distintos tipos de virus. Los virus sobreviven a los tratamientos de depuración en mayor número que algunas bacterias.
- Dado que la dosis de infectividad de los virus y algunas bacterias es muy baja, existen muchas probabilidades de contagio cuando hay un contacto muy frecuente y directo con el agua depurada.
- En condiciones idóneas de humedad y temperatura, los patógenos pueden sobrevivir varios días y hasta semanas en el suelo, en el agua o en las plantas.
- Los patógenos del agua depurada, incluidos virus, pueden penetrar en las plantas por las raíces dañadas, pero este fenómeno es muy poco frecuente.
- La propagación de patógenos por aerosoles no se considera importante, aunque puede ocurrir algún caso esporádico por repetida exposición.

- No existe normativa en España que regule la reutilización de las aguas residuales depuradas. Las normativas de países como Alemania y algunos Estados de América del Norte no autoriza en ningún caso el contacto directo entre el agua depurada y la parte comestible del cultivo. En estos países el agua depurada se usa generalmente solo en pastos, plantas forrajeras, plantas de semilla, frutales y viñedos regados por goteo o a manta, y campos de golf.
- Dado que en Tenerife hay mucho contacto entre personas y el agua depurada, se recomienda mantener un nivel de coliformes totales inferior a 10 unidades/100 mL.

b) Materia orgánica, materiales en suspensión y minerales

- La conductividad del agua aumenta 300 a 500 µS/cm con la contaminación urbana. Este aumento es mayormente debido a incrementos en sodio, cloro, amoníaco, fósforo, potasio, bicarbonatos y sulfatos.
- El aumento del contenido en microlementos por contaminación urbana es pequeño. La suma de todos ellos no supera generalmente los 2.0 mg/L.
- Los sistemas de depuración secundarios de lodos activos eliminan el 80%-85% de la materia en suspensión y de la materia orgánica. El contenido en sales disueltas solo disminuye un 8%-10%. La reducción de microelementos es muy variable. Los valores oscilan entre un 96% para el plomo y el níquel y un 5% para el arsénico y el selenio, con un valor medio del 50%.

c) Algas

- Las aguas depuradas producen condiciones hipereutróficas cuando son embalsadas. Esto implica un fuerte desarrollo de algas. Algunas algas pueden producir obturaciones en los filtros y malos olores. Algunas algas azules producen sustancias muy tóxicas para los animales. El sulfato de cobre puede ser un algicida eficaz aunque el pH del agua debe ser inferior a 7.8 para que pueda haber suficiente cobre en disolución.
- En las charcas eutrofizadas se desarrollan zonas anaeróbicas por debajo de los 2.5 m de profundidad donde se produce ácido sulfhídrico por metabolismo bacteriano. El olfato humano detecta el olor fétido del ácido sulfhídrico en el aire o en el agua cuando la concentración es superior a 0.0001 mg/L. Otros olores desagradables producidos por la putrefacción bacteriana de la materia orgánica o el metabolismo de las algas también tienen un umbral de detección de olor muy bajo.

d) El agua depurada de Santa Cruz

- Como corresponde a sus características, el agua residual de la ciudad de Santa Cruz de Tenerife esta fuertemente contaminada con amoníaco, fósforo, materia orgánica, materiales en suspensión y microorganismos.
- La depuradora de Santa Cruz funciona correctamente como planta de lodos activos y reduce alrededor de un 80% el contenido en materia orgánica y materiales en suspensión.
- Como correponde a sus características, el agua depurada de Santa Cruz está contaminada con patógenos por los que su desinfección debe de ser cuidada al máximo.
- La calidad del agua depurada de Santa Cruz empeorará un 10%-20% aproximadamente cuando se empiece a depurar toda el agua residual de Santa Cruz y no solo una tercera parte como se viene haciendo hasta ahora.
- El agua depurada de Santa Cruz es moderadamente corrosiva.
- El agua depurada Santa Cruz es moderadamente salina. La conductividad eléctrica media es de 1500 µS/cm aunque sobrepasa los 1700 µS/cm en los meses de verano. Su contenido en cloruros es alto y llega a alcanzar los 270 mg/L. Es apta para el riego de plataneras, cítricos, tomate, papaya o campos de golf aunque deben tomarse precauciones para no salinizar los suelos. Es demasiado salina para cultivos muy sensibles como el aguacate o las ornamentales.
- El peligro de sodificación de los suelos regados con esta agua es moderadamente alto por lo que es necesario el aporte periódico de yeso. El contenido en amoníaco, potasio y en materia orgánica del agua depurada hacen disminuir ligeramente la peligrosidad de sodificación de los suelos.
- Las dosis de riego deben considerar los requerimientos de lavado dado el alto contenido en sales de las aguas. Se recomienda regar un 25%-35% por encima de la dosis de riego media de la zona.
- Aproximadamente el 80% del nitrógeno del agua residual está en forma amoniacal. En el suelo, la transformación de amonio a nitrato ocurre en pocos días. La capacidad de almacenamiento del suelo puede verse superada por un exceso de nitrógeno por lo que éste puede pasar a contaminar el agua basal. El fósforo y el potasio permanecen en su mayor parte retenidos en el suelo.
- El contenido en microelementos es bajo y no causa ningun problema en los suelos o en las plantas.
- El contenido en nitrógeno y fósforo del agua depurada es suficiente para la mayoría de los cultivos de la isla. Se requiere algo de potasio para completar la dosis de fertirrigación durante los periodos de crecimiento de los frutos. También son necesarias las aplicaciónes de yeso.

9. REFERENCIAS

Allaway, W.H. (1968) Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. Adv. Agron. 20: 235-274.

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. (1980). Standard Methods for the Examination of Water and Wastwater, 15 Ed., American Public Health Association, New York.

American Water Works Association, (AWWA) (1984). Introducion to Water Treatment. Vol2. AWWA, 6666 W. Quincy Ave., Denver, CO 80345, USA.

Asano T., R. Smith, G. Tchobanoglous. (1985) Municipal Wastewater: Treatment and Reclaimed Water Characteristics. En: G.S. Pettygrove y T. Asano (eds.) Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual. Lewis Publishers, Inc., 121 South Main St., Chelsea, MI 48118, USA.

ASCE, AWWA, CSSE (1969). Water Treatment Plant Design. AWWA Inc. New York.

American Society of Civil Engineers (ASCE), Committee on Environmental Quality Management of the Sanitary Engineering Division (1970). Engineering evaluation of virus hazard in water. ASCE San. Eng. Div. 96 (SA1):111-161.

Baillon et .al. (1933) The composition of, and nutrients uptake by the banana plant, with special reference to the Canaries. Trop. Agric. Trin.10:139-144.

Baker, M.N., (1981).The quest for pure water, 2nd Ed., American Water Works Association, New York.

Berg, G. (1966). Virus transmission by water vehicle. III. Removel of viruses by water treatment procedures. Health Lab. Sci. 3(3):170-181.

Berg, G. (1974). Reclamation and disposal recommendations for future research. Presentado en la conferencia internacional sobre virus en aguas. Ciudad de México. México.

Berg, G., y T.G. Metcalf. (1978). Indicators of viruses in waters. p.268. En: G. Berg (ed.) Indicators of viruses in water and food. Ann Arbor Science Publishers Inc. Ann Arbor, Michigan.

Berger, P.S. y Y. Argaman (1983). Assessment of Microbiology and Turbidity Standards of Water, U.S. EPA 570/9-83-001.

Bitton, G. (1980) Introduction to environmental virology. Wiley & Sons. New York.

Bitton, G., G.E. Gifford y O.C. Pancordo (1976). Publication N°.40. Florida Water Resouces Research Center.

Bouwer, H. y R.L.Chaney (1974). Land treatment of wastewater. Adv. Agron. 26:133-176.

Bowen, H.J.M. (1979). Environmental chemistry of the elements. Academic Press, New York.

Broadbent, F.E. y H.M. Reisenauer (1985). Fate of wastewater constituents in soil and groundwater nitrogen: nitrogen and phosphorus. En: G.S. Pettygrove y T. Asano (eds.) Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual. Lewis Publishers, Inc.

Bryan, F.L. (1974). Diseases transmitted by foods contaminated by wastewater. p.16-45. En: Wastewater use in the production of food and fiber. Proceedings. EPA-660/2-74-041, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Buras, N. (1976) Concentration of enteric viruses in wastewater effluent: a two year study. Water Res. 10 (4):295-298.

Burns, R.W. Y O.J. Sproul (1967). Virucidal effects of chlorine in wastewater. J. Water Pollution Control Fed. 39(11):1834-1839.

Cabildo Insular de Tenerife, (1984). Estudio de viabilidad de la reutilización de las aguas depuradas de las ciudades de Santa Cruz de Tenerife y La Laguna.

California Department of Health (CDH) (1977). p 371. A manual for the control of communicable disease in California. California Office of State Printing, Sacramento, California.

Chapman, H.D. (ed.) (1965). Diagnostic criteria for plants and soils. Quality Printing Co., Abilene, Texas

Childers, N.F. (ed.) (1966). Nutrition of fruit crops. Horticultural Publications. Rutgers State University, Nichols Avenue, New Brunswick, New Jersey.

Cliver, D.O. (1980) Infection with minimal quantities of pathogens from wastewater aerosols. p.78-88. En: H.R. Pahren y W. Jakubowski (eds.) Wastewater aerosols and disease. EPA-600/9-80-028, U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.

Crook, J. (1978). Health Aspects of Water Reuse in California. J. Environ. Eng. Div. ASCE, 104 (EE1):601-610.

Crook, J. (1982). Wastewater reuse in California: Regulations and rationale. p.263-281. En: L. Waldworf and J.L. Evans (eds.) Individual onsite systems. Proceedings of the 8th National Conference. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan, en 1981.

Crook, J. (1985). Health and Regulatory Considerations. En: G.S. Pettygrove y T. Asano (eds.) Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual. Lewis Publishers, Inc., 121 South Main St., Chelsea, MI 48118, USA.

Dean, R.B. y E. Lund (1981). Water reuse: Problems and solutions. Academic Press. New York.

Diaz Lázaro-Carrasco, J.A. (1988). Depuracion de aguas residuales. MOPU, Secretaría General Técnica de Publicaciones.

EMMASA. (no publicados) Empresa Municipal de Aguas S.A. Datos de las aguas residuales de Santa Cruz de Tenerife. (no publicados)

Feachem, R.G., D.J. Bradley, H. Garelick y D.D. Mara (1983) Sanitation and Disease: Health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley & Sons, Chichester, England.

Foster, D.H., and R.S. Engelbrecht. (1974). Microbial hazars of disposing of wastewater through forest and cropland. p217-241. En: Conference on recyling treated municipal wastewater through forest and cropland. EPA-660/2-74-003,, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Geirelch, E.E. (1978). Bacterial populations and indicator concept in feces, sewage, stormwater and solid wastes. p.66. En: G. Berg (ed.) Indicators of viruses in water and food. Ann Arbor Science Publishers Inc. Ann Arbor, Michigan.

Geldreich, E.E. et . al. (1980) Bacterial dynamics in water supply reservoir: A case study, JAWWA, 70:31-40.

González de Chávez Rojo, D., (no publicados).Poder fertilizante del agua depurada de Santa Cruz de Tenerife. Laboratorio de análisis de la depuradora de Santa Cruz de Tenerife.

Hale, F.E. (1930) The use of copper sulfate in control of microoscopic organisms, Nichols Copper, New York.

Hejkal, L.J., et. el. (1982) Viruses in a comMunity water supply associated with an outbreak of gastroenteritis and infectious hepatitis. Am. Water Works Assoc. J. 74(6):328-321.

Henderson, D.W., W.C. Bianchi y L.D. Doneen (1955). Ammonia loss from sprinkler jets. Agric. Eng. 36:396-399.

Hernández Suárez, M. (1982). Estudio científico sobre los requerimientos de agua de los cultivos en Gran Canaria y la viabilidad del proyecto de planificación hidráulica MAC-21. Comisión Regional del Plátano, Islas Canarias.

Hernández Suárez, M. (1983). Informe técnico N°.1.Servicio de Asesoría Agrícola. Cooperativa Agrícola del Norte de Tenerife (FAST), La Orotava.

Hernández Suárez, M. (1984). Informe técnico N°.2.Servicio de Asesoría Agrícola. Cooperativa Agrícola del Norte de Tenerife (FAST), La Orotava.

Hickey, J.L.S. y P.C. Reist (1975). Health significance of airborne microorganisms from wastewater treatment processes. Part I: Health significance and alternatives for action. J. Water Pollution Control Fed. 47(12):2758-2773.

Hook, J.E. (1983) Movement of phosphorus and nitrogen in soil following application of Municipal wastewater. En: D.W. Nelson, D.E. Elrick y K.K. Tanji (eds.) Chemical mobility and reactivity of soil systems. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub. N°.11.

Hunter, J.V. y T.A. Kotalik. (1974). Chemical and biológical quality of treated sewage effluents. p.6-27.En: W.E. Sopper (ed.) Conference on recyling treated municipal wastewater through forest and cropland. EPA-660/2-74-003,, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Johnson, D.E. et. al. (1980). The evaluation of microbial aerosols associated with the application of wastewater to land: Pleasanton, CA EPA-600/1-80-015. U.S. EPA Cincinnati, Ohio.

Kelly, S. y W.W. Sanderson (1959) The effect of sewage treatment on viruses. Sewage Ind. Wastes 31(6): 683-689.

Larkin, E.P., J.T. Tierney y R. Sullivan (1976). Persistence of virus on sewage-irrigated vegetables. ASCE Env. Eng. Div. J., 102(EE1):29-35.

Larkin, E.P., J.T. Tierney y R. Sullivan (1976). Persistance of virus in sewage irrigated vegetables. ASCE Env. Eng. Div. J., 102(EE1):29-35.

Larson, T.E. (1966). Deterioration of water quality in distribution systems, JAWWA, 58, 1307-1316.

Lefler, E. y Y. Kott (1974). Virus retention and survival in sand p.84-91. En: J. Malina Jr. y B. Sagik (eds.) Virus survival in water and wastewater systems. Proc. of Symp. N°.7, Center for Research in Water Resources. University of Texas, Austin, Texas.

Leong, L.Y.C. (1983) Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater: A review. Water Sci. Tech. 15:91-114.

Levy, Rachel, I. (1984) Precipitation of calcium carbonate during irrigation. p.182-229. En: Rachel Levy (ed.) Chemestry of irrigated soils. Van Nostrand-Reinhold Co., New York.

Levy R.I., P.Fine y A. Feigin (1986). Sodicity levels of soils equilibrated with wastewaters. Soil Sci. Soc. Am. J. 50:35-39.

Lund, E., C.E. Hedstrom y N. Jantzen (1969). Occurrence of enteric viruses in wastewater after activated sludge treatment. J. Water Pollution Control Fed. 41(2):169-174.

Maas, E.V. (1986). Salt tolerance in plants. En: B.R. Christie (ed.), The handbook of plant science in agriculture. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida.

Mara, D.D. (1974). Bacteriology for Sanitary Engineers. Churchill Livingstone, Edinbourgh, Scotland.

Mara, D.D. (1976), Sewage Treatment in Hot Climates, John Wiley & Sons, Chichester, England.

Mc Kinney, R.E. (1962). Microbiology for Sanitary Engineers. Mc-Graw-Hill Book Co., New York.

Metcalf & Eddy, Inc. (1979) . Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse, 2d. ed. , revised by G. Tchobanoglous, McGraw-Hill Book Company, New York.

Moncrieff, R.W. (1967), The Chemical Senses. 3rd Ed. ,Leonard Hill, London.

Montgomery, J.M. Consultant Eng. Inc. (1985). Water Treatment: Principles and Design. John Wiley and Sons, New York.

Moore, B.E., B.P. Sagik y J.F. Malina Jr. (1975). Water Res., 9, 197-203.

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.

Nakayama, F.S. (1982). Water analysis and treatment techniques to control emitter plugging. p:97-112. En: Proceedings of the Irrigation Association Exposition Conference. Portland, Oregon.

National Academy of Sciences (NAS), National Academy of Engineering Committe of Water Quality Criteria (1972). Water quality of criteria. EPA-R3-73-033, U.S. Environmental Protection Agency.

National Academy of Science (NAS) , Safe Drinking Water Committee (1977). Drinking water and health. National Academy of Sciences, Washington, DC.

National Research Council. (1982) Drinking Water and Health, Vol.4, National Academy Press, Washington, DC.

Nommik, H. y K. Vahtras (1982). Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. En: F.J. Stevenson (ed.) Nitrogen in agricultural soils. Agronomy 22:123-171.

Olishifski, J. (1971). "Toxicology". En: Ilishifski y McElroy (eds.), Fundamentals of Industrial Hygiene, National Safety Council, Chicago.

Page, A.L. (1974). Fate and effects of trace elements in sewage sludge when applied to agricultural soils. A literature review study. EPA-670/2-74-005, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Page, A.L. y A.C. Chang (1985). Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: Trace Elements. En: G.S. Pettygrove y T. Asano (eds.) Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual. Lewis Publishers, Inc., 121 South Main St., Chelsea, MI 48118, USA.

Palmer,C.M. (1962). Algae in Water Supplies, U.S. Dept. HEW, Water Supply.

Pérez García, V. (no publicados). Analisis de algunos microelementos en las aguas depuradas de la ciudad de Santa Cruz durante 1982 y 1983. Centro de Edafología y Biología Aplicada de Tenerife, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Universidad de La Laguna.

Pérez García, V., D. González de Chávez Rojo y E. Iglesias Jimenez (1988). Absorción de nitrógeno contenido en el agua residual depurada y su influencia en el rendimiento. Anales de Edafología y Agrobiología, Tomo XLVII, N°.9-10.

Pérez García, V., M. Fernández Falcón y E. Iglesias Jimenez (1985). Estudio de las características agronómicas del agua residual depurada y su utilización en agricultura. Anales de Edafología y Agrobiología. Tomo XLIV, N°.5-6.

Pettygrove , G.S. y T. Asano (eds.) (1985) Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual. Lewis Publishers, Inc., 121 South Main St., Chelsea, MI 48118, USA.

Pikes, W.O. (ed.) (1978). Water quality and health significance of bacterial indicators of pollution. p.14-15. Proceedings of a workshop held at Drexel University, Philadelphia, Pennsilvania April 17 /18.

Plan Hidrológico de Tenerife (1989) Datos de consumo y volumenes de agua en Tenerife.

Potash and Posphate Institute (1979). Better crops with plant food. p.63-67. Atlanta, Georgia.

Rauschkolb, R.S., F.J. Hills, A.B. Carlton y R.J. Miller (1979). Nitrogen management relative to crop production factors. p647-687. En: P.F. Pratt (ed.) Nitrate effluents from irrigated land, final report to the U.S. National Science Foundation (NSF project ENV76-10283), University of California.

Rodríguez Ruiz, F.J. y Hernández Abreu, J.M. (1982). Posibilidades de utilización para riego de las aguas residuale depuradas de Santa Cruz de Tenerife. I.N.I.A. Centro Regional de Canarias.

Ryden, J.C. y P.F. Pratt (1980). Phosphorus removal from wastewater applied to land. Hilgardia 48:1-36.

Schaub, S.A. y Sagik, B.P. (1975). Appl. Microbiology. 30, 212-222.

Schaub, S. A., C.A. Sorber y G.W. Taylor (1974). The association of enteric viruses with natural turbidity in aquatic environments. p.71-83. En: J. Malina Jr. y B. Sagik (eds.) Virus survival in water and wastewater systems. Proc. of Symp. N°.7, Center for Research in Water Resources. University of Texas, Austin, Texas.

Seoanes Calvo, M. (1978) Aprovechamiento y tratamientos agrarios de las aguas residuales urbanas.Collección Monografías I.N.I.A., n.°25. Dpto. de Analisis Ambiental. Crida 05 (Duero). I.N.I.A. Aptdo 178. Burgos.

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. P.429-436. En: State of knowledge in land treatment of wastewater, VOII. Proceedings of an international symposium, U.S. Army Corps of Eng. Cold. Region Research and Eng. Lab. Hannover, N.H. August 20-25.

Sorber, C.A, H.T. Bausum, S.A. Schaub y M.J. Small (1976). A study of bacterial aerosols at wastewater irrigation site. J. Water Pollution Control Fed. 48(10)2367-2379.

Sorber ,C.A. y B.P. Sagik. (1978) Health effectsd of land application of wastewater and sludge: what are the risks. Water Sewage Works 125(7):82-84.

Sposito, G., K.M. Holtzclaw, and C.S. Le Vesque-Madore (1978). Calcium ion complexation of pluvic and extracted from sewage sludge-moisture. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:600-606.

Sproul, O.J. (1978). The efficiency of wastewater unit processes in risk reduction. p.282-296. En: B.P. Sagik y C.A. Sorber (eds.) Risk assessment and health effects of land application of municipal wastewater and sludges. Center for Applied Research and Technology, Univ. of Texas, San Antonio, Texas.

Stumm W. y Morgan J.J. (1981) Aquatic Chemistry, 2nd. Ed. John Wiley & Sons. New York.

Suárez Encinoso, T. (1987) . Abonado del tomate. ERCROSS. Canarias Explosivos, S.A. Tenerife.

Tchobanoglous, G. y Schroeder, E.D. (1985). Water Quality. Addison-Wesley Publ. Co.

Teltsch, B. y E. Katzenelson (1978). Airborne enteric bacteria and viruses from spray irrigation with wastewater. Applied and Environ. Micro. Geol. 35(2):290-296.

Universidad Menendez y Pelayo (1989) Metodos blandos de tratamientos de aguas. Seminario realizado en el Centro Cultural Viera y Clavijo, Santa Cruz de Tenerife.

Vinten, A.J.A., U. Mingelgrin y B. Yaron (1983). The effect of suspended solids in wastewater on soil hydraulic conductivity: II. Vertical distribution of suspended solids. Soil Sci. Soc. Am. J. 47:408-412.

Westcot D.W. y R.S. Ayers (1985). Irrigation Water Quality Criteria. En: G.S. Pettygrove y T. Asano (eds.) Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual. Lewis Publishers, Inc., 121 South Main St., Chelsea, MI 48118, USA.

Wetzel, R.G. (1975) Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia.

World Health Organization (W.H.O.),(1973). Reuse of effluents: Methods of wastewater treatment and health safeguars. W.H.O., Technical Report Series N°.517, Ginebra, Suiza.