



UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA

DEPARTAMENTO DE INGENIERIA QUIMICA
Y TECNOLOGIA FARMACEUTICA

EVOLUCION DEL AGUA RESIDUAL DEPURADA
DURANTE SU TRANSPORTE POR TUBERIA

LUIS ENRIQUE RODRIGUEZ GOMEZ

MARZO 1998

La presente investigación se realizó en el Dpto. de Ingeniería Química y Tecnología Farmacéutica de la Facultad de Química de la Universidad de La Laguna, bajo la dirección de los Profesores Drs. D. Sebastián Delgado Díaz y D. Manuel Alvarez Díaz, en quienes siempre encontré la ayuda, estímulo y consejo que hizo posible la realización de la presente memoria, y a quienes quiero expresar mi más sincero agradecimiento.

Agradezco a la Dirección General de Universidades del Gobierno de Canarias la concesión de una beca de posgrado para la realización de esta Tesis Doctoral.

También quiero agradecer la ayuda prestada por la Consejería de Economía y Hacienda del Gobierno de Canarias, a través del proyecto de Innovación Tecnológica "Reutilización Agrícola de Aguas Residuales Depuradas. Obtención de Datos y Establecimiento de Modelos de Comportamiento en el Transporte y en el Almacenamiento de las Aguas Depuradas", cofinanciado por BALTEN y el Consejo Insular de Aguas de Tenerife, que permitió la adquisición de parte del equipo analítico utilizado en este trabajo.

También, desde aquí, doy las gracias:

- al Organismo Autónomo Local de Balsas de Tenerife (BALTEN), personalizado en D. Escolástico Aguiar González, por sus sugerencias y por haber puesto sus instalaciones y operarios a nuestro servicio. De la misma forma agradezco la colaboración prestada por todo el personal de BALTEN, en especial a D. Emilio Alvarez Hernández.

- al Consejo Insular de Aguas de Tenerife por la colaboración prestada en todo momento.

- al Servicio de Medio Ambiente de la Universidad de La Laguna (SEMALL), por permitir el uso de algunos equipos analíticos.

- a la Dirección General de Salud Pública de Santa Cruz de Tenerife, por la realización de los análisis bacteriológicos de la película biológica.

Finalmente, quiero dar las gracias a todos los compañeros del Departamento, en especial a los componentes del Grupo de Investigación de Tratamiento y Reutilización de Aguas Residuales, por el apoyo y la colaboración que me han brindado en todo momento.

INDICE

RESUMEN.....	11
1. INTRODUCCION.....	13
1.1 Aspectos generales sobre la reutilización de aguas	
residuales	14
1.1.1 Características generales de un agua residual.....	17
1.1.2 Procesos biológicos en agua residual.....	23
1.1.2.1 Oxidación de materia orgánica.....	28
1.1.2.2 Nitrificación	31
1.1.2.3 Desnitrificación.....	37
1.1.2.4 Procesos en cultivo suspendido y fijo	41
1.1.3 Tecnologías básicas de tratamiento con fines de reutilización.....	44
1.2 Calidades exigibles para reutilización agrícola de agua	
residual urbana.....	53
1.3 Estrategia de gestión y factores a considerar en las instalaciones de reutilización agrícola de aguas depuradas	71
1.4 Antecedentes relacionados con la problemática del transporte de aguas residuales	73
1.5 Compuestos de azufre en aguas residuales y generación	

de ácido sulfhídrico	74
1.6 Propiedades del sulfhídrico	77
1.6.1 Solubilidad	78
1.6.2 Toxicidad.....	83
1.6.3 Olor	84
1.6.4 Corrosividad.....	85
1.7 Factores que influyen en la generación de sulfuro	87
1.7.1 Velocidad de circulación	88
1.7.2 Temperatura.....	89
1.7.3 pH.....	92
1.7.4 Oxígeno disuelto.....	92
1.7.5 Potencial de óxido-reducción.....	96
1.7.6 Compuestos de azufre.....	102
1.7.7 Nutrientes y sustrato	103
1.8 Generación de sulfuro en tuberías de agua residual	106
1.8.1 Generación de sulfuro en la película biológica.....	107
1.8.2 Generación de sulfuro en los sedimentos	111
1.8.3 Generación de sulfuro en el cuerpo del agua residual.....	114
1.9 Ecuaciones de predicción de generación de sulfuro durante el transporte de aguas residuales	115

1.10 Producción de H ₂ SO ₄ y corrosión.....	127
1.11 Objeto de la presente de investigación	129
2. TECNICA EXPERIMENTAL	130
2.1 Descripción del sistema de depuración y reutilización de las aguas residuales de Santa Cruz de Tenerife.....	131
2.2 Metodología.....	150
2.3 Métodos analíticos	157
3. RESULTADOS EXPERIMENTALES	168
3.1 Película biológica	169
3.2 Transporte del agua residual depurada.....	173
3.3 Transporte del agua residual depurada con inyección de Agua Blanca.....	196

4. DISCUSION E INTERPRETACION.....	219
4.1 Película biológica	220
4.2 Condiciones sépticas durante el transporte	
del agua residual depurada.....	227
4.2.1 Influencia de la Inyección de Agua Blanca en la septicidad del agua residual depurada.....	235
4.2.2 Velocidad de consumo de oxígeno disuelto	248
4.3 Temperatura, conductividad y pH.....	252
4.3.1 Evolución de la temperatura	252
4.3.2 Evolución de la conductividad	256
4.3.3 Evolución del pH.....	260
4.4 Evolución de la materia orgánica	269
4.4.1 Influencia de la Inyección del Agua Blanca en la materia orgánica.....	278
4.4.2 Materia en suspensión (MES).....	284
4.5 Evolución del sulfato y sulfuro.....	288
4.5.1 Generación de sulfuro	288
4.5.2 Relación sulfuro-POR.....	293
4.5.3 Cinética de generación de sulfuro.....	298
4.5.4 Influencia de la Inyección de Agua Blanca en la generación de sulfuro.....	326

4.6 Compuestos de nitrógeno del agua residual depurada	336
4.6.1 Evolución de los compuestos de nitrógeno durante el transporte del agua residual depurada	336
4.6.2 Influencia de la Inyección del Agua Blanca en los compuestos de nitrógeno	337
4.6.3 Nitrificación	338
4.6.4 Desnitrificación	346
5. CONCLUSIONES	364
6. BIBLIOGRAFIA	369
7. ANEXO	399

RESUMEN

RESUMEN

Este trabajo se enmarca dentro de la línea de investigación de Tratamiento y Reutilización de Aguas Residuales del Departamento de Ingeniería Química y Tecnología Farmacéutica de la Universidad de La Laguna. En esta investigación se realiza un estudio de la evolución del agua residual depurada en la Estación Depuradora de Aguas Residuales de S/C de Tenerife, a lo largo de la conducción de transporte por gravedad de 61 km de longitud y 60 cm de diámetro, que une el Depósito Regulador de El Tablero con la Balsa del Valle de San Lorenzo, en el sur de la isla de Tenerife.

Se ha realizado una campaña de muestreo a lo largo de la conducción, en el periodo comprendido entre noviembre de 1994 y febrero de 1997. Durante este tiempo se han tomado muestras del agua residual transportada, sobre las que se han realizado las siguientes medidas *in situ*: temperatura, oxígeno disuelto, pH y potencial de óxido-reducción (POR). Al mismo tiempo, se han determinado en el laboratorio los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno total y soluble (DQO_t y DQO_s), materia en suspensión (MES), carbono orgánico total (TOC), turbidez, sulfato, sulfuro, conductividad eléctrica, color, amonio, nitrato, nitrito y nitrógeno orgánico.

Los fenómenos más importantes que tienen lugar durante el transporte del agua residual son aquellos que están relacionados con las condiciones de septicidad del agua residual (generación de sulfuro, nitrificación y desnitrificación), y los relacionados con la materia en suspensión y su posible sedimentación.

De esta forma, se ha realizado un estudio de la evolución de las condiciones sépticas durante el transporte del agua residual depurada, y su relación con parámetros tales como el oxígeno disuelto, el potencial de óxido-reducción, los compuestos oxidados de nitrógeno (N-NO_x^-) y la materia orgánica.

Se ha estudiado la generación de sulfuro durante el transporte del agua residual depurada con baja carga orgánica (DQO total comprendida entre 50 y 180) y sulfato en exceso, y se han obtenido dos ecuaciones cinéticas en función de la DQO total y soluble. Asimismo, se ha encontrado una relación entre el potencial de óxido-reducción y la concentración de sulfuro.

También se ha estudiado la influencia de la introducción de agua blanca, saturada en oxígeno disuelto y baja conductividad, en el punto kilométrico 10 de la conducción de transporte. La inyección del agua blanca tiene un inmediato efecto de dilución de los componentes típicos del agua residual (materia orgánica, sulfato, conductividad y amonio).

A su vez, la inyección del agua blanca afecta a las condiciones sépticas del agua residual, aumentando la concentración de oxígeno disuelto y el potencial de óxido-reducción, e inhibiendo la generación de sulfuro. Al mismo tiempo, favorece la aparición de un proceso de nitrificación, seguido de una posterior desnitrificación.

Se ha realizado un estudio cinético de la desnitrificación, obteniendo un orden de reacción 1 para las condiciones que se tienen en el sistema (relación $\text{DQO/N-NO}_x^- > 5$, y concentración de N-NO_x^- comprendida entre 0,8 y 4,4 mg/l). También se ha podido obtener la constante de desnitrificación k_{20} para una reacción de primer orden a 20°C.

1. INTRODUCCION

1. INTRODUCCION

1.1 Aspectos generales sobre la reutilización de aguas residuales

La reutilización del agua residual como agua no potable es una práctica común y ampliamente extendida. En China, la India, Japón, Corea, Malaysia e Indonesia es una costumbre aceptada desde muy antiguo. Sometida a tratamiento terciario se utiliza como agua potable de uso doméstico en la capital de Namibia, Windhoek, desde 1968, constituyendo un tercio del agua potable consumida por la población (Nkuchia, 1994).

Recientemente varias ciudades norteamericanas (Phoenix, Denver, El Paso y San Diego) han realizado estudios para determinar la viabilidad económica de la reutilización de agua residual depurada, con tratamiento terciario, como agua potable.

El río Támesis, que abastece de agua potable a la mayoría de los londinenses, contiene aproximadamente un 14% de agua residual depurada. El Rin, de cuyas aguas beben 6 millones de europeos, contiene hasta un 40% de agua residual depurada. En los países de Oriente se utiliza el agua residual depurada con tratamiento terciario desde hace muchos años. En California diariamente se utilizan alrededor de 1 millón de m³ de agua

residual depurada para irrigar campos de cereales (Nkuchia, 1994).

Aparte del consumo agrícola o incluso humano, existen otras actividades en las que se puede utilizar el agua residual depurada como son la industria, limpieza de calles, extinción de incendios, construcción pesada, lavado de coches y cisterna de los sanitarios. En Japón por ejemplo es obligatorio la reutilización del agua residual depurada en las cisternas de los sanitarios, en todos aquellos edificios de más de 10.000 m² (Nkuchia, 1994). También es importante la consideración de la reutilización del agua residual depurada como una de las formas de contribuir a la conservación del medio ambiente en la sociedad actual.

Se espera que en el siglo XXI la reutilización de agua residual depurada llegue a ser más competitiva, y que el número de comunidades que reutilicen el agua residual depurada sea cada vez mayor.

Hay situaciones típicas en las que la reutilización del agua residual hay que considerarla con gran atención (Sanz, 1993):

- grandes ciudades, donde las necesidades superan los recursos convencionales.
- zonas con disponibilidades escasas (islas, zonas áridas, etc.).

Por otro lado, las razones para tratar las aguas procedentes del alcantarillado son las siguientes:

- Adecuarlas antes de ser vertidas en el medio natural, y evitar posibles contaminaciones de los acuíferos.
- Para proteger las zonas recreativas (playas y ríos).
- Para riego en agricultura o jardines.
- Para suministro de agua a complejos industriales, como aguas de transporte de materias primas o agua de proceso.

- Para que el agua introducida en la red de abastecimiento sea de calidad potable, después de una dilución natural o artificial.

La exigencia de calidad crece desde los primeros casos hasta los últimos. No se habla de reutilización para los dos primeros; aún así es una reutilización indirecta (Sanz, 1993).

La reutilización del agua depurada presenta numerosas ventajas: evitar tratamientos terciarios, como la desnitrificación, desfosforación, con el consiguiente ahorro energético; reducir los vertidos al mar contribuyendo a posibilitar la política medioambiental de la U.E. sobre tratamiento de aguas residuales urbanas (Directiva 91/271); disminuir el consumo de abonos químicos en las explotaciones agrarias y la reutilización como agua de riego en agricultura.

Aunque la economía de las Islas Canarias se centra en el sector terciario, especialmente en el turismo, la agricultura representa un sector productivo importante para su más de millón y medio de habitantes.

La superficie bajo riego en la isla de Tenerife es de 12.400 hectáreas, de las que 5.100 se dedican al cultivo del plátano, 1.500 al tomate y el resto a distintos cultivos donde destacan los aguacates, cítricos, una amplia gama de frutales tropicales y las plantas ornamentales (Hernández, 1989).

El agua en Canarias es un recurso natural escaso y valioso, indispensable para la vida y para la mayoría de las actividades económicas. El volumen anual de recursos totales de Tenerife en el año 1991 era de 212 hectómetros cúbicos, de los que 109 se destinaron al regadío agrícola, que es la primera actividad consumidora (53%).

El Plan Hidrológico Insular recoge entre sus numerosas determinaciones que, para poder satisfacer la demanda del año 2000, cifrada en unos 230 hectómetros cúbicos al año, se han de reutilizar 24,5 hm³/año de aguas residuales urbanas depuradas.

1.1.1 Características generales de un agua residual urbana

Las características y caudal del agua residual varían en función de su origen: doméstico (urbano o rural), industrial o mixto, y dentro de cada uno de estos tipos varía en función del tamaño de la comunidad o ciudad, del tipo de industria, de la época del año y de la proporción de agua doméstica e industrial respectivamente.

Las alteraciones que sufre el agua como consecuencia del uso doméstico, debido al aporte de sustancias de diversa naturaleza, son físicas, químicas y biológicas.

Las alteraciones físicas influyen sobre el aspecto del agua, y afectan fundamentalmente al contenido de sólidos, a la turbidez, al color y al olor.

Las alteraciones químicas del agua son consecuencia del aporte de sustancias, solubles e insolubles, algunas de las cuales pueden reaccionar con los componentes naturales del agua potable, produciendo precipitaciones que se traducen en sólidos decantables o en suspensión, e incluso gases.

Las alteraciones biológicas del agua son consecuencia tanto del uso humano como de los contaminantes en la red de alcantarillado. Entre los microorganismos que aparecen en las aguas residuales sin tratar se incluyen algas, bacterias, protozoos, helmintos, virus, etc.

La cuantificación de las alteraciones del agua, y por tanto su grado de contaminación, se mide mediante técnicas analíticas de laboratorio. Más que un análisis completo de todas las sustancias que contiene un agua residual, de difícil realización, se mide un conjunto de parámetros físico-químicos y biológicos, de rápida y fácil determinación, cuyos valores permiten establecer el grado de alteración física, química y biológica del agua residual y, por tanto, el tipo de tratamiento a que se debe someter en función del destino del agua depurada.

Así, las alteraciones físicas más importantes se establecen mediante parámetros tales como sólidos totales, entre los que es necesario diferenciar entre sólidos disueltos y sólidos en suspensión, y a su vez entre fijos y volátiles. También se puede medir el color a una determinada longitud de onda, así como algunas sustancias responsables de ciertos olores característicos de las aguas residuales.

Las alteraciones de tipo químico quedan cuantificadas analíticamente mediante parámetros que reflejan el contenido mineral (inorgánico) y el orgánico. El contenido en sustancias minerales queda reflejado por parámetros globales tales como la conductividad eléctrica, pH, alcalinidad, dureza, etc, o de forma más específica tal como aniones y cationes concretos, así como metales pesados u otras sustancias de interés para determinados usos del agua.

El contenido en materia orgánica se mide mediante técnicas de oxidación química o biológica. Las técnicas de demanda de oxígeno son las más conocidas, (Demanda Química de Oxígeno, DQO, y Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO), asociadas al contenido en materia orgánica biodegradable, si bien se está utilizando cada vez más la medida del Carbono Orgánico Total, COT o TOC, en sustitución de los anteriores. El contenido en aceites y grasas, o el amoníaco, fósforo, boro, sílice. etc,

pueden ser de interés en aplicaciones específicas del agua.

Las alteraciones biológicas del agua tienen un gran interés sanitario y los parámetros de medida son muy variados, e incluyen indicadores y tipos específicos de microorganismos.

Las bacterias actúan generalmente sobre la materia orgánica contenida en el agua residual, en presencia o en ausencia de oxígeno, para transformarla en otras sustancias de menor peso molecular, entre las que aparecen diversos gases. La concentración y tipo de microorganismos depende, entre otras razones, de la procedencia del agua residual y de las condiciones ambientales.

En la Tabla 1.1 (Metcalf & Eddy, 1995) se indica el incremento medio del contenido mineral del agua debido al uso doméstico de la misma. En la Tabla 1.2 (Metcalf & Eddy, 1995) se da la composición típica de las aguas residuales urbanas, con indicación de las concentraciones medias y los intervalos en que suelen oscilar.

Tabla 1.1

Incremento del contenido mineral por el uso doméstico del agua (Metcalf & Eddy, 1995)

Constituyente	Intervalo de incremento ^a mg/l
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	300 - 500
Aniones:	
Bicarbonato, (HCO_3^-).....	50 - 100
Carbonato, (CO_3^{2-}).....	0 - 10
Cloruro, (Cl^-).....	20 - 50 ^b
Nitrato, (NO_3^-).....	20 - 40
Fosfato, (PO_4^{3-}).....	20 - 40
Sulfato, (SO_4^{2-}).....	15 - 30
Amonio, (NH_4^+).....	10 - 60
Cationes:	
Calcio, (Ca^{2+}).....	15 - 40 ^c
Magnesio, (Mg^{2+}).....	15 - 40 ^c
Potasio, (K^+).....	7 - 15
Sodio, (Na^+).....	40 - 70
Otros datos:	
Aluminio.....	0,1 - 0,2
Boro.....	0,1 - 0,4
Fluoruro.....	
Hierro.....	0,2 - 0,4
Manganeso.....	0,2 - 0,4
Sílice.....	2 - 10
Alcalinidad total.....	100 - 150 ^c
Sólidos disueltos totales (SDT).....	150 - 400
SAR.....	1,5 - 2,5

a Intervalo medio nacional. No incluye la contribución debida a actividades comerciales e industriales.

b Excluyendo el efecto debido a los ablandadores del agua doméstica.

c Expresada como CaCO_3 .

Tabla 1.2

Composición típica de aguas residuales domésticas no tratadas (Metcalf & Eddy, 1995)

Constituyente	Concentración, ppm		
	Alta	Media	Baja
Sólidos totales	1200	700	350
Sólidos disueltos	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
Sólidos en suspensión	350	200	100
Fijos	75	50	30
Volátiles	275	150	70
Materia decantable (ml/l).....	20	10	5
DBO ₅	300	200	100
DQO.....	1000	500	250
Nitrógeno (como N)	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoníaco libre	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo total (como P).....	20	10	6
Orgánico	5	3	2
Inorgánico	15	7	4
Cloruros	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃).....	200	100	50
Aceites y grasas	150	100	50

1.1.2 Procesos biológicos en aguas residuales

Los procesos biológicos que tienen lugar en el agua residual son realizados por un conjunto de organismos como son las bacterias, hongos, algas, protozoos y metazoos (Henze *et al.*, 1995).

La principal tarea de las bacterias es la transformación primaria y la degradación de la materia orgánica disuelta. Además contribuyen a la degradación de la materia orgánica suspendida mediante la producción de enzimas extracelulares.

Los hongos y bacterias compiten entre sí por conseguir alimento, de manera que el contenido en hongos en el agua residual suele ser menor que el de bacterias.

Las algas se encuentran presentes en aquellas zonas del agua residual en las que hay buenas condiciones de alimento y luz.

Los protozoos utilizan como alimento a las bacterias, los hongos, las algas y la materia orgánica suspendida, y juegan un papel muy importante en la estabilización secundaria del agua residual.

Los metazoos están constituidos por los rotíferos, crustáceos, animales e insectos de orden animal superior a los anteriores.

Existen tres procesos fundamentales que es necesario mencionar cuando se habla de reacciones biológicas: crecimiento bacteriano, hidrólisis y desaparición. Las Figuras 1.1 y 1.2 muestran la secuencia en que estos procesos suele tener lugar en el agua residual (Henze *et al.*, 1995).

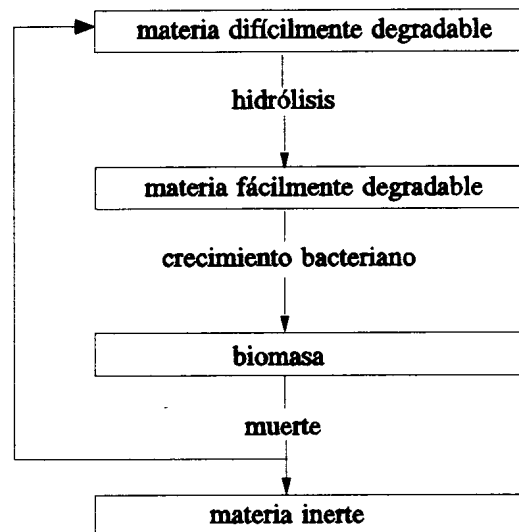


Figura 1.1. Ciclo de la materia orgánica en el agua residual

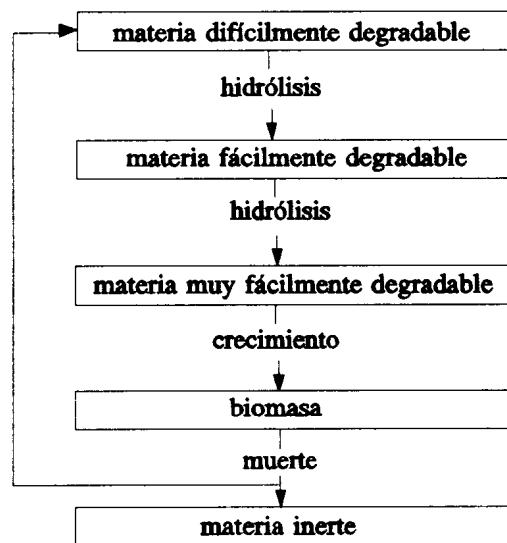


Figura 1.2. Ciclo de la materia orgánica en el agua residual.

Crecimiento bacteriano.- Como se pudo ver en las Figuras 1.1 y 1.2 anteriores, durante esta etapa las bacterias suelen consumir materia fácilmente degradable, es decir, moléculas simples tales como ácido acético, etanol, metanol, ácido propiónico, glucosa, amonio, nitrito, etc. (Henze *et al.*, 1995).

Este proceso se puede describir a través de la siguiente expresión:

$$r_{V,XB} = \mu_{\max} f(S) X_B \quad (1.1)$$

donde:

$r_{V,XB}$ = tasa de crecimiento biológico volumétrica

μ_{\max} = tasa máxima de crecimiento específico

$f(S)$ = cinética del crecimiento bacteriano

X_B = concentración de biomasa

Cuando la materia orgánica se degrada por la acción microbiana, sólo una parte de esta materia orgánica formará parte de los microorganismos (biomasa). Se denomina rendimiento Y a la relación entre la cantidad de biomasa producida y cantidad de sustrato eliminado. Por tanto el consumo de sustrato correspondiente al crecimiento biológico se puede expresar como:

$$r_{V,S} = \frac{r_{V,XB}}{Y_{\max}} \quad (1.2)$$

donde:

Y_{\max} = constante de rendimiento máxima.

Generalmente la cinética del crecimiento bacteriano se suele expresar a través de una expresión de Monod:

$$f(S) = \frac{S_2}{S_2 + K_S} \quad (1.3)$$

donde:

S_2 = concentración de sustrato en el medio

K_S = constante de saturación del sustrato

De esta forma aparece un término que es la tasa de crecimiento bacteriano observada y que queda de la siguiente forma:

$$\mathbf{m}_{obs} = \mathbf{m}_{max} \frac{S_2}{S_2 + K_S} \quad (1.4)$$

donde:

μ_{obs} = tasa de crecimiento específico observada

μ_{max} = tasa de crecimiento específico máxima

S_2 = concentración de sustrato en el medio

K_S = constante de saturación del sustrato

Hay que tener en cuenta que esta expresión es aplicable en aquellas situaciones en que sólo el sustrato, S, es un factor limitante en el crecimiento bacteriano. μ_{max} corresponde a la tasa de crecimiento específico máxima bajo unas determinadas condiciones ambientales de temperatura, pH, oxígeno disuelto, nutrientes, sustancias tóxicas, etc.

Hidrólisis.- El proceso hidrolítico convierte la materia difícilmente degradable en moléculas más pequeñas fácilmente degradables (Henze *et al.*, 1995), como se pudo ver en las Figuras 1.1 y 1.2 anteriores. Normalmente, la hidrólisis es muy lenta comparada con el crecimiento bacteriano. Por tanto, en términos de velocidad de reacción, la hidrólisis será generalmente la etapa limitante en la velocidad de los procesos biológicos de aguas residuales.

Desaparición.- Las bacterias presentan una velocidad de desaparición que es esencial en la conversión de la materia en los procesos biológicos. La muerte de las bacterias no cambia la cantidad total de materia en el sistema. Lo que ocurre es que el sistema se ve incrementado en cierta cantidad de materia difícilmente degradable, como se vio en las Figuras 1.1 y 1.2. Esta materia se hidroliza y es transformada en materia fácilmente degradable, posteriormente provoca un nuevo crecimiento bacteriano y fenómenos asociados al crecimiento bacteriano tales como el consumo de oxígeno o de nitrato.

Normalmente la desaparición se expresa como un proceso de primer orden en función de la biomasa:

$$r_{R,V} = b X_B \quad (1.5)$$

donde:

$r_{R,V}$ = tasa de desaparición de las bacterias

b = constante de desaparición

X_B = concentración de biomasa

Los procesos biológicos que se producen en el agua residual se pueden dividir

en aerobios y anaerobios, dependiendo de si para que tengan lugar necesitan la presencia de oxígeno disuelto o no. Los procesos facultativos pueden funcionar tanto en presencia o ausencia de oxígeno disuelto. El término de condiciones anóxicas o proceso anóxico se refiere a aquél en que no existe oxígeno molecular en el medio, pero sí existe oxígeno en forma de otros compuestos como el nitrato. En numerosas ocasiones se considera un proceso como anaerobio cuando en realidad es anóxico.

Un proceso típico que tiene lugar en condiciones anóxicas es la desnitrificación. Dentro de los procesos aerobios se encuentran la oxidación aerobia de la materia orgánica y la nitrificación. Dentro de los procesos anaerobios son muy importantes la producción de metano y la generación de sulfuro.

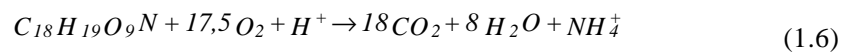
1.1.2.1 Oxidación aerobia de la materia orgánica

La materia orgánica presente en el agua residual puede sufrir los siguientes procesos:

- oxidación a CO₂ y otros nutrientes (especialmente en forma de compuestos de N, P y S).
- asimilación en los lodos o fangos.
- no alteración (la materia orgánica que es no biodegradable o inerte).
- transformación en otro tipo de materia orgánica.

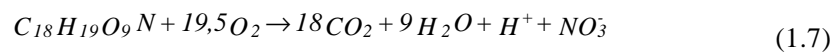
La composición química aproximada de la materia orgánica se puede representar por la siguiente fórmula empírica: C₁₈H₁₉O₉N (Pöpel, 1975).

Si el producto final de la oxidación de la materia orgánica es CO₂, la reacción global puede ser de las dos formas siguientes (Henze *et al.*, 1995):



sin nitrificación

o bien



con nitrificación

Para las dos reacciones de oxidación anteriores el consumo microbiológico de oxígeno es de 1,42 y 1,59 kg O₂/kg de materia orgánica, respectivamente (Henze *et al.*, 1995).

La transformación biológica de la materia orgánica puede describirse como una reacción de primer orden respecto a la biomasa:

$$r_{V,S} = \frac{m_{obs}}{Y_{max}} X_B \quad (1.8)$$

Factores que influyen en la oxidación biológica de la materia orgánica

Sobre la tasa de oxidación biológica de la materia orgánica influyen numerosos factores, tales como la concentración de sustrato, de oxígeno, pH, temperatura, etc. La influencia de cada una de estas variables se cuantifica en la velocidad específica de crecimiento bacteriano como contribuciones de la siguiente forma:

$$m_{obs} = m_{max} f(T) f(O_2) f(pH) f(S) f(N, P) \quad (1.9)$$

Temperatura

La dependencia de la oxidación bacteriana de la materia orgánica respecto de la temperatura puede describirse por la siguiente expresión exponencial:

$$f(T) = e^{k(T-20)} \quad (1.10)$$

Esta expresión es aplicable en el intervalo de temperatura entre 0-32°C. A partir de esta temperatura, la oxidación bacteriana es constante y cae a partir de 45°C (Henze *et al.*, 1995).

Oxígeno disuelto

La dependencia de la oxidación microbiana de la materia orgánica respecto del oxígeno sigue una expresión de Monod:

$$f(O_2) = \frac{S_{O_2}}{S_{O_2} + K_{S,O_2}} \quad (1.11)$$

donde:

S_{O_2} = concentración de oxígeno en el medio

K_{S,O_2} = constante de saturación del oxígeno

La constante de saturación K_{S,O_2} depende de parámetros como el tamaño del flóculo, el espesor de la película biológica, la temperatura, y da idea de la resistencia a

la difusión del oxígeno en los flóculos o película biológica.

pH

Las transformaciones aerobias dependen del pH. El intervalo de pH óptimo para el crecimiento bacteriano está comprendido entre 6-9.

Nitrógeno y fósforo

El efecto que tienen estos nutrientes en el desarrollo bacteriano de la oxidación de la materia orgánica se puede expresar a través de la siguiente doble expresión de Monod:

$$f(N, P) = \frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{S,NH_4}} \frac{S_{PO_4}}{S_{PO_4} + K_{S,PO_4}} \quad (1.12)$$

donde:

S_{NH_4} = concentración de amonio

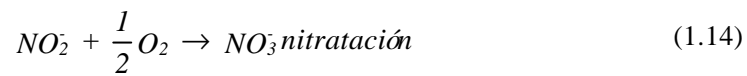
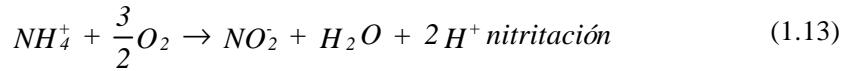
S_{PO_4} = concentración de fósforo

K_{S,NH_4} = constante de saturación del amonio

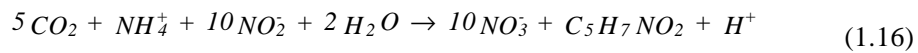
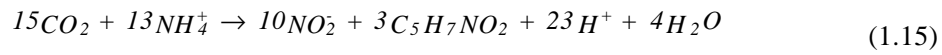
K_{S,PO_4} = constante de saturación del fósforo

1.1.2.2 Nitrificación

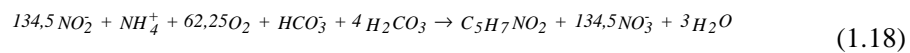
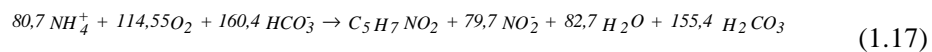
La nitrificación es el proceso de oxidación del amonio a nitrato y nitrito por la acción de un grupo de microorganismos autótrofos. El proceso consta de 2 etapas: en la primera el amonio es oxidado a nitrito por bacterias *Nitrosomonas*; en la segunda se produce la oxidación del nitrito a nitrato por la acción de las bacterias *Nitrobacter*.



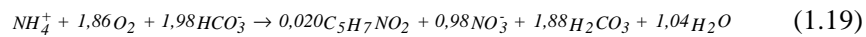
Las bacterias nitrificantes constituyen un grupo homogéneo, caracterizado por una tasa de crecimiento muy baja, debido al bajo rendimiento energético relacionado con la oxidación del amonio y el nitrito, respectivamente. Las bacterias nitrificantes son autótrofas y utilizan CO₂ como fuente de carbono. Por tanto, las reacciones que tienen lugar durante la oxidación del amonio son las siguientes (Henze *et al.*, 1995):



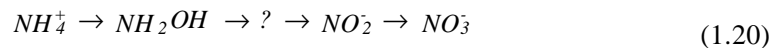
Combinando las Ec. 1.13 y 1.15 y las Ec. 1.14 y 1.16 se obtienen las ecuaciones globales de formación de nitrito y nitrato:



Combinando las Ec. 1.17 y 1.18 se obtiene la ecuación global de nitrificación:



La oxidación del amonio a nitrito tiene lugar a través de varias etapas, mientras que la oxidación del nitrito a nitrato transcurre en una sola etapa, como se puede ver en la Ecuación 1.20. (Henze *et al.*, 1995). Los intermediatos que puedan existir entre la hidroxilamina (NH₂OH) y el nitrito se desconocen por ahora.



La cinética de la nitrificación puede explicarse a través de una expresión de Monod, similar a la propuesta para la oxidación de la materia orgánica.

Factores que influyen en la nitrificación.

Concentración de sustrato.- Para que la nitrificación tenga lugar es necesario que el amonio esté presente en el agua residual.

Relación DBO₅/NKT (nitrógeno Kjeldahl total).- Sawyer (1940) constató que la capacidad de nitrificación de los diversos fangos activados estaba relacionada con la relación DBO₅/NH₄⁺.

Más recientemente se ha demostrado que la relación DBO₅/NKT puede utilizarse como una medida más fiable (USEPA, 1975). La Tabla 1.3 muestra la relación existente entre la relación DBO₅/NKT y la presencia de bacterias nitrificantes (USEPA, 1975).

Temperatura.- La tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes se ve favorecida por la temperatura en el intervalo entre 10 y 30°C. A la temperatura comprendida entre los 30 y 35°C la tasa de crecimiento es constante. Entre 35 y 40°C la tasa descende hasta cero (Henze *et al.*, 1995).

Oxígeno.- Las bacterias nitrificantes son más sensibles a bajas concentraciones de oxígeno que las bacterias heterótrofas. También se sabe que el proceso de la nitrificación puede tener lugar a concentraciones muy altas de oxígeno, por ejemplo una concentración de hasta 60 mg/l de oxígeno no inhibe el proceso. Balmelle *et al.* (1992) han encontrado una relación prácticamente lineal entre la formación de nitrito (nitritación) y la concentración de oxígeno disuelto en el agua residual, en un intervalo de concentraciones de oxígeno disuelto comprendido entre 0,1 y 8 mg/l.

Tabla 1.3
Relación entre la fracción de organismos nitrificantes y DBO₅/NKT

Relación DBO ₅ /NKT	Fracción nitrificantes
0,5	0,35
1	0,21
2	0,12
3	0,083
4	0,064
5	0,054
6	0,043
7	0,037
8	0,033
9	0,029

pH.- La nitrificación depende del pH, siendo el intervalo óptimo el de 8-9. A su vez, la nitrificación reduce la alcalinidad del agua, como se puede ver en las ecuaciones 1.17 y 1.18. Debido a que la nitrificación provoca un descenso del pH, éste será menor en los flóculos y en la película biológica que en el seno del agua residual.

Es posible que la dependencia del pH esté relacionada con el fenómeno de inhibición por sustrato (compuestos nitrogenados), ya que se sabe que el amoníaco libre NH₃, puede inhibir tanto la acción de *Nitrosomonas* como de *Nitrobacter*, en especial la de *Nitrobacter* (Balmelle *et al.*, 1992), mientras que el ácido nitroso (HNO₂) sólo puede inhibir la acción de *Nitrobacter*.

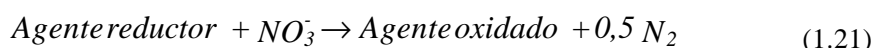
Según Abeling y Seyfried (1992) y Balmelle *et al.* (1992), concentraciones de sólo 0,1 hasta 1 mg/l de amoníaco libre son suficientes como para inhibir a las *Nitrobacter*, siendo la inhibición completa cuando la concentración es de 3 mg/l. De la misma forma, algunos ensayos parecen indicar que tanto el amoníaco libre como el ácido nitroso constituyen el sustrato de las bacterias nitrificantes (Sharma y Ahlert, 1977). De esta forma se obtiene un sistema en el que un mismo compuesto es al mismo tiempo sustrato, y en grandes concentraciones un inhibidor.

Inhibidores.- Por norma general, las bacterias nitrificantes no son más sensibles a los inhibidores que el resto de bacterias presentes en un agua residual.

Edad adecuada de los lodos para nitrificación.- El tiempo necesario para que las bacterias nitrificantes (autótrofas) se vuelvan activas es relativamente grande, llegando hasta 2 días (Tendaj *et al.*, 1992). Por ello, aunque se den todas las condiciones para que tenga lugar la nitrificación, si las bacterias no están activas el proceso no se inicia.

1.1.2.3 Desnitrificación

En el proceso de desnitrificación los microorganismos transforman el nitrato en N_2 , a través de una reacción como la siguiente:



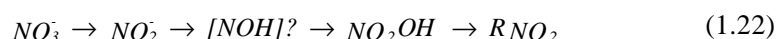
Los procesos en los que el nitrato es utilizado como fuente de oxígeno se denominan anóxicos. En estas condiciones las reacciones biológicas que tienen lugar no son anaerobias sino más bien una modificación de las aerobias (USEPA, 1974). La desnitrificación es un proceso ampliamente extendido en la naturaleza, siempre que exista nitrato y ausencia o muy poco oxígeno. La mayoría de las bacterias desnitrificantes son facultativas, pudiendo utilizar oxígeno si existe en el medio. Los géneros principales son *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* y *Bacillus* (Higgins y Burns, 1975).

Muchas de las bacterias desnitrificantes más comunes tienen la capacidad de cambiar su metabolismo y utilizar oxígeno o nitrato como aceptor final de electrones. El sistema de transporte de electrones en un organismo desnitrificante es idéntico al sistema de transporte de electrones en condiciones aerobias, con la excepción del último paso, la reducción del nitrato (o nitrito). Cuando tanto el oxígeno como el nitrato se encuentran presentes en el medio, se utilizará el oxígeno antes que el nitrato.

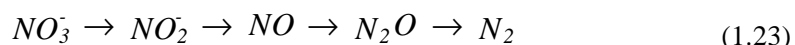
Los productos intermedios que aparecen en la desnitrificación son tóxicos e indeseables (NO_2^- , NO y NO_2). El NO_2^- es un inhibidor para muchos microorganismos y se utiliza como conservante. El NO se transforma en NO_2 en la atmósfera.

Aparte de la desnitrificación el nitrato y nitrito pueden sufrir otra transformación

llamada asimilación. A través de este proceso el nitrato y nitrito son asimilados por los microorganismos, transformándolos en compuestos orgánicos del tipo RNO_2 . De esta forma los dos principales procesos que afectan a los nitratos y nitritos son:

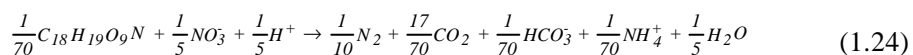


asimilación

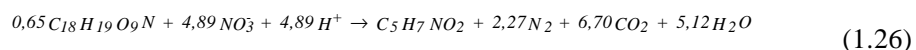
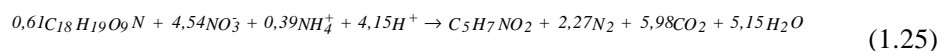


desnitrificación

Si se considera al agente reductor como materia orgánica que las bacterias desnitrificantes utilizan como fuente de carbono y energía, se llega a la siguiente reacción global de desnitrificación:



En el caso de que las bacterias desnitrificantes consuman amonio o nitrato, la reacción de desnitrificación queda como sigue (Henze *et al.*, 1995):



Dependiendo de la reacción que tenga lugar, se deberá utilizar una determinada

relación biomasa/materia orgánica, en el cálculo de las constantes de crecimiento bacteriano. Si hay amonio presente las bacterias siempre lo utilizarán como fuente de nitrógeno, lo que ocurre en la mayoría de los sistemas de agua residual.

La cinética de la desnitrificación se puede describir por una expresión de Monod.

Factores que influyen en la desnitrificación

Nutrientes.- Los nutrientes requeridos por las bacterias desnitrificantes corresponden a los de los organismos aerobios heterótrofos. Estas bacterias prefieren el amonio al nitrato como fuente de nitrógeno en la asimilación. Las aguas urbanas suelen tener suficiente contenido en nutrientes mientras que las industriales contienen muy a menudo cantidades bajas de fósforo.

Substrato (Fuente de energía).- Las bacterias desnitrificantes pueden utilizar un amplio espectro de fuentes de energía, incluso materia inorgánica. Entre los compuestos orgánicos, el interés radica en las denominadas fuentes de energía interna (materia orgánica de los lodos y del agua residual). Entre las fuentes de carbono externas las más importantes son el metanol y el ácido acético.

La fuente de energía utilizada tiene un efecto muy importante en la tasa de desnitrificación. Por ejemplo con el metanol es más alta, ya que es fácilmente degradable; y con carbono endógeno es mucho más baja ya que se requiere un proceso de hidrólisis que hace más lenta la desnitrificación.

Según estudios realizados por Abeling y Seyfried (1992), existe una relación

entre la desnitrificación y la relación materia orgánica/N. Cuanto mayor es la relación DQO/N-NO₃⁻, mayor será la desnitrificación (Lyngaa, 1992). Con una relación DQO/N-NO₃⁻ superior a 15 se consigue una desnitrificación prácticamente completa.

Temperatura.- La dependencia de la desnitrificación con la temperatura es la misma que experimentan los procesos típicos aerobios heterótrofos. La desnitrificación puede tener lugar incluso a 50-60°C (Henze *et al.*, 1995).

Oxígeno.- El oxígeno inhibe el proceso de desnitrificación. La concentración de oxígeno que resulta crucial para que se produzca o no la desnitrificación es la concentración de oxígeno en los flóculos y en la película biológica, y no la concentración de oxígeno medida en el seno del agua residual, que suele ser mayor que la concentración que existe en los flóculos y en la película biológica.

pH.- El pH óptimo se sitúa en torno a 7-9. A pH inferiores a 7 se produce un aumento de óxidos de nitrógeno, especialmente N₂O.

La desnitrificación aumenta la alcalinidad del agua. Por cada mol de nitrato transformado se obtiene un equivalente de alcalinidad (Ec. 1.24). Si el amonio se utiliza como fuente de nitrógeno, se reducirá la alcalinidad en un equivalente por mol de amonio asimilado.

Inhibidores.- Según Abeling y Seyfried (1992) el HNO₂ a concentraciones superiores a 0,12 mg/l, actúa como inhibidor de la desnitrificación.

1.1.2.4 Procesos en cultivo suspendido y en cultivo fijo.

Los procesos biológicos que ocurren en las aguas residuales se pueden llevar a cabo en cultivo en suspensión y en cultivo fijo. En los primeros, las bacterias forman flóculos que se encuentran dispersos en todo el medio de reacción. En los segundos, las bacterias están fijadas a un soporte material.

Por su interés en el transporte de aguas depuradas por tuberías, centraremos la atención en los procesos de cultivo fijo. Estos procesos se caracterizan porque las bacterias se encuentran adheridas a una superficie sólida en forma de película biológica.

Existen dos tipos de película biológica: película densa y película filamentosa. La película densa está constituida por una biomasa compacta e inmovilizada. La película densa en su estado ideal presenta una superficie plana y muy poco rugosa. Las cinéticas que se han desarrollado para explicar el transporte de materia a través de una película biológica se ajustan muy bien para la película biológica densa.

La película biológica filamentosa está formada por bacterias filamentosas que se unen unas a otras y a su vez a la superficie sólida, siendo el ejemplo típico el *Chlamydo bacteriales Sphaerotilus Natans*. Este tipo de bacterias puede llegar a formar una trama de filamentos que son agitados por el flujo de agua. Esto hace que existan zonas de turbulencia en los alrededores de estos filamentos, por lo que el transporte de sustrato hacia la película biológica es mayor en este caso que cuando sólo hay difusión molecular.

Parámetros cinéticos en película biológica

Las constantes de las ecuaciones cinéticas de procesos biológicos en cultivos fijos son las mismas que las obtenidas para cultivos suspendidos (Henze *et al.*, 1995). El único parámetro nuevo que debe usarse en los sistemas de película biológica es la difusividad D , cuya magnitud en este medio es poco conocida. Por ello, en la práctica se suelen utilizar bien los propios valores de los coeficientes de difusión molecular en agua pura o bien estos valores corregidos con un factor de 0,8.

Una película biológica está compuesta por células vivas y muertas agrupadas en una matriz de polisacáridos extracelulares adheridos a una superficie (Bishop *et al.*, 1995). Los sustratos, nutrientes, inhibidores y aceptores de electrones se difunden desde el seno del agua residual a través de la capa límite hacia la película biológica, y son utilizados por las células de la película. Al mismo tiempo, se produce una difusión en sentido contrario de los productos de reacción hacia el exterior de la película biológica.

La difusión en la película biológica depende de parámetros tales como la densidad, edad, espesor, presencia de filamentos, tipo de microorganismos que conforman la película e interacciones electrostáticas (Characklis, 1990). La penetración del oxígeno, que es fundamental en las reacciones de oxidación-reducción que se producen en el agua residual varía según la estructura de la película biológica y la velocidad de consumo de las células.

En el interior de la película biológica se produce una mezcla continua de la población bacteriana. En la superficie existe una multiplicación activa de células debido a alta concentración de sustrato presente. Hacia el interior de la película el sustrato se vuelve limitante y puede existir metabolismo endógeno. Parte de la película biológica puede desprenderse debido al esfuerzo rasante del fluido en circulación.

La densidad bacteriana en los cultivos fijos es muy difícil de cuantificar ya que varía en función del historial de crecimiento de la película, fenómeno éste del que se sabe muy poco. Sin embargo, la densidad bacteriana en la película puede calcularse como una fracción de la masa total, de la misma forma que se hace en los cultivos en suspensión. En cualquier caso, en los cultivos fijos la concentración de bacterias es mucho mayor que en los cultivos suspendidos. Por ejemplo, en los lodos activos la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) varía entre 2 y 6 kg/m³. En la película biológica la concentración puede variar en un amplio rango: 10-100 kg/m³, pero la mayor parte de las películas biológicas presentan una densidad de 40-60 kg/m³.

1.1.3 Tecnologías básicas de tratamiento con fines de reutilización

El agua, una vez alterada, podrá reutilizarse siempre y cuando se someta a un conjunto de tratamientos que permitan obtener un efluente con características de calidad adecuadas al uso que se desea dar. Al conjunto de tratamientos a que se somete el agua residual se denomina depuración, y sus objetivos dependen en cierta medida del destino dado al agua depurada.

Si el destino es el vertido controlado, los dos objetivos básicos de la depuración serán la protección de la salud pública y la protección del medio ambiente. Si el destino es la reutilización en riego agrícola, los objetivos básicos seguirán siendo los dos anteriores, pero además, los sistemas de depuración han de prevenir daños a los cultivos, a los terrenos, a los acuíferos, a los sistemas de regadío, etc. Para cualquier otro destino del agua depurada, los objetivos básicos de la depuración siguen siendo la protección de la salud pública y del medio ambiente.

El tratamiento de un agua residual consta de varias etapas cuyo objetivo es eliminar los contaminantes físicos, químicos y biológicos que adquiere el agua potable debido a la actividad humana. Estas etapas son: tratamiento previo, primario, secundario o biológico, terciario y de desinfección (Figura 1.3).

Tratamiento previo: Esta etapa consiste en la separación de los sólidos de mayor tamaño que arrastra el agua residual (maderas, plásticos, etc.), así como los sólidos de alta densidad como arenas. Los equipos normalmente utilizados en el tratamiento previo son rejillas, desarenadores y dilaceradores.

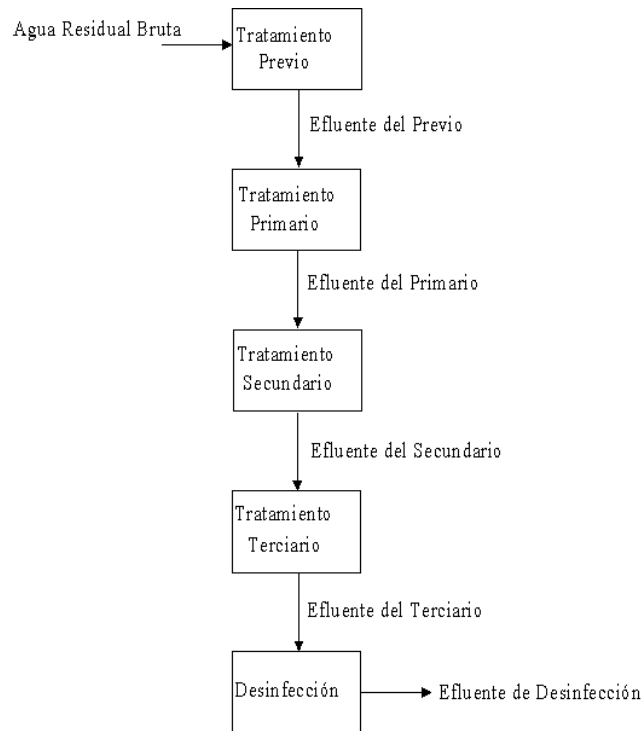


Figura 1.3. Esquema del tratamiento de un agua residual

Tratamiento primario: Tiene como misión la separación por medios físicos de los sólidos en suspensión, no retenidos en el tratamiento previo, así como de las grasas y los aceites, aunque algunas veces las grasas y aceites se eliminan en el tratamiento previo. Las operaciones que se suelen realizar en esta etapa son: sedimentación, operación consistente en separar de una suspensión un fluido claro, que sobrenada la superficie, y un lodo con una concentración elevada de materias sólidas; separación de agua-aceite (generalmente complementados con equipos que permiten separar las partículas en suspensión); coagulación y floculación, operación con la que se ayuda a sedimentar a las partículas de pequeño diámetro en suspensión; flotación, operación que se utiliza para separar sólidos o líquidos no miscibles y de baja densidad,

que se encuentran en suspensión en el agua residual; filtración, proceso consistente en hacer pasar un fluido que contiene materiales en suspensión a través de un medio filtrante que permite el paso del fluido, pero no el de las partículas sólidas, que quedan retenidas en el medio filtrante (de Lora y Miró Chavarría, 1978).

Después de haber sometido al agua residual al tratamiento primario, se obtiene un efluente y unos lodos primarios. El efluente primario puede tener ya un fin determinado, tal como un vertido controlado, si cumple condiciones de calidad mínima. Después de estas dos primeras etapas se consigue una depuración relativamente importante en lo que respecta a sólidos en suspensión, que conlleva una separación de materia orgánica y mineral asociada a los mismos, aceites y grasas y una reducción importante de los microorganismos patógenos.

Sin embargo, la materia orgánica soluble no se puede separar en la etapa previa y primaria. Su eliminación requiere un procedimiento de oxidación química o biológica, que va a constituir el tratamiento secundario.

Tratamiento secundario: Es el encargado de eliminar la materia orgánica biodegradable presente en las aguas residuales y que no ha sido retirada en el tratamiento primario. El proceso biológico consiste en provocar el desarrollo de microorganismos capaces de asimilar la materia orgánica a la que transforman en nuevos microorganismos insolubles y fáciles de retirar del agua por decantación. Es por esto, por lo que se conoce a este tratamiento como biológico, y consiste sencillamente en el aprovechamiento del proceso, ya descrito, de la oxidación aerobia de la materia orgánica, es decir, consiste en la aplicación de las leyes naturales de autodepuración de los cauces receptores, llevada a cabo en condiciones controladas (de Lora y Miró, 1978).

La oxidación biológica de la materia orgánica se puede llevar a cabo en

diferentes tipos de sistemas, dependiendo de las condiciones particulares de cada caso. Los más corrientes son los siguientes: balsas de estabilización, lagunas aireadas, filtros percoladores, lodos activos y digestores anaerobios.

El efluente del secundario es agua relativamente bien depurada, con bajos valores de los parámetros de contaminación orgánica, y después de una desinfección adecuada, importante desde el punto de vista de salud pública (la desinfección también se puede realizar con posterioridad al tratamiento terciario), debe estar en condiciones de reutilización no potable, siempre y cuando la calidad mineral, que depende en gran parte de la calidad correspondiente al agua potable del que proceda, lo permita. En cualquier caso, la calidad final del efluente secundario depende de la eficacia de depuración en las distintas fases del tratamiento.

Tratamiento terciario: Si se requiere una depuración en mayor profundidad que la que se puede obtener a través de un tratamiento secundario, es necesario proceder a un tratamiento terciario específico, de los que existen diversas tecnologías, pero que va en detrimento de la economía.

En el tratamiento terciario se elimina fundamentalmente la materia orgánica que no ha sido degradada en el tratamiento biológico, bien por ser refractaria, bien por una baja eficacia del proceso, los sólidos en suspensión (especialmente coloides) y las sales inorgánicas disueltas, así como los compuestos de nitrógeno y fósforo.

En las aguas residuales urbanas están presentes combinaciones orgánicas de nitrógeno, tales como proteínas, péptidos y urea y formas inorgánicas, preferentemente en forma de amonio (Cortacans, 1991).

La cantidad que llega a las plantas de tratamiento, por habitante, depende de

forma importante del consumo de proteínas de la población. El valor promedio suele ser de 10 a 12 g/habitante y día. Por su parte, la concentración de nitrógeno orgánico y amoniacal, en el agua residual, oscila entre 40 y 60 mg/l (Nitrógeno Kjeldahl total). El nitrógeno presente en forma de nitratos suele tener origen industrial o agrícola (Cortacans, 1991).

Las consecuencias perjudiciales del vertido de nitrógeno son las siguientes:

- el nitrógeno, junto con el fósforo, son factores de eutrofización.

- el amoníaco es tóxico para la fauna piscícola. La proporción de amoníaco, en el vertido, depende del pH (Balmelle *et al.*, 1992; Henze *et al.*, 1995). Al aumentar éste se incrementa la proporción de amoníaco y disminuye la del ión amonio. Sólo a pH superiores a 8,5 el amoníaco constituye una parte importante del contenido total de compuestos de amonio.

- si se vierte nitrógeno orgánico o nitrógeno amoniacal, ese vertido consume oxígeno, de forma importante, ya que en el cauce tiene lugar el proceso de nitrificación (oxidación a nitrito y nitrato). Con ello, en ciertos cauces, puede llegarse a concentraciones muy reducidas de oxígeno disuelto.

Las tecnologías actuales de tratamiento terciario, sin considerar costes, permiten obtener agua depurada de calidad potable. Las principales tecnologías utilizadas son: precipitación química, adsorción, micro y ultrafiltración, ósmosis inversa, electrodiálisis e intercambio iónico.

Desinfección: Este es el proceso por el cual se destruyen los gérmenes patógenos que pueden estar presentes en un agua residual. El proceso se realiza por

medios físicos, como son la elevación de la temperatura, rayos ultravioleta, etc., o mediante la adición de ciertos productos químicos, como son el cloro, bromo, yodo, ozono, permanganato potásico, etc.

En la Tabla 1.4 aparecen los tratamientos que requiere un agua residual para conseguir determinados criterios de depuración (Metcalf & Eddy, 1995).

En las Figuras 1.4 y 1.5 se puede ver la evolución típica de los parámetros más característicos del agua residual urbana tras las sucesivas etapas de tratamiento.

Tabla 1.4

Tratamientos de un agua residual

Objetivo de depuración	Tratamiento
Oxidación de DBO	Tratamiento biológico - Biofiltros - Lodos activos
Eliminación de MES y turbidez	Coagulación Floculación Filtración
Eliminación de coliformes (patógenos)	Cloración
Oxidación del amonio	Tratamiento biológico - Biofiltros - Lodos activos
Eliminación de Mg, Si, Dureza carbonatada, Compuestos orgánicos y Desinfección	Tratamiento con cal pH de 11
Eliminación de Dureza no carbonatada	Tratamiento con sosa
Eliminación de Carbonato Cálcico adicional o ajuste de pH	Recarbonatación
Eliminación de compuestos orgánicos, SDT y bacterias	Ósmosis inversa
Eliminación de Nutrientes (N y P)	Ósmosis inversa; Otros en combinación con precipitación química

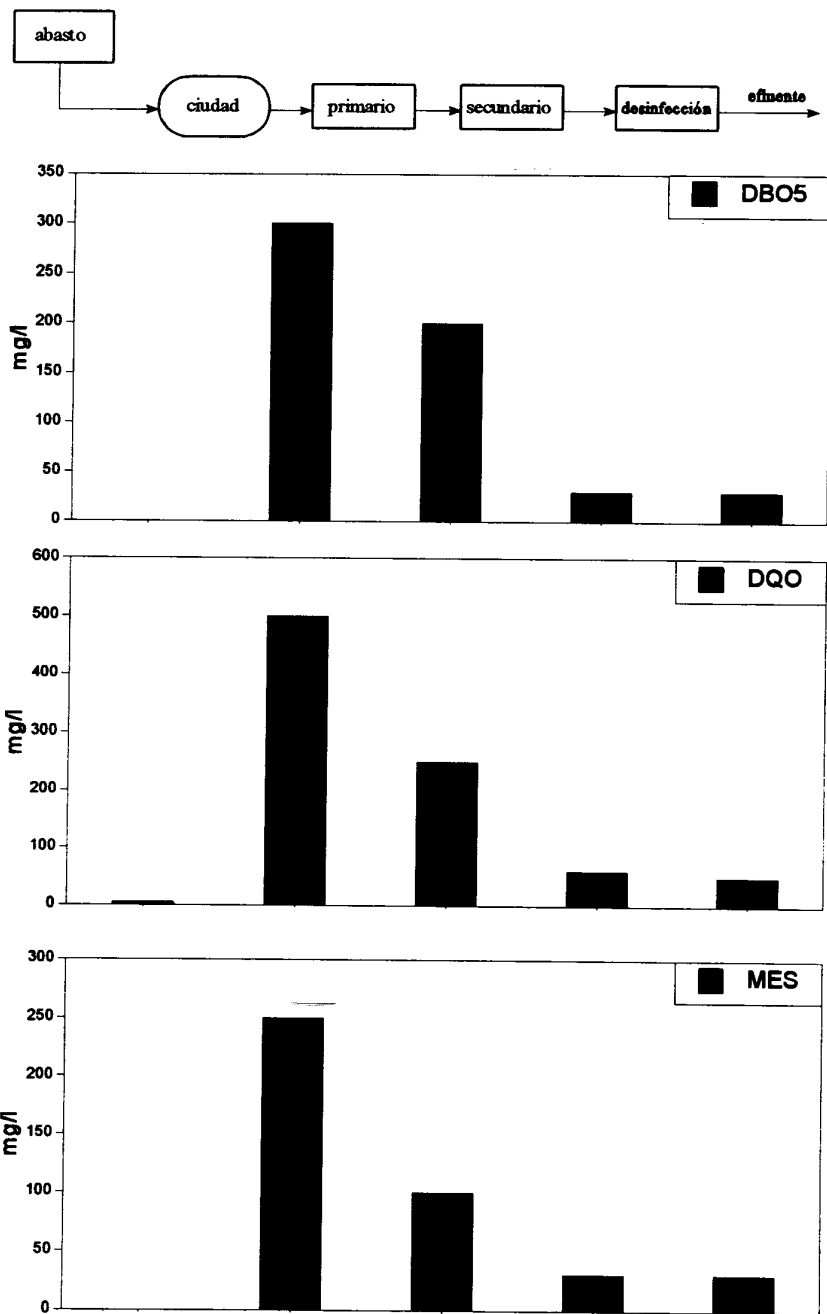


Figura 1.4 Evolución típica de la DBO₅, DQO y MES después de las sucesivas etapas de tratamiento del agua residual.

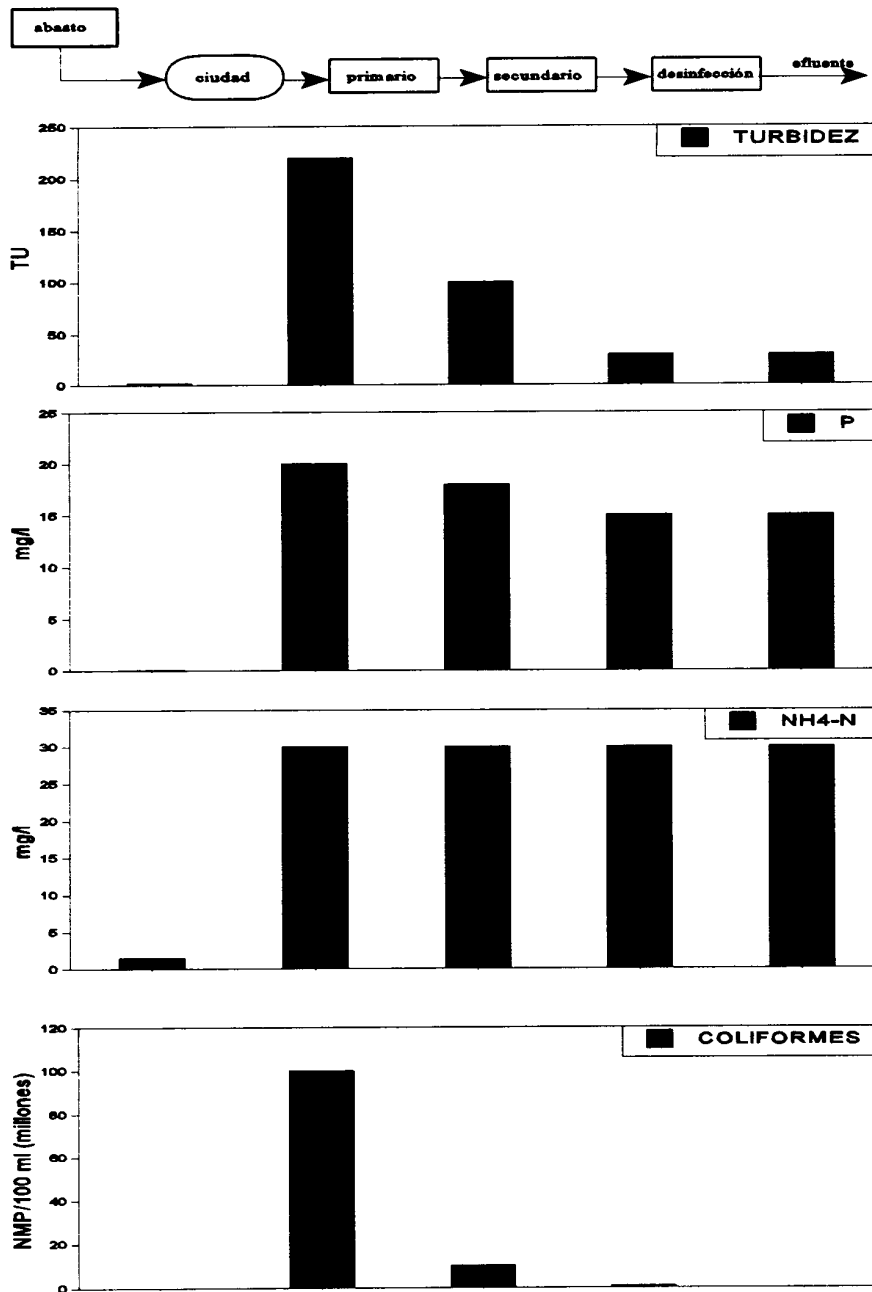


Figura 1.5 Evolución típica de la turbidez, fósforo, nitrógeno amoniacal y coliformes después de las sucesivas etapas de tratamiento del agua residual.

1.2 Calidades exigibles para reutilización de agua residual urbana

Actualmente la mayoría de los países han desarrollado legislaciones que limitan la calidad del agua residual que se vierte en ríos o en el mar. En las Tablas 1.5, 1.6 y 1.7 aparecen los parámetros de calidad que debe cumplir el agua residual antes de su vertido, según la Unión Europea (1991) y según el Gobierno de Canarias (1994).

Tabla 1.5
Requisitos por los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas. Se aplicará la concentración o el porcentaje de reducción (UE, 1991)

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)
DBO ₅ sin nitrificación (2)	25 mg/l	70-90
DQO	125 mg/l	75
MES	35 mg/l (3)	90 (3)

(1) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

(2) Este parámetro puede sustituirse por otro: COT o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre DBO₅ y el parámetro sustitutivo.

(3) Este requisito es optativo.

Tabla 1.6

Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización. Según la situación actual local, se podrá aplicar uno a los dos parámetros. Se aplicarán el valor de concentración o el porcentaje de reducción (UE, 1991)

Parámetro	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)
P total	2 mg/l (de 10000 a 100000 e-h)	80
	1 mg/l (más de 100000 e-h)	
N total (2)	15 mg/l N (de 10000 a 100000 e-h)	70-80
	10 mg/l N (más de 100000 e-h) (3)	

(1) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

(2) Nitrógeno total equivale a la suma de nitrógeno Kjeldahl total (N orgánico + NH₃), nitrógeno en forma de nitrato y nitrógeno en forma de nitrito.

(3) Alternativamente, el promedio diario no deberá superar los 20 mg/l. Este requisito se refiere a una temperatura del agua de 12°C o más durante el funcionamiento del reactor biológico de la instalación de pretratamiento de aguas residuales. En sustitución del requisito relativo a la temperatura, se podrá aplicar una limitación del tiempo de funcionamiento que tenga en cuenta las condiciones climáticas regionales.

Tabla 1.7

Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales y límites admisibles (Gobierno de Canarias, 1994)

Parámetro	Valor límite
DBO ₅ (mg/l)	<30
Materias sedimentables (mg/l)	<0,5
MES (mg/l)	<30
DQO (mg/l)	<160
Coli. total/100ml	<1000
pH	5,5-9,5
Al (mg/l) (1)	1
As (mg/l) (1)	0,5
Ba (mg/l) (1)	20
B (mg/l) (1)	2
Cd (mg/l) (1)	0,1
Cr (mg/l) (1)	2
Fe (mg/l) (1)	0,2
Mn (mg/l) (1)	2
Ni (mg/l) (1)	2
Hg (mg/l) (1)	2
Pb (mg/l) (1)	0,05
Se (mg/l) (1)	0,2
Sn (mg/l) (1)	0,03
Cu (mg/l) (1)	10
Zn (mg/l) (1)	0,2

Tabla 1.7 (Continuación)

Parámetro	Valor límite
Tóxicos metálicos (mg/l) (7)	3
Cianuros (mg/l)	0,5
Cloruros (mg/l)	2000
Sulfuros (mg/l)	1
Sulfitos (mg/l)	1
Sulfatos (mg/l)	2000
Fluoruros (mg/l)	6
Fósforo (mg/l) (2)	10
Amoniaco (mg/l) (3)	15
Nitrógeno nítrico (mg/l) (3)	10
Aceites y grasas (mg/l)	20
Fenoles (mg/l) (4)	0,5
Aldehídos (mg/l)	1
Detergentes (mg/l) (5)	2
Pesticidas (mg/l) (6)	0,05

(1) El límite se refiere al elemento disuelto, como ión o en forma compleja

(2) Si el vertido se produce a lagos o embalses, el límite se reduce a 0,5, en previsión de brotes eutróficos

(3) En lagos o embalses el Nitrógeno total no debe superar 10 mg/l

(4) Expresado en COH

(5) Expresado en lauril-sulfato

(6) Si se tratase exclusivamente de pesticidas fosforados puede admitirse un máximo de 0,1 mg/l

(7) La suma de las fracciones concentraciones real/límite exigido relativa a los elementos tóxicos (As, Cd, Cr(VI), Ni, Hg, Pb, Se, Cu y Zn) no superará el valor 3

La reutilización del agua residual se ha vuelto cada vez más necesaria, teniendo en cuenta que la demanda aumenta mientras que los recursos hídricos se hacen cada vez más escasos. Actualmente el agua residual se reutiliza fundamentalmente en el riego de cultivos y jardines, aunque cada vez más se hace en la recarga de aguas superficiales y de acuíferos, en la industria (refrigeración y construcción), llenado de zonas acuáticas con/sin fines recreativos, cisternas de sanitarios, etc.

La mayoría de los países han elaborado legislaciones para regular la reutilización del agua residual, ya sea bruta o tratada, para cada uno de los usos que se le vaya a dar. Los criterios de calidad exigidos dependen, por tanto, de dicho uso y de la posibilidad que tenga el hombre de entrar en contacto con el agua o con las áreas en contacto con ella, etc. La mayoría de las legislaciones hacen distinciones entre los siguientes usos:

- cultivo de alimentos de consumo directo (sin procesar o pelar)
- cultivo de alimentos que se consumen pelados o tratados térmicamente
- cultivo de productos industriales (cereales, forraje, fibra, etc.)
- riego de zonas verdes de acceso no restringido (parques, jardines, campos de deporte, etc.)
- riego de zonas verdes de acceso restringido (no es corriente que el hombre acceda a dicho espacio)
- lagos y estanques, con y sin posible contacto humano
- uso industrial (refrigeración o construcción)
- recarga de acuíferos

En las Tablas desde la 1.8 hasta la 1.15 se muestran los tratamientos a los que se debe someter el agua residual y criterios de calidad que debe cumplir para los diferentes usos que se le va a dar al agua, según la Organización Mundial de la Salud (OMS) (1989), los estados de California (1978) y Florida (1995) (EEUU), la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (USEPA) (1992), el Gobierno del estado de Nueva Gales del Sur (Australia) (1993), Israel (1978), Chipre (1995) y España (1995).

Tabla 1.8
Cultivo de alimentos de consumo directo

	Calif. (1978)	Israel (1978)	OMS (1989)	EPA (1992)	Austr. (1993)	Florida (1995)	Chipre ⁱ (1995)	España ^j (1995)
Trat.	Oxidación Desinfec. Coagulac. ^a Clarific. ^a Filtración ^a	Balsa estabiliz. u Oxidac. Filtración Desinfec. o equiv.	Serie Balsas estabiliz. o equiv.	Oxidación Filtración Desinfec.				Oxidación Filtrac. o equiv. Desinfec.
DBO ₅ (mg/l)	<30 ^b <45 ^b	15		# 10				<10
DQO (mg/l)	<50 ^b <75 ^b							
MES (mg/l)	<30 ^b <45 ^b	15						<10
TUR (NTU)				#2 ^f				
pH	6-9			6-9				6-9
Cl ₂ res. (mg/l)		0,5 ^d		\$ 1 ^g				>0,6 ^g
Col.t./ 100ml	2,2 ^c	2,2						
Col.f./ 100ml			#1000	no detec. ^h				<10
Helm. nº/l			# 1 ^e					<1

^a si el riego es por aspersión

^b media 30 días / media 7 días

^c mediana sin exceder 23 más de una vez en un periodo de 30 días

^d 120 min contacto

^e especies Ascaris, Trichuris y anquilostomas

^f valor medio de 24 horas. En ningún caso debe exceder de 5 NTU. Este valor se debe alcanzar antes de la desinfección

^g tiempo mínimo de contacto 30 min

^h mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder 14 coli. fecal/100ml

ⁱ no se permite el riego de verduras ni el de plantas ornamentales para el comercio

^j para nemátodos intestinales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite. Para coliformes fecales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite. Para el resto de parámetros, el 90% de las determinaciones no deben exceder del valor límite

Tabla 1.9
Cultivo de alimentos de consumo después de procesado

	Calif. (1978)	Israel (1978)	OMS (1989)	EPA (1992)	Austr. (1993)	Florida (1995)	Chipre (1995)	España ⁱ (1995)
Trat.	^a	Balsas estabiliz. o Secund. Filtración Desinfec. o equiv.	Serie Balsas estabiliz. o equiv.	Oxidac. Desinf.		Oxidación Filtración Desinfec.	Oxidación Balsas >7 días Desinfec. o Terciar. y Desinf. ^f	Oxidación Desinfec.
DBO ₅ (mg/l)	^a	15		#30		20	20 ^g 30 ^g	<30
DQO (mg/l)	^a							
MES (mg/l)	^a	15				5	30 ^g 45 ^h	<30
TUR (NTU)				#30				
pH	^a			6-9				6-9
Cl ₂ res. (mg/l)		0,5 ^b		\$ 1 ^d				>0,3 ^d
Col.t./ 100ml	^a	2,2						
Col.f./ 100ml			#1000	#200 ^e		No detect.	200 ^g 1000 ^h	<200
Helm. nº/l			#1 ^c				No detect	<1

^a no hay distinción en la legislación entre productos de consumo directo y procesados

^b 120 min de contacto

^c especies Ascaris, Trichuris y Anquilostomas

^d tiempo mínimo de contacto 30 min.

^e mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder 800 coli.fecal/100ml

^f otra opción es almacenamiento >30 días en balsas de maduración, o secundario y almacenamiento > 30 días

^g estos valores no deben exceder en un 80% muestras por mes

^h valor máximo permitido

ⁱ para nemátodos intestinales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite. Para coliformes fecales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite. Para el resto de parámetros, el 90% de las determinaciones no deben exceder del valor límite

Tabla 1.10
Cultivos industriales

	Calif. (1978)	Israel (1978)	OMS ^d (1989)	EPA (1992)	Austr. (1993)	Florida (1995)	Chipre (1995)	Esp. ^{l,m} (1995)
Trat.	Primario ^a Oxidac. ^b Desinfec. ^b		Balsas estabiliz. 8-10 días o equiv. Al menos primario ^c	Oxidac. Desinf.		Oxidac. Desinf.	Oxidación Desinfec. o Balsas >30 días u Oxidac. y Balsas >30 días ⁱ	Oxidac. Desinf.
DBO (mg/l)	<30 ^{b,c} <45 ^{b,c}			# 30		20	50 ^j 70 ^k	<45
DQO (mg/l)	<50 ^{b,c} <75 ^{b,c}							
MES (mg/l)	<30 ^c <45 ^c					20		<45
TUR (NTU)				# 30				
pH				6-9				6-9
Cl ₂ res. (mg/l)				\$1 ^g				>0,1 ^g
Col.t./ 100ml								
Col.f./ 100ml			No se recom.	#200 ^h		200	3000 ^j 10000 ^k	<500
Helm. nº/l			#1 ^f No es aplic. ^e					<1

^a forraje, fibra y cereales

^b pasto para ganado lácteo

^c media 30 días / media 7 días

^d en árboles frutales, el riego debe cesar dos semanas antes de la cosecha, y la fruta no debe recogerse del suelo. No es conveniente regar por aspersión

^e en el caso de que ni los trabajadores ni el público están expuestos

^f especies Ascaris, Trichuris y anquilostomas

^g tiempo mínimo de contacto 30 min.

^h mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder de 800 coli. fecal/100ml

ⁱ el forraje no está incluido

^j estos valores no deben exceder en un 80% de las muestras por mes

^k valor máximo permitido

^l cuando el riego se realiza por el método de aspersión, en el condicionamiento de la concesión se fijarán las distancias mínimas de las áreas de riego a las zonas pobladas y a las vías públicas

^m para nemátodos intestinales y coliformes fecales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite. Para el resto de parámetros, el 90% de las determinaciones no deben exceder del valor límite

Tabla 1.11
Riego de espacios verdes de acceso no restringido

	Calif. (1978)	Israel (1978)	OMS (1989)	EPA (1992)	Austr. (1993)	Florida (1995)	Chipre (1995)	España ⁿ (1995)
Trat.	Oxidac. ^a Desinf. ^a Oxidac. ^b Coagul. ^b Clarif. ^b Filtrac. ^b Desinf. ^b o equiv. ^b		Serie Balsas estabiliz. o equiv.	Oxidac. Desinf.	Oxidac. Filtrac. Desinf.	Oxidac. Filtrac. Desinf.	Oxidac. Terciar. Desinf.	Oxidación Filtrac. o equiv. Desinfec.
DBO ₅ (mg/l)	<30 ^c <45 ^c			# 10		20	10 ^l 15 ^m	<10
DQO (mg/l)	<50 ^c <75 ^c							
MES (mg/l)	<30 ^c <45 ^c					5	10 ^l 15 ^m	<10
TUR (NTU)				#2 ^h				
pH	6-9			6-9				6-9
Cl ₂ res. (mg/l)				\$1 ⁱ				>0,6 ⁱ
Col.t./ 100ml	23 ^d 2,2 ^e				# 10 ^k			
Col.f./ 100ml			#1000 ^f	No detect. ^j	# 1	No detect.	50 ^l 100 ^m	<10
Helm. n°/l			\$1 ^g				No detect.	<1

^a campos de deporte, cementerios y medianas de autopista

^b parques, jardines y patios de colegios

^c media 30 días / media 7 días

^d concentración máxima basada en los análisis de los últimos 7 días

^e mediana sin exceder de 23 más de una vez en un periodo de 30 días

^f convendría establecer un valor límite de #200 coli. fecal/100ml

^g especies Ascaris, Trichuris y anquilostomas

^h valor medio de 24 h. En ningún caso debe exceder de 5 NTU. Este valor se debe alcanzar antes de la desinfección

ⁱ tiempo mínimo de contacto 30 min.

^j mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder 14 coli. fecal/100ml

^k 95% muestras

^l estos valores no deben exceder en un 80% de las muestras por mes

^m valor máximo permitido

ⁿ para nemátodos intestinales y coliformes fecales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite.

Para el resto de parámetros, el 90% de las determinaciones no deben exceder del valor límite

Tabla 1.12
Riego de espacios verdes de acceso restringido

	Calif. (1978)	Israel (1978)	OMS (1989)	EPA (1992)	Austr. (1993)	Florida (1995)	Chipre (1995)	España ^f (1995)
Trat.				Oxidación Desinfec.		Oxidación Desinfec.	Oxidación Balsas >7 días Desinfec. o Terciario y Desinf. ^e	Oxidación Desinfec.
DBO ₅ (mg/l)				# 30		20	20 ^d 30 ^d	<30
DQO (mg/l)								
MES (mg/l)						20	30 ^d 45 ^e	<30
TUR (NTU)				# 30				
pH				6-9				6-9
Cl ₂ res. (mg/l)				\$1 ^a				>0,3 ^a
Col.t./ 100ml								
Col.f./ 100ml				#200 ^b		200	200 ^d 1000 ^e	<200
Helm. nº/l							No detect.	<1

a tiempo mínimo de contacto 30 min

^b mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder de 800 coli. fecal/100ml

^c otra opción es almacenamiento > 30 días en balsas de maduración, o secundario y almacenamiento > 30 días

^d estos valores no deben exceder en un 80% de las muestras por mes

^e valor máximo permitido

^f para nemátodos intestinales y coliformes fecales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite. Para el resto de parámetros, el 90% de las determinaciones no deben exceder del valor límite

Tabla 1.13
Lagos y estanques

	Calif. (1978)	Israel (1978)	OMS (1989)	EPA (1992)	Austr. (1993)	Flo. ^h (1995)	Chipre (1995)	España ^k (1995)
Trat.	Oxidación Coagulac. Clarific. Filtración Desinfec. ^{a,b}			Oxidación Desinfec.		Oxidación Filtrac. Desinfec.		Oxidación ⁱ Oxidación ^j Filtrac. ^j o equiv.
DBO ₅ (mg/l)	<30 ^c <45 ^c			# 10		20		<30 ⁱ <10 ⁱ
DQO (mg/l)	<50 ^c <75 ^c							
MES (mg/l)	<30 ^c <45 ^c					5		<30 ⁱ <10 ⁱ
TUR (NTU)				#2 ^c				
pH	6-9			6-9				6-9
Cl ₂ res. (mg/l)				\$1 ^f				
Col.t./ 100ml	2,2 ^d			No detec. ^g				
Col.f./ 100ml						No detect.		<10000 ⁱ <200 ^j
Helm. n°/l								<1

^a lagos y estanques de acceso no restringido

^b hay que tener en cuenta el contenido en nutrientes

^c media 30 días / media 7 días

^d mediana sin exceder 23 más de una vez en un periodo de 30 días

^e valor medio de 24 h. En ningún caso debe exceder de 5 NTU. Este valor se debe alcanzar antes de la desinfección

^f tiempo mínimo de contacto de 30 min.

^g mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder 14 coli. fecal/100ml

^h si existe contacto con humanos, el agua residual debe cumplir los criterios bacteriológicos del agua potable si constituye más del 50% del aporte al lago o estanque

ⁱ uso recreativo sin contacto previsible del público con las aguas

^j uso recreativo, con posible contacto (pesca, navegación, etc.) del público con las aguas

^k para nemátodos intestinales y coliformes fecales, el 95% de las muestras no deben exceder del valor límite. Para el resto de parámetros, el 90% de las determinaciones no deben exceder del valor límite

Tabla 1.14
Reutilización industrial

	Calif. (1978)	Israel (1978)	OMS (1989)	EPA ^c (1992)	Austr. (1993)	Florida (1995)	Chipre (1995)	España (1995)
Trat.	Existen límites especiales dependient. del uso			Oxidación Desinfec.		Oxidación Desinfec.		
DBO ₅ (mg/l)	<30 ^a <45 ^a			# 30		20		
DQO (mg/l)	<50 ^a <75 ^a							
MES (mg/l)	<30 ^a <45 ^a					20		
TUR (NTU)				# 30				
pH	6-9			6-9				
Cl ₂ res. (mg/l)				\$1 ^d				
Col.t./ 100ml	2,2b							
Col.f./ 100ml				# 200 ^e		200		<200 ^f <10000 ^g
Helm. nº/l								

^a media 30 días / media 7 días

^b mediana sin exceder 23 más de una vez en un periodo de 30 días

^c construcción y refrigeración industrial (recirculación en torres de refrigeración)

^d tiempo mínimo de contacto de 30 min.

^e mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder de 800 coli. fecal/100ml

^f refrigeración en circuito semicerrado

^g refrigeración en circuito abierto

Tabla 1.15
Recarga de acuíferos

	Calif. ^a (1978)	Israel (1978)	OMS (1989)	EPA (1992)	Austr. (1993)	Florida (1995)	Chipre (1995)	España (1995)
Trat.	Eliminación compuestos orgánicos traza			Primario ^d Oxidación ^c Oxidación ^f Desinfección ^f Oxidación ^g Filtración ^g Desinfección ^g Terciario ^g		Oxidación Desinfección.		
DBO ₅ (mg/l)	<30 ^b <45 ^b			d,e,f,g		20		
DQO (mg/l)								
MES (mg/l)	<30 ^b <45 ^b					20		
TUR (NTU)				d,e,f #2 ^g				
pH	6-9			d,e,f 6,5-8,5 ^g				
Cl ₂ res. (mg/l)				d,e,f #1 ^{g,h}				
Col.t./ 100ml	200 ^c 400 ^c							
Col.f./ 100ml				d,e,f No detect. ^{g,i}		200		<200 ^f <10000 ^g
Helm. n°/l								

^a N-NO₃⁻ < 10 mg/l

^b media 30 días / media 7 días

^c media geométrica de 30 días / media geométrica de 7 días

^d recarga de acuíferos no potables por inundación. El tratamiento a aplicar y los valores límites dependen del uso y lugar

^e recarga de acuíferos no potables por inyección. El tratamiento a aplicar y los valores límites dependen del uso y lugar

^f recarga de acuíferos potables por inundación. El tratamiento a aplicar y los valores límites dependen del uso y lugar. Al menos debe cumplir los criterios del agua potable por percolación

^g recarga de acuíferos potables por inyección. El tratamiento a aplicar y los valores límites dependen del uso y lugar

^h tiempo mínimo de contacto 30 min.

ⁱ mediana de 7 días. Ninguna muestra puede exceder de 14 coli. fecal/100ml

En las Tablas 1.16 y 1.17 siguientes aparecen los contenidos máximos de diferentes componentes para un agua apta para riego (Westcot y Ayers, 1989). En la Tabla 1.18 se muestran los valores máximos de elementos traza que debe contener un agua residual para reutilización agrícola según el Ministerio Español de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente (1995).

Tabla 1.16
Criterios para la interpretación de la calidad del agua para riego
(Westcot y Ayers, 1989)

Problema potencial	Grado de restricción		
	Ninguno	Moderado	Severo
<i>Salinidad (afecta la disponibilidad de agua para el cultivo)</i>			
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	<700	700-3000	>3000
SDT (mg/l)	<450	450-2000	>2000
<i>Toxicidad específica de iones (afecta a cultivos sensibles)</i>			
Absorción radicular (manta y goteo)			
Sodio (Na^+) (SAR) ¹	<3	3-9	>9
Cloro (Cl^-) (mg/l)	<140	149-350	>350
Boro (B^{3+}) (mg/l)	<0,7	0,7-3,0	>3,0
NH_4^+ -N (mg/l)	<5	5-30	>30
Absorción foliar (aspersión)			
Sodio (Na^+) (mg/l)	<70	>70	
Cloruro (Cl^-) (mg/l)	<106	>106	
NO_3^- -N (mg/l)	<90	90-520	>520
HCO_3^- (mg/l)	<90	90-500	>500
Cloro residual (mg/l)	<1,0	1,0-1,5	>5,0

Tabla 1.17**Concentración máxima de microelementos (Westcot y Ayers, 1989)**

Elemento	Valor máximo (mg/l)	Efecto de altas concentraciones en el agua de riego.
Al	3.4	Puede reducir la cosecha en suelos con pH < 5.5.
As	0.07	Toxicidad muy variable.
Be	0,07	Su toxicidad puede variar desde 5 mg/l para el kale a 0,5 mg/l en las judías.
Cd	0,007	Tóxico para las judías, remolacha y nabo. Se acumula en el suelo y en las plantas.
Co	0,0035	Tóxico para el tomate a 0,1 mg/l en solución nutritiva. Tiende a ser inactivado en suelos neutros y alcalinos.
Cr	0.07	No se conoce el valor tóxico para las plantas.
Cu	0,14	Tóxico para una serie de plantas a 0,1-1 mg/l en solución nutritiva.
F	0.7	Inactivado en suelos neutros y alcalinos.
Fe	0,35	No es tóxico para las plantas aunque puede llegar a acidificar el suelo.
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).
Mn	0.14	Tóxico generalmente en suelos ácidos.
Mo	0,007	No es tóxico para plantas en las concentraciones normales de las aguas.
Ni	0,14	Tóxico a una serie de plantas entre 0,5 y 1,0 mg/l; menos tóxico en suelos alcalinos.
Pb	0.35	Tóxico para las plantas a fuertes concentraciones.
Se	0,014	Tóxico para algunas plantas a concentraciones hasta de 0,025 mg/l.
Sn	-	No absorbido por las plantas. Se desconoce la tolerancia.
Ti	-	Igual que el estaño.
W	-	Igual que el estaño.
V	0,07	Tóxico para muchas plantas a relativamente bajas concentraciones.

Zn	0,14	La toxicidad para las plantas varía ampliamente. La toxicidad es menor a pH > 6 y en suelos de textura fina o ricos en materia orgánica.
----	------	--

Tabla 1.18
Valores máximos de elementos traza de un agua residual para
riego agrícola (Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio
Ambiente, 1995)

Parámetro	Valor máximo (mg/l)
Al	2
As	1
B	2
Cd	0,05
Cr(III)	2
Cr(VI)	0,2
Fe	10
Mn	10
Ni	2
Hg	0,1
Pb	0,5
Se	0,02
Sn	10
Cu	5
Zn	10

El 95% del conjunto de las determinaciones, no debe exceder del valor límite de los parámetros. Las determinaciones que excedan del valor límite de los parámetros no deben sobrepasar en más del 50% dicho límite, siendo éste el criterio inmediato de conformidad

1.3 Estrategia de gestión y factores a considerar en las instalaciones de reutilización agrícola de aguas depuradas

Cuando se pretende llevar a cabo un proyecto de reutilización de aguas residuales depuradas, es necesario acometer una serie de obras con el fin de hacer llegar a los agricultores (en el caso de reutilización agrícola) el agua depurada desde la estación depuradora. Esto no siempre es fácil, sobre todo en aquellos casos en que se pretende reutilizar el agua depurada en zonas muy alejadas de la estación de tratamiento donde se obtiene el agua.

Generalmente un plan de reutilización agrícola de agua residual debe tener en cuenta la construcción de los siguientes elementos: depósitos reguladores de bombeo y/o gravedad, tubería de transporte del agua depurada, balsas de almacenamiento y maduración y sistemas de acondicionamiento y distribución.

Depósitos reguladores de bombeo y/o gravedad.- La función de los depósitos reguladores es conseguir que la disponibilidad de agua residual depurada por parte de los consumidores, no dependa del funcionamiento de la depuradora de aguas residuales. A estos depósitos llega el agua depurada procedente de la depuradora y permanece almacenada, en espera de ser bombeada o transportada por gravedad hasta el lugar de reutilización. El depósito regulador debe tener el volumen adecuado a las necesidades del plan de reutilización.

Tubería de transporte del agua depurada.- La tubería de transporte, bien por gravedad o por presión, debe transportar el agua depurada hasta el lugar donde se va reutilizar. En muchos casos, estas conducciones pueden tener más de 50 km de longitud. Su diámetro estará en función del caudal de agua que se pretenda transportar. En las tuberías de transporte de agua depurada, especialmente a largas distancias, se pueden plantear procesos de transformación anaerobia, por acción bacteriana, con

formación de gases que originan fenómenos de corrosión en sus paredes internas.

Balsas de almacenamiento y maduración.- El agua depurada que llega al lugar de reutilización se suele almacenar en depósitos o balsas, antes de ser distribuida entre los consumidores. Estas balsas tienen como objetivo garantizar el abastecimiento del agua a los usuarios, por una parte, y conseguir una homogeneización de las aguas recibidas, por otra.

Sistemas de acondicionamiento y distribución.- Este sistema debe asegurar que el agua depurada sea distribuida entre todos los usuarios. Esta red es independiente de la red de distribución del agua blanca.

1.4 Antecedentes relacionados con la problemática del transporte de aguas residuales depuradas

Existen dos tipos de transporte dependiendo de si el fluido circula por gravedad, o si se bombea a presión.

Las conducciones de gravedad transportan el fluido aprovechando la energía potencial de éste y frecuentemente circulan parcialmente llenas, lo que favorece la corrosión de la conducción, en el caso de transporte de agua residual. Las conducciones de presión siempre circulan completamente llenas del fluido que transportan. Las condiciones de anaerobiosis son mucho más severas en las conducciones de presión que en las conducciones de gravedad parcialmente llenas.

Durante el transporte de agua residual depurada pueden aparecer problemas similares a los que afectan a las conducciones de transporte de agua residual bruta, tales como roturas, permeabilidades, infiltraciones, sedimentaciones, obstrucciones, y pueden tener lugar también procesos biológicos tales como oxidación aerobia de la materia orgánica, nitrificación, desnitrificación y generación de H_2S en función de las condiciones de aerobiosis existentes en el medio.

La sedimentación de materia en suspensión puede ser importante, dependiendo siempre de la cantidad de materia en suspensión que arrastre el agua residual, de su densidad relativa y del régimen de circulación del agua en la tubería.

El proceso de la desnitrificación tiene como producto final N_2 u óxidos de nitrógeno. La existencia de un proceso como éste conllevaría la presencia de nitrógeno gaseoso en la conducción de transporte, que debería ser tenido en cuenta en el diseño de la conducción, mediante la instalación de dispositivos de eliminación de gases.

La generación de H_2S es el principal problema con el que deben enfrentarse los gestores del transporte del agua residual, ya sea bruta o tratada. El H_2S es transformado en H_2SO_4 por vía microbiana en presencia de oxígeno.

La presencia de azufre divalente inorgánico en instalaciones de transporte y tratamiento de agua residual obliga a sus empresas gestoras a hacer frente a una serie de problemas de tipo económico, de seguridad y de impacto ambiental, tales como:

- corrosión de los sistemas de transporte y de tratamiento del agua residual.
- daños a los trabajadores de los sistemas de transporte y tratamiento del agua residual.
- malos olores.

La generación de sulfuro constituye, por tanto, uno de los problemas más importantes del transporte y tratamiento del agua residual, tanto bruta como depurada, sobre todo en lugares con clima cálido como es el caso de las Islas Canarias (Schremmer, 1990).

1.5 Compuestos de azufre en aguas residuales

Tanto las aguas residuales brutas como las depuradas pueden contener diferentes compuestos de azufre. Existen, al menos, 30 especies posibles inorgánicas de azufre, ya sea iónicas o moleculares. Sin embargo, sólo 6 de ellas son termodinámicamente estables a temperatura ambiente: bisulfato (HSO_4^-), sulfato (SO_4^{2-}), azufre (S^0),

ácido sulfhídrico (H_2S), bisulfuro (HS^-) y sulfuro (S^{2-}) (Rubin, 1974).

Algunos compuestos tales como tiosulfatos, polisulfuros y politionatos, son relativamente inestables, por lo que en la naturaleza se encuentran en bajas concentraciones. Los sulfitos se suelen encontrar en aguas residuales industriales y el azufre inorgánico entra a formar parte del sistema celular de muchos microorganismos (Jocelyn, 1972; Higgins y Burns, 1975).

Los compuestos orgánicos de azufre se clasifican en tres grupos principales (Rubin, 1974): tioles o mercaptanos, que contienen el grupo R-SH ; tioéteres, que tienen 2 radicales orgánicos unidos a un átomo de azufre $\text{R}_1\text{-S-R}_2$; y disulfuros, que tienen 2 átomos de azufre unidos entre sí, y a su vez cada uno de ellos unido a un radical orgánico, $\text{R}_1\text{-S-S-R}_2$.

El ciclo del azufre depende en gran medida de la actividad bacteriana, haciendo aparecer en el agua residual una mezcla de especies de compuestos oxidados y reducidos de azufre, así como diferentes sulfuros orgánicos.

El agua residual contiene pequeñas cantidades de metales pesados que se pueden combinar con sulfuro libre formando sulfuros metálicos insolubles. Generalmente un agua residual contiene de 1 a 2 mg/l de hierro, de 0,2 a 0,5 mg/l de zinc y cantidades más pequeñas de otros metales, como el cobalto (Brisbane City Council, 1980; Sanz, 1993). Como resultado, pequeñas cantidades de sulfuro (de 0,1 a 0,25 mg/l) pueden combinarse con iones de metales pesados disponibles, para formar compuestos insolubles (Tech. Stand. Committee, 1989). En la Tabla 1.19 (Manufacturing Chemists Association, 1968) aparecen los productos de solubilidad de los sulfuros metálicos típicos que pueden aparecer en un agua residual.

Tabla 1.19**Solubilidad de algunos sulfuros metálicos (Manufacturing Chemists Association, 1968)**

Sulfuro metálico	Producto de solubilidad (18-25°C)	Concentración de S ²⁻ (mol/l)
Sulfuro manganoso	$1,4 \times 10^{-15}$	$3,7 \times 10^{-8}$
" ferroso	$3,7 \times 10^{-19}$	$6,1 \times 10^{-10}$
" de cinc	$1,2 \times 10^{-23}$	$3,5 \times 10^{-12}$
" de níquel	$1,4 \times 10^{-24}$	$1,2 \times 10^{-12}$
" estannoso	$1,0 \times 10^{-25}$	$3,2 \times 10^{-13}$
" de cobalto	$3,0 \times 10^{-26}$	$1,7 \times 10^{-13}$
" de plomo	$3,4 \times 10^{-28}$	$1,8 \times 10^{-14}$
" de cadmio	$3,6 \times 10^{-29}$	$6,0 \times 10^{-15}$
" de plata	$1,6 \times 10^{-49}$	$3,4 \times 10^{-17}$
" de cobre	$8,5 \times 10^{-45}$	$9,2 \times 10^{-23}$
" mercúrico	$2,0 \times 10^{-49}$	$4,5 \times 10^{-25}$

Algunos investigadores (Tech. Stand. Committee, 1989) han relacionado la concentración de sulfuro total con la concentración de sulfuro libre, para un intervalo de concentraciones de sulfuro total desde 0 hasta 2,5 mg/l, mediante la ecuación:

$$S_{total}^{2-} = 1,66 \cdot S_{soluble}^{2-} + 0,12 \quad (1.27)$$

Esta ecuación indica que el sulfuro soluble aparece para valores de sulfuro total por encima de 0,12 mg/l, y que para una concentración total de sulfuro de 2 mg/l, sólo el 60% estaría en forma soluble. El 40% restante estaría constituido por especies suspendidas y precipitadas (FeS, ZnS, CoS, etc.). La fracción de sulfuro soluble varía según la concentración de metales pesados que contenga el agua residual.

1.6 Propiedades del ácido sulfhídrico

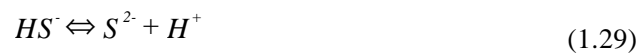
La mayor parte del olor, de la toxicidad y de los problemas de corrosión que aparecen en los sistemas de transporte y tratamiento de aguas residuales es debida a la presencia del ácido sulfhídrico gaseoso.

El ácido sulfhídrico es un gas incoloro, inflamable y tóxico con olor a huevos podridos. La capacidad que tiene el hombre de detectar el H₂S en el aire depende de la concentración del gas y del tiempo de exposición. En condiciones normales, el hombre puede detectar el H₂S en concentraciones tan bajas como 0,21 ppb volumétricas (American Society of Civil Engineers, 1989).

El ácido sulfhídrico gas arde en el aire con una llama azul pálido. Es ligeramente más pesado que el aire a la misma presión y temperatura, y tiene un peso específico de 1,192 (Parker, 1951; Merck Index, 1983).

1.6.1 Solubilidad

La solubilidad del H₂S gas en agua está relacionada con las reacciones de disociación del H₂S en este medio:



Las constantes de equilibrio correspondientes son:

$$\frac{[HS^-][H^+]}{[H_2S]} = K_{H_2S} = 1,12 \cdot 10^{-7} (25^\circ C) \quad (1.30)$$

$$\frac{[S^{2-}][H^+]}{[HS^-]} = K_{HS^-} = 1,0 \cdot 10^{-15} (25^\circ C) \quad (1.31)$$

Las concentraciones están expresadas en moles/litro, y se supone que a bajas concentraciones los coeficientes de actividad son la unidad. Esta suposición es válida ya que el H₂S gas tiene una solubilidad en agua muy baja. La segunda reacción sólo tiene lugar a pH mayor que 12, por lo que generalmente en el agua residual no existe la especie S²⁻ (el pH del agua suele ser menor que 12).

Al ser un gas relativamente insoluble, la solubilidad del H₂S se puede expresar a través de la ley de Henry:

$$x_g = K_H \cdot P_g \quad (1.32)$$

donde:

x_g = fracción molar de H₂S en la fase líquida.

K_H = constante de la ley de Henry.

P_g = presión parcial del H₂S en la fase gaseosa.

La influencia de la temperatura sobre la constante de Henry y sobre la solubilidad del H₂S en agua pura, a 1 atm. de presión y para el intervalo de 0-60 °C, se da en la Tabla 1.20 (Camp y Meserve, 1964).

Tabla 1.20
Constantes de Henry y solubilidad del H₂S (Camp y Meserve, 1964)

Temperatura (°C)	$K \times 10^5$ (atm ⁻¹)	H ₂ S (mg/l)
0	373,1	7.100
5	-	6.040
10	272,5	5.160
15	236,5	4.475
20	207,0	3.925
25	183,4	3.470
30	164,2	3.090
40	134,2	2.520
50	113,1	-
60	97,1	1.810

Para valores de pH en el intervalo de 4-10, la relación entre las especies H_2S y HS^- presentes en disolución y la solubilidad del H_2S gas, en contacto con 1 atm. de H_2S puro, se muestran en la Tabla 1.21 (Camp y Meserve, 1964). En este intervalo de pH la concentración de S^{2-} es despreciable.

Como se puede observar en la Tabla 1.21 y en la Figura 1.6 (Tech. Stand. Committee, 1989), la fracción molar de H_2S en disolución depende del pH de ésta, si no se tienen en cuenta otro tipo de reacciones como puedan ser precipitaciones con iones metálicos. Así, el porcentaje de H_2S ionizado aumenta con el pH. A pH 4, el porcentaje de HS^- es 0,1, con un 99,9% del sulfuro presente como H_2S . En la Figura 1.6 se puede apreciar la relación entre la temperatura, el pH y la fracción de H_2S en disolución.

Tabla 1.21

Porcentaje de H_2S y HS^- y solubilidad del H_2S en función del pH (Camp y Meserve, 1964)

pH	% H_2S	% HS^-	Solubilidad ^a H_2S (mg/l)
4	99,9	0,1	3.470
5	98,9	1,1	3.510
6	90,1	9,9	3.840
7	47,7	52,3	7.270
7,5	22,5	77,5	15.400
8	8,3	91,7	41.800 ^a
8,5	2,8	97,2	124.000 ^a
9	0,9	99,1	390.000 ^a
10	0,1	99,9	-

^a Solubilidad sin tener en cuenta la fuerza iónica, a 25°C.

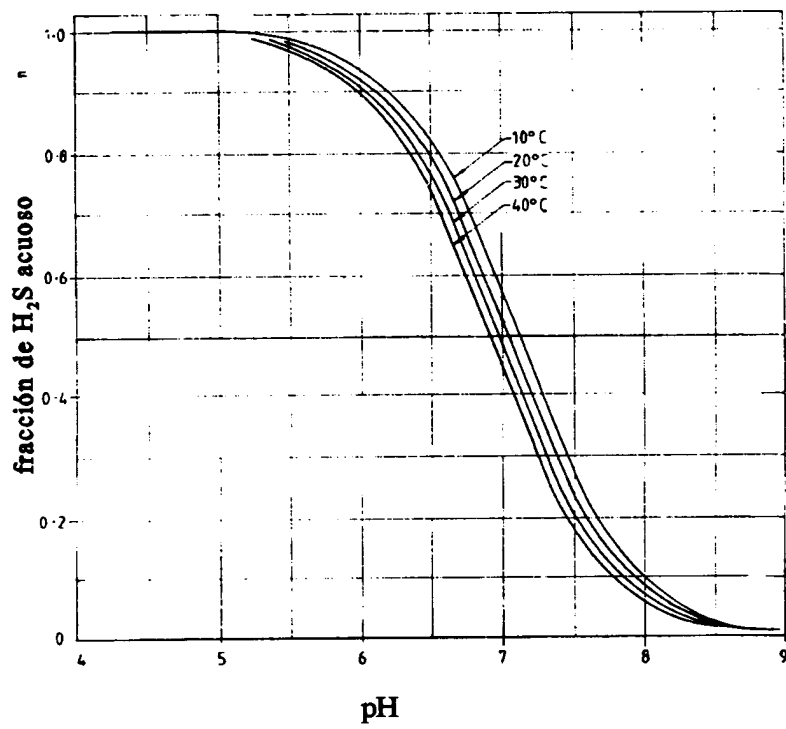


Figura 1.6 Equilibrio de disociación del H_2S en agua (Melbourne and Metropolitan Board of Works, 1989).

1.6.2 Toxicidad

El H_2S es una sustancia extremadamente tóxica, por lo que se recomiendan medidas de seguridad en la manipulación de aguas residuales o lodos en los que se sospeche la presencia de este gas (McKinney, 1962; National Institute for Health, 1984). Se considera que la presencia de H_2S y la deficiencia de oxígeno son las dos principales causas de muerte en trabajadores de sistemas de transporte y tratamiento de aguas residuales, si bien los mecanismos de actuación no están totalmente clarificados (Pomeroy, 1980; Gerardi, 1982).

A continuación se comentan los efectos del ácido sulfhídrico, a diferentes concentraciones, sobre el ser humano. Concentraciones de 20 a 150 ppm (volumétricas) causan irritación de los ojos, y concentraciones ligeramente superiores, causan irritación de la parte superior del sistema respiratorio. Se han registrado problemas similares a concentraciones por encima de 10 ppm (Pomeroy, 1980). Concentraciones superiores de H_2S comienzan a afectar al sistema nervioso, de forma que una exposición de 30 min. a 500 ppm provoca dolor de cabeza, mareo, excitación, diarrea y disuria (Sax, 1984).

Las concentraciones de H_2S a las cuales aparecen problemas neurológicos en los sujetos que respiran este gas varían significativamente. Así, se ha registrado la pérdida de la conciencia en un intervalo de concentraciones que va desde 230 a 1000 ppm, con un tiempo de exposición de 25 min. o menos (Pomeroy, 1980). Si una persona que ha perdido la conciencia por respirar H_2S no es rápidamente hospitalizada, morirá con mucha probabilidad. A bajas concentraciones el gas actúa como depresor o calmante; a altas concentraciones, actúa como estimulante y excitante. A concentraciones muy altas causa parálisis del sistema respiratorio.

También se ha observado que el H_2S no se combina con la hemoglobina en la

sangre, sino que su acción tóxica se debe por completo a la parálisis del sistema respiratorio (Pomeroy, 1980). La exposición a concentraciones de H_2S de 800-1000 ppm puede ser fatal en menos de 30 min. y concentraciones superiores son mortales instantáneamente (Pomeroy, 1980; Sax, 1984). A pesar de todo, la concentración de H_2S que resulta mortal es difícil de conocer con exactitud, ya que se puede producir una muerte a bajas concentraciones, si no se aleja rápidamente a la víctima inconsciente de la zona contaminada.

1.6.3 Olor

En la Tabla 1.22 aparecen las concentraciones umbrales a las que comienza a detectarse o a ser molesto el H_2S gas. Otros investigadores (Manufacturing Chemists Association, 1968) han obtenido valores para estos umbrales de 1 e incluso 2 órdenes de magnitud mayor. Las razones para esta gran variabilidad de valores obtenidos radica en las diferentes técnicas utilizadas y diferentes grados de control de las medidas realizadas. Además, en algunas investigaciones no se indica si el umbral medido corresponde a la concentración a la cual se reconoce el olor del H_2S , o la concentración a la cual el sujeto percibe el más ligero olor.

Tabla 1.22

Umbrales de detección del H_2S gas (Manufacturing Chemists Association, 1968)

H_2S (ppm volumétricas)	Olor
0,00021	umbral de detección olfativo
0,00047	umbral de reconocimiento olfativo
0,5-30	olor fuerte

A la concentración umbral de detección de un determinado olor, normalmente éste no se detecta. Por otra parte, la variabilidad de valores de umbral, según los diferentes investigadores, está asociada a las diferentes respuestas olfativas de las personas sometidas a estudio.

La peligrosidad del H_2S se ve incrementada por su propiedad de inhibir la percepción de su olor después de unos minutos de exposición. Esto ocurre muy rápidamente a concentraciones por encima de 50 ppm. Por ello, el mareo y la fatiga pueden llegar sin que la víctima se dé cuenta de que está expuesta a concentraciones peligrosas de H_2S .

1.6.4 Corrosividad

El H_2S gaseoso es corrosivo sobre el hierro, acero y cobre. Por ello cuando se eligen los materiales de construcción de una conducción de transporte de agua residual se debe tener en cuenta su naturaleza corrosiva (Manufacturing Chemists Association, 1968).

Asimismo, el H_2S es el origen de la corrosión en sistemas de almacenamiento y de transporte de aguas residuales, construidas con hormigón, cemento, asbesto o hierro fundido o dúctil.

El H_2S , en presencia de oxígeno, es oxidado a H_2SO_4 por las bacterias

Thiobacilli. El H_2SO_4 ataca al hormigón, asbesto y cemento disolviendo los componentes del cemento.

1.7 Factores que influyen en la generación del sulfuro

Durante el transporte del agua residual, tanto bruta como tratada, se produce una transformación cualitativa y cuantitativa de las diferentes sustancias que contiene, como son la materia orgánica y las sustancias aceptoras de electrones (Nielsen *et al.*, 1992). En algunos casos se han observado altas tasas de eliminación de DBO y se ha discutido la capacidad de auto-depuración del sistema de transporte de agua residual (Pomeroy y Parkhurst, 1972; Boon *et al.*, 1977).

Generalmente el agua residual urbana presenta un contenido bastante complejo de compuestos orgánicos e inorgánicos. La composición de un agua residual "joven", con una edad de unos minutos, es muy diferente a la de un agua que ha sido transportada durante 20 horas o más (Nielsen *et al.*, 1992), debido a diferentes fenómenos tales como el crecimiento microbiano, la respiración en el seno del líquido y en la película biológica, solubilización e hidrólisis de macromoléculas y de los esfuerzos rasantes, así como la sedimentación y la resuspensión de materia particulada de diferente naturaleza.

El grado de importancia de cada uno de los fenómenos citados viene dado, en muchas ocasiones, en función de las características de diseño de la conducción. Varios autores (USEPA, 1974; Levine *et al.*, 1985) han apuntado que la variación de la composición del agua residual, tanto a lo largo del día como a lo largo del año, depende del diseño del sistema de transporte y del tiempo de residencia del agua residual, pero esta observación está apoyada en pocos experimentos.

Todas las características del agua residual influyen en los procesos de transformación, pero sólo algunas tienen un interés muy particular respecto a la generación de sulfuro tales como: velocidad de circulación, temperatura, pH, oxígeno disuelto (aceptor de electrones), potencial de óxido-reducción (POR), compuestos de azufre, materia en suspensión (MES), presencia de bacterias sulfatorreductoras y la materia orgánica medida como demanda biológica de oxígeno a los 5 días (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO) y carbono orgánico total (TOC). A continuación, se comenta el efecto de cada una de estas variables.

1.7.1 Velocidad de circulación

En tuberías de circulación por gravedad la velocidad media de circulación del agua suele ser de 0,5-1 m/s, y en las tuberías de presión su valor se sitúa en torno a los 0,8-1,3 m/s.

La velocidad de circulación del agua residual en tuberías afecta a la acción microbiana y a la concentración de oxígeno disuelto, entre otros.

En lo referente a la acción de las bacterias sulfatorreductoras, suponiendo ausencia de oxígeno en el agua residual, el aporte de nutrientes a la película biológica se ve favorecido por velocidades altas, y con ello la acción de las bacterias sulfatorreductoras. Una velocidad de flujo alta puede disminuir el espesor de la película biológica, y por ende su actividad.

En cuanto a la concentración de oxígeno disuelto, al aumentar la velocidad de flujo disminuye la concentración del oxígeno disuelto (Nielsen *et al.*, 1992).

1.7.2 Temperatura

La corrosión debida al ácido sulfúrico, producido biológicamente en las conducciones de transporte de agua residual, depende de las condiciones climáticas del lugar donde se ubica la conducción, aparte de las condiciones de operación de la tubería (Neumann, 1977; Lohse, 1986; Bielecki y Schremmer, 1987; Colin y Munk-Koefed, 1987; Polder y van Mechelen, 1989).

Existe una mayor generación de sulfuro en los meses de verano que en los de invierno, tanto en tuberías de gravedad (Stringfellow *et al.*, 1988; Schmitt, 1991), como en tuberías de presión (Lohse, 1988; Mori *et al.*, 1991). En el caso de tuberías de gravedad, Stringfellow *et al.* (1988) obtuvieron una alta dependencia entre la generación de sulfuro y la temperatura ambiente. Mori *et al.* (1991) observaron que la corrosión de una conducción de presión de aguas residuales era mayor en los meses de verano que en el resto del año en el que se realizó el estudio. En la Figura 1.7 se observa como en el caso estudiado en Alemania por Lohse (1988) la emisión de compuestos reducidos de azufre es mucho mayor en los meses de verano que en los meses de invierno.

La temperatura del agua residual puede variar desde 10 a 25°C, dependiendo de la región y de la estación del año. En lugares de clima cálido, el agua residual puede alcanzar temperaturas superiores a 30°C en verano.

Para las tuberías de gravedad, parcialmente llenas, la diferencia de temperatura entre el agua residual y la pared de la tubería, en contacto con el terreno que la rodea, puede desempeñar un papel importante (Lohse, 1988). Cuando la temperatura del agua

residual es mayor que la temperatura de la tubería en contacto con ella, debido a la alta humedad dentro de la tubería (80-90%) se produce una condensación del vapor de agua, creándose una película de humedad sobre la pared de la tubería. Esta película húmeda juega un papel importante en la corrosión de la conducción, aunque en ocasiones, a pesar de la alta humedad, la pared de la conducción se muestra seca.

La temperatura influye en la solubilidad de H₂S tal y como se indicó en el apartado 1.6.1.

El efecto de la temperatura sobre las reacciones biológicas se cuantifica a través de la constante de velocidad, mediante ecuaciones del tipo van't Hoff-Arrhenius:

$$k_{T2} = k_{T1} q^{(T2-T1)} \quad (1.33)$$

donde:

k_T = Constante de velocidad a la temperatura T.

q = coeficiente de temperatura.

T = temperatura en °C.

Según Schmitt (Schmitt, 1991), la generación de sulfuros en aguas residuales es máxima a 45°C.

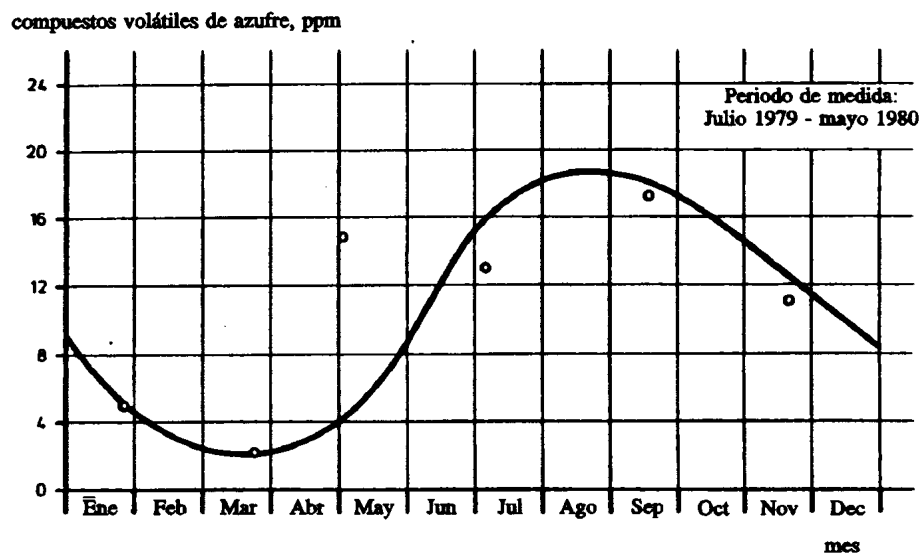


Figura 1.7 Generación de H_2S en función de la época del año (Lohse, 1988).

1.7.3 pH

Como ya se indicó anteriormente, apartado 1.7.1, el pH afecta directamente a la distribución de especies implicadas en el equilibrio del H₂S en disolución.

En el agua residual, el pH está controlado en gran medida por la alcalinidad (A), definida como:

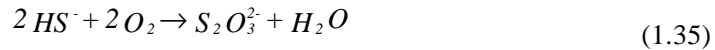
$$A = (HCO_3^-) + 2(CO_3^{2-}) + (OH^-) + (H^+) \quad (1.34)$$

donde las concentraciones se expresan en meq/l.

Sin embargo, la presencia en el agua de compuestos tales como acetato, borato, bifosfato, etc, que afectan a la medida experimental, hacen que la alcalinidad del agua residual se redefina como la cantidad de ácido necesario para disminuir el pH hasta un cierto nivel, generalmente el viraje del naranja de metilo. Como por lo general la alcalinidad depende fundamentalmente de la concentración de bicarbonato, el pH del agua residual suele estar situado en el intervalo de 6,5-8, que además es el intervalo de máxima formación de H₂S (Tech. Stand. Committee, 1989).

1.7.4 Oxígeno disuelto

Desde el punto de vista de la generación de sulfuros, la presencia de oxígeno disuelto en el agua residual es importante porque inhibe la acción de las bacterias sulfatorreductoras. A su vez, el oxígeno disuelto puede reaccionar con el HS⁻ formando fundamentalmente tiosulfato, de acuerdo a la siguiente reacción (Sawyer y McCarty, 1978):



El sulfuro también se puede oxidar por bacterias del género *Thiothrix* y *Beggiatoa*. Una vez oxidado a azufre es almacenado por las células, aunque el mecanismo de reacción intracelular no es totalmente conocido. La reacción global que tiene lugar es:



Según el Servicio de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos, USEPA (1974), cuando la concentración de oxígeno disuelto en el agua residual es mayor de 0,2-0,5 mg/l, no suele haber sulfuro presente.

El oxígeno presente en los sistemas de transporte de agua residual, tanto bruta como tratada, procede de alguna de las siguientes fuentes:

- Oxígeno presente en el agua residual que entra en la conducción.
- Oxígeno absorbido de la atmósfera de la conducción.
- Oxígeno absorbido procedente del aire que entra por grietas que pueda tener la tubería.
- Oxígeno que pueda estar presente en posibles infiltraciones de agua subterránea en la tubería.

En el caso de la conducción de impulsión y de transporte por gravedad del agua residual depurada de Santa Cruz de Tenerife sólo se da la primera de las situaciones, al tratarse de una conducción tubular totalmente llena.

Para el caso de una tubería de transporte por gravedad no llena, la concentración de oxígeno disuelto en el agua residual es el resultado del balance entre

el consumo microbiano y la reaireación que se produce al estar el agua en contacto con la atmósfera de la tubería (Nielsen *et al.*, 1992), tal y como se muestra en la siguiente ecuación:

$$\frac{d S_o}{d t} = K_L a (S_{o,m} - S_o) - (r_w + r_b + r_s) \quad (1.37)$$

El primer término representa el aporte de oxígeno desde la fase gaseosa hacia el agua circulante; $K_L a$ es el coeficiente de reaireación, expresado en l/h; $S_{o,m}$ y S_o son la concentración saturada y actual de oxígeno en el agua residual, respectivamente, expresado en g/m^3 ; y r_w , r_b y r_s , las tasas de consumo de oxígeno en el cuerpo del agua residual, en la película biológica y en los sedimentos, expresados en $g/(m^3 \cdot h)$.

Para la medida de las tasas de reaireación, Jensen y Hvitved-Jacobsen (1991), utilizando técnicas de trazadores radiactivos, proponen un coeficiente de reaireación a 20°C de la forma:

$$K_L a = 0,96 \left(1 + 0,17 \frac{u^2}{g d_m} \right) (s u)^{3/8} d_m \quad (1.38)$$

donde:

u = velocidad, m/s.

g = aceleración de la gravedad, m/s^2 .

d_m = profundidad hidráulica media, m.

s = pendiente de la tubería.

En condiciones de tuberías totalmente llenas no existe aporte de oxígeno al cuerpo del agua residual, depurada o no, y su consumo se realiza muy rápidamente (Nielsen *et al.*, 1992).

El consumo de oxígeno en la película biológica de la tubería de agua residual se debe a la oxidación microbiana de la materia orgánica y a la oxidación de sustancias reducidas, como los sulfuros producidos en la parte más profunda de la película biológica (Nielsen *et al.*, 1992).

Pomeroy y Parkhurst (1972) proponen la siguiente ecuación para estimar el consumo de oxígeno en una película biológica:

$$r_a = 5,3 S_o (s u)^{0,5} \quad (1.39)$$

donde:

r_a = consumo de oxígeno, g/m²·h.

S_o = concentración de oxígeno, g/m³

s = pendiente de la conducción.

u = velocidad de circulación, m/s.

Mediante la inyección de oxígeno al agua residual, en experimentos sobre control de generación de sulfuro, Boon y Lister (1975) indican que la contribución al consumo de oxígeno de la película biológica era aproximadamente de 0,7 gO₂/m²·h a 15°C.

Nielsen *et al.* (1992), para experimentos a un caudal circulante de 775 m³/h, en una conducción sin sedimentos pero con película biológica sobre la pared, estiman que el consumo de oxígeno es de aproximadamente 5 mg/l.h a 10°C.

Por otra parte, cuando el caudal de circulación por conducciones parcialmente llenas es bajo, la concentración de oxígeno disuelto se sitúa en el intervalo 2-4 mg/l. Un aumento en el flujo implica una disminución significativa en la concentración de oxígeno disuelto, de tal manera que a caudales del orden de 325 m³/h, en el agua residual

prácticamente no existe oxígeno disuelto. Este efecto se debe fundamentalmente a que el aporte de oxígeno al agua residual desde la atmósfera de la conducción es menor que la tasa de consumo de oxígeno en el seno del agua residual (Nielsen *et al.*, 1992). Boon y Lister (1975) y Matos y de Sousa (1991) también indican que un aumento de flujo en una conducción de agua residual provoca un aumento en la tasa de consumo de oxígeno.

El consumo de oxígeno debido a los sedimentos de la conducción no ha sido suficientemente estudiado, según se deduce por las escasas referencias en la bibliografía consultada.

1.7.5 Potencial de óxido-reducción, POR

En un medio acuoso, el POR es una medida aproximada del equilibrio existente entre las sustancias reductoras y oxidantes presentes (Metcalf & Eddy, 1995).

En general, un potencial positivo corresponde a condiciones oxidantes mientras que uno negativo lo es a condiciones reductoras. Las condiciones anaerobias se caracterizan por potenciales de óxido-reducción negativos o ligeramente positivos (Metcalf & Eddy, 1995).

En la Tabla 1.23 se muestran valores típicos del POR y de la concentración de sulfuros disueltos de agua residual bruta, medidos en varios puntos situados aguas arriba de una estación depuradora.

Tabla 1.23

Valores típicos del POR en diversos puntos situados aguas arriba de una estación depuradora (Santa Clara Sanitation District)

Distancia, medida aguas arriba, hasta la estación depuradora (km)	POR (mV)	Sulfuros disueltos (mg/l)
15,5	+258	0,2
9,7	+122	0,6
8,1	+70	1,1
4,8	+50	1,2
0,0	+48	1,8

El POR está relacionado con la presión P (en atm) del hidrógeno gaseoso, en equilibrio con el hidrógeno molecular disuelto en la disolución, mediante la expresión:

$$POR = \frac{RT}{F} \ln \left(\frac{H^+}{P^{1/2}} \right) \quad (1.40)$$

donde:

F = 96500 Culombios

R = constante de los gases perfectos, 8,314 Julios/°K·mol

T = temperatura, K

El POR se relaciona con el pH, con la temperatura y con un parámetro denominado rH, definido como el logaritmo decimal cambiado de signo de P, según la siguiente expresión:

$$POR = (0,0546 + 2 \cdot 10^{-4} \cdot T) \cdot (0,5 \cdot rH - pH) \quad (1.41)$$

Para una temperatura dada, a partir del pH y el POR de un agua residual se obtiene el valor de rH, que da una idea de la septicidad del agua residual, ver Figura 1.8 (Rodier, 1989).

Las aguas residuales urbanas jóvenes y acabadas de recoger tienen un POR que se aproxima a 100 mV. El medio reductor (fosas sépticas, putrefacciones cuando las aguas permanecen largo tiempo en las conducciones de transporte, presencia de sustancias reductoras, etc.) se traduce en un valor de POR inferior a cero mV.

Los valores de rH superiores a 25-27 caracterizan un medio oxidante. Los productos de degradación química y bioquímica están en su grado más alto de oxigenación (sulfatos, nitratos, anhídrido carbónico).

Los valores de rH comprendidos entre 15 y 25 traducen las condiciones de un medio aerobio que favorecen la oxidación de los compuestos orgánicos y el paso a las formas oxigenadas citadas anteriormente. Es el medio aireado clásico de las aguas brutas normales que, bajo el efecto de la actividad bacteriana y de la aportación de oxígeno, hacen variar su rH de 15 a 23-25 aproximadamente

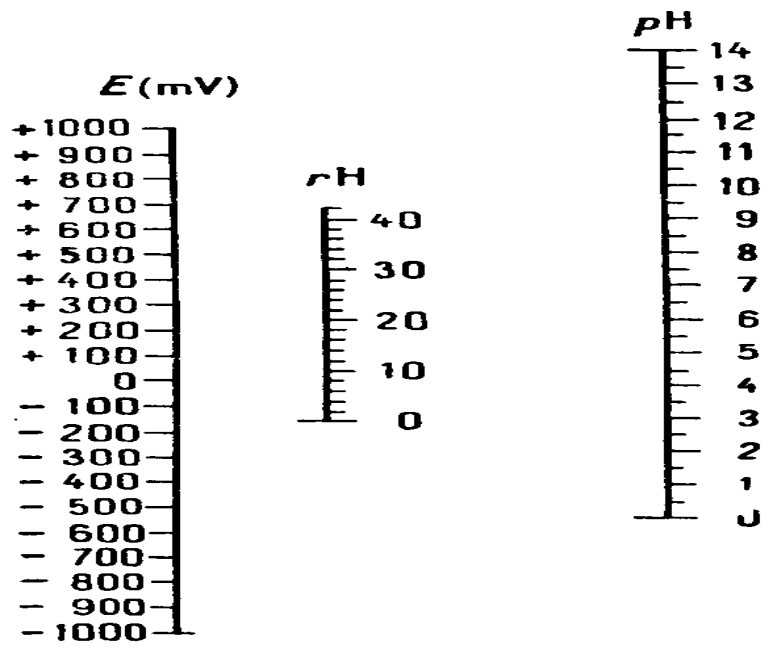


Figura 1.8. Determinación gráfica del rH (Abaco de Lescoeur) (Rodier, 1989).

Los valores de rH de 13 a 15 definen la zona de transmisión entre los medios aerobio y anaerobio. Está también la zona de viraje del azul de metileno, reactivo utilizado para caracterizar la putrescibilidad de las aguas. Coloreado de azul para valores de rH superiores a 15, se decolora cuando el valor de rH es inferior a 13.

Los valores de rH inferiores a 13 caracterizan los medios reductores: aguas sépticas (rH = 13), aguas nauseabundas (rH = 10), etc.

Como se puede ver a partir de estos datos, existe una relación bastante directa entre la presencia de oxígeno y el rH del agua residual.

En la Tabla 1.24 (Rodier, 1989) se puede ver el valor de POR que caracteriza a cada tipo de agua, para un valor de pH de 7,5.

Tabla 1.24

Caracterización de las aguas residuales por su valor de POR (Rodier, 1989)

Tipo de agua residual	POR (mV)
oxidante	>+300
aerobia	0, +300
transición	-50, 0
séptica	-150, -50
nauseabunda	<-150

El POR del medio en el que se produce la reducción de los sulfatos se sitúa alrededor de -100 y -250 mV (Tech. Stand. Committee, 1989; Postgate, 1979), como se deduce de la Figura 1.9 (Tech. Stand. Committee, 1989).

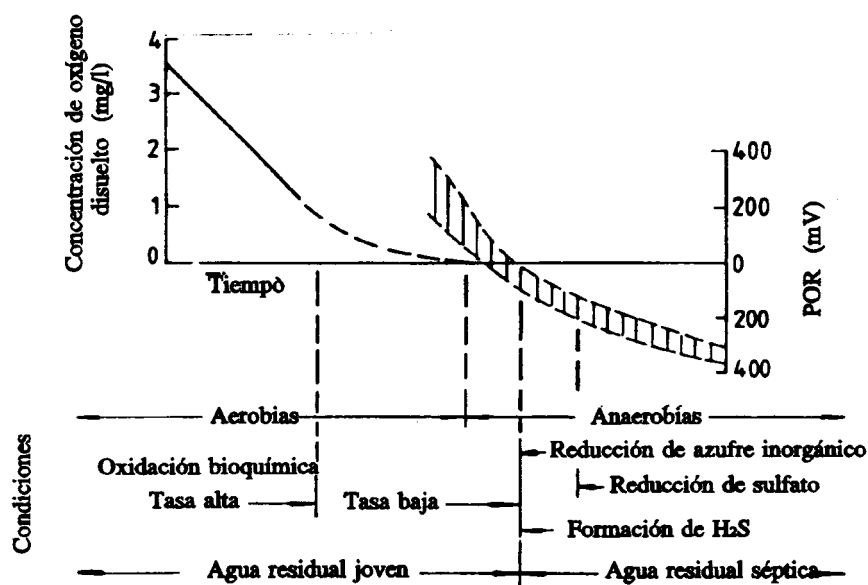


Figura 1.9 Relación entre oxígeno disuelto y POR (Tech. Stand. Committee, 1989).

1.7.6 Compuestos de azufre

Los compuestos de azufre implicados en la generación de sulfuro son: azufre en forma oxidada, principalmente como SO_4^{2-} ; azufre de compuestos orgánicos, como proteínas (albúmina) (Schremmer, 1990; Schmitt, 1991); y azufre ya presente en el agua residual como sulfuro (principalmente como HS^- y H_2S , y pequeñas cantidades de S^{2-}).

Los sulfatos presentes en el agua residual, fundamentalmente en forma de CaSO_4 y Na_2SO_4 (Schremmer, 1990), pueden tener diferentes orígenes:

- sulfato presente ya en el agua blanca.
- sulfato añadido al agua blanca debido al uso doméstico de ésta.
- sulfato procedente de aguas industriales.
- sulfato presente en el agua subterránea (compuestos de azufre orgánicos presentes en el subsuelo, o procedentes de abonos o de la lluvia ácida) que se pueda infiltrar en la conducción de agua residual.
- sulfato procedentes de floculantes utilizados en tratamientos del agua residual.
- sulfato procedentes de la disolución de CaSO_4 de las conducciones de transporte.
-

En la nutrición humana hay 4 aminoácidos con contenido en azufre que pueden transformarse en sulfato en cantidad de 3-4 g de sulfato por habitante y día (Müller, 1961; Neumann, 1977). Según Schremmer (1987), esta cantidad sería superior a 3-4 g por habitante y día. Sin embargo, existen sulfatos que, formando parte de la nutrición, no desembocan en el agua residual (Lohse, 1988).

La contribución de las aguas residuales industriales es muy importante en el caso de que existan (Schremmer, 1987).

La cantidad de azufre procedente de los detergentes ha sido estimada en aproximadamente 4 mg/l expresada como azufre (Boon y Lister, 1975).

Según Pomeroy (1974) y otros autores, el sulfato no es el reactivo limitante en la reacción de generación de sulfuro, siempre que el sulfato esté presente en concentraciones superiores a 10-20 mg/l.

Parker (1965) encontró una estrecha relación entre la concentración de sulfato y la generación de sulfuro, cuando se cultivaban bacterias sulfatorreductoras en laboratorio, en medios que contenían altas concentraciones de dadores de electrones (materia orgánica).

Otros compuestos de azufre tales como sulfito y tiosulfato también pueden ser reducidos a sulfuro si se encuentran presentes en el agua residual (Nielsen *et al.*, 1992). Nielsen (1991) demostró que estos compuestos eran reducidos por las mismas bacterias sulfato-reductoras en lugar del sulfato, y contribuían a aumentar la tasa de generación de sulfuro.

1.7.7 Nutrientes y sustrato

Para que se produzca la reducción de sulfatos a sulfuros por vía microbiana, es necesaria la presencia en el medio de nutrientes (nitrógeno, fósforo) y de sustancias orgánicas que actúan como sustrato para las bacterias sulfato-reductoras.

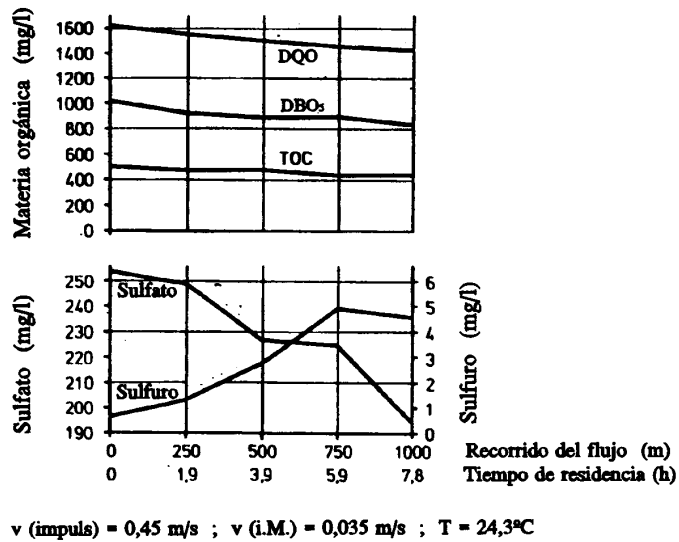


Figura 1.10 Evolución de algunos parámetros a lo largo de una conducción (Lohse, 1988).

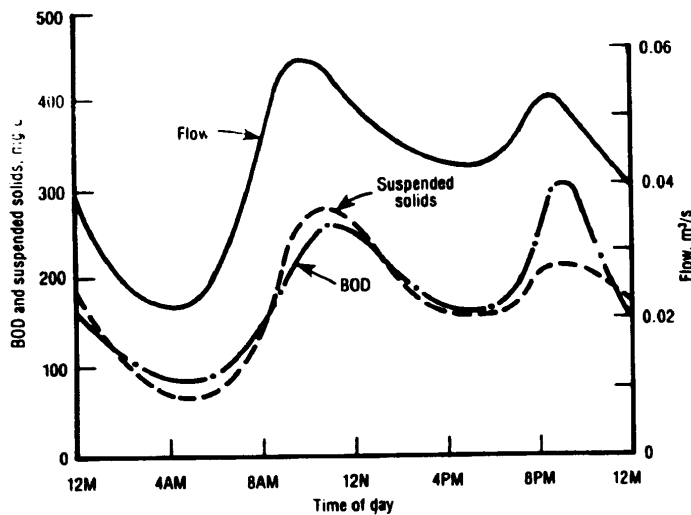


Figura 1.11 Evolución de DBO₅, MES y caudal de agua residual a lo largo del día (Manufacturing Chemists Association, 1968).

Dada la dificultad práctica de la realización de un análisis cuantitativo de todos los componentes orgánicos presentes en un agua residual (lípidos, carbohidratos, proteínas, ácidos orgánicos y otras sustancias (Nielsen *et al.*, 1992)), se acude a su cuantificación a través de ensayos o parámetros de demandas de oxígeno (DQO, DBO) o de contenido global de carbono orgánico (TOC).

Pomeroy y Bowlus (1946), indican que la generación de sulfuros no debe existir para valores de DBO₅ por debajo de 50 mg/l.

Durante el transporte del agua residual se produce una disminución de la concentración de la materia orgánica (Nielsen *et al.*, 1992), ya sea medida como DBO, DQO o TOC, y de la MES, a lo largo de una conducción de sólo 1 km de longitud, Figura 1.10 (Lohse, 1988). Pomeroy y Parkhurst (1972) suponen que las altas tasas de consumo de oxígeno producen una auto-purificación de la materia orgánica.

Por otra parte, en la Figura 1.11 (Manufacturing Chemists Association, 1968), se puede observar la estrecha relación entre la DBO y la materia en suspensión.

Levine *et al.* (1985) han realizado un amplio estudio sobre la distribución del tamaño de partículas en aguas residuales en los Estados Unidos, y descubrieron que aproximadamente el 63-70 % de la materia orgánica estaba asociada a partículas de tamaño comprendido entre 0,1 y 1 micras. Mediante cromatografía de gel comprobaron que existía muy poca materia orgánica asociada a partículas de tamaño menor de 0,1 micras.

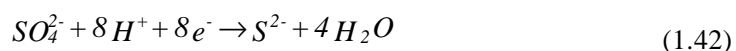
1.8 Generación de sulfuro en tuberías de agua residual

Existen 2 mecanismos microbianos que dan lugar a la formación de compuestos reducidos de azufre (Lohse, 1988):

- la reducción de los sulfatos.
- el metabolismo de las proteínas.

La reducción del sulfato presente en el agua residual a sulfuro exige un medio completamente libre de oxígeno disuelto o cualquier otro tipo de sustancia oxidante.

Los sulfatos son reducidos fundamentalmente a H₂S, aunque también aparecen otros productos intracelulares intermedios (Lohse, 1988). El proceso global se puede describir a través de la siguiente reacción:



Investigaciones realizadas por Bock (1983), y Pohl *et al.* (1984) demostraron que aparte de H₂S también se puede formar metantioil y polisulfuros, y no sólo en condiciones anaerobias sino también en condiciones aerobias. De esta forma, en la atmósfera de muchas conducciones de gravedad, no llenas, de agua residual se detectan polisulfuros orgánicos y en ocasiones sulfuros orgánicos, pero siempre en concentraciones por debajo de 0,5 ppm.

Las bacterias sulfatorreductoras se han determinado en gran número de conducciones de transporte de agua residual, tanto en la película biológica de la pared y en los sedimentos, como en el agua circulante (Lohse, 1988).

La generación de sulfuro, tal como se ha comentado en anteriores apartados, puede tener lugar en la película biológica adherida a la pared de la conducción, en los sedimentos depositados en la conducción, e incluso en el agua residual que circula por la tubería, siempre que el oxígeno disuelto se encuentre ausente.

El problema de la generación de sulfuro en el seno del agua de las conducciones de gravedad, no llenas, suele aparecer sólo en aquellas de gran longitud (Schremmer, 1990), ya que durante el flujo del agua residual por una tubería de gravedad se produce un intercambio de gas (O_2) en la superficie del agua debido a la turbulencia y a la diferencia de presión parcial, de forma que la condición de anaerobiosis sólo se conseguirá en una conducción con un tiempo de residencia lo suficientemente alto como para que el oxígeno sea totalmente consumido. Según Schremmer (1990) en este tipo de conducciones la velocidad no debe ser inferior a 0,5 m/s, ya que de lo contrario, es muy probable que aparezcan problemas de corrosión.

1.8.1 Generación de sulfuro en la película biológica

Uno de los lugares de la conducción donde se consiguen condiciones anaerobias más severas es la película biológica que aparece sobre la pared sumergida de la tubería. Esta película está formada por microorganismos filamentosos, entre los que se desarrollan multitud de bacterias (Manufacturing Chemists Association, 1968).

El espesor medio de una película biológica es 1 mm (Manufacturing Chemists Association, 1968), pero a velocidades de transporte altas, el espesor puede ser de 0,25 mm. A baja velocidad de flujo una película biológica puede llegar a tener 3 mm de espesor o más (Manufacturing Chemists Association, 1968; Nielsen *et al.*, 1992). Lohse (1988) encontró una relación entre la cantidad de película biológica de la pared de la tubería, y la reducción de sulfatos.

Como se puede ver en la Figura 1.12 la zona externa de la película biológica es aerobia y la zona más interna es anaerobia.

Si existe oxígeno disuelto en el agua residual, puede difundirse hacia la película biológica, pero es consumido rápidamente por las bacterias que viven en la zona aerobia de la película biológica, y no penetra totalmente la película. La zona aerobia de la película biológica no suele ser mayor de 0,25 mm, excepto en los casos en que la concentración de oxígeno disuelto es alto. El resto de dicha película, es anaerobia y es ahí donde se produce la generación de sulfuro (Manufacturing Chemists Association, 1968).

El aporte de oxígeno, y no el tipo de bacteria, es el factor que determina donde finaliza la zona aerobia y comienza la zona anaerobia. La concentración de oxígeno disuelto en la corriente, así como la temperatura y la concentración de nutrientes y sustrato afectan a la penetración del oxígeno en la película biológica (Manufacturing Chemists Association, 1968).

Si la concentración de oxígeno disuelto en el agua residual aumenta, la zona aerobia de la película biológica se hará más gruesa. Los microorganismos aerobios presentes en la misma permanecen en estado latente mientras el oxígeno se encuentra ausente. Lo mismo les ocurre a los microorganismos anaerobios. De esta forma, el límite entre la zona aerobia y la anaerobia de la película biológica no es estático, sino dinámico (Manufacturing Chemists Association, 1968).

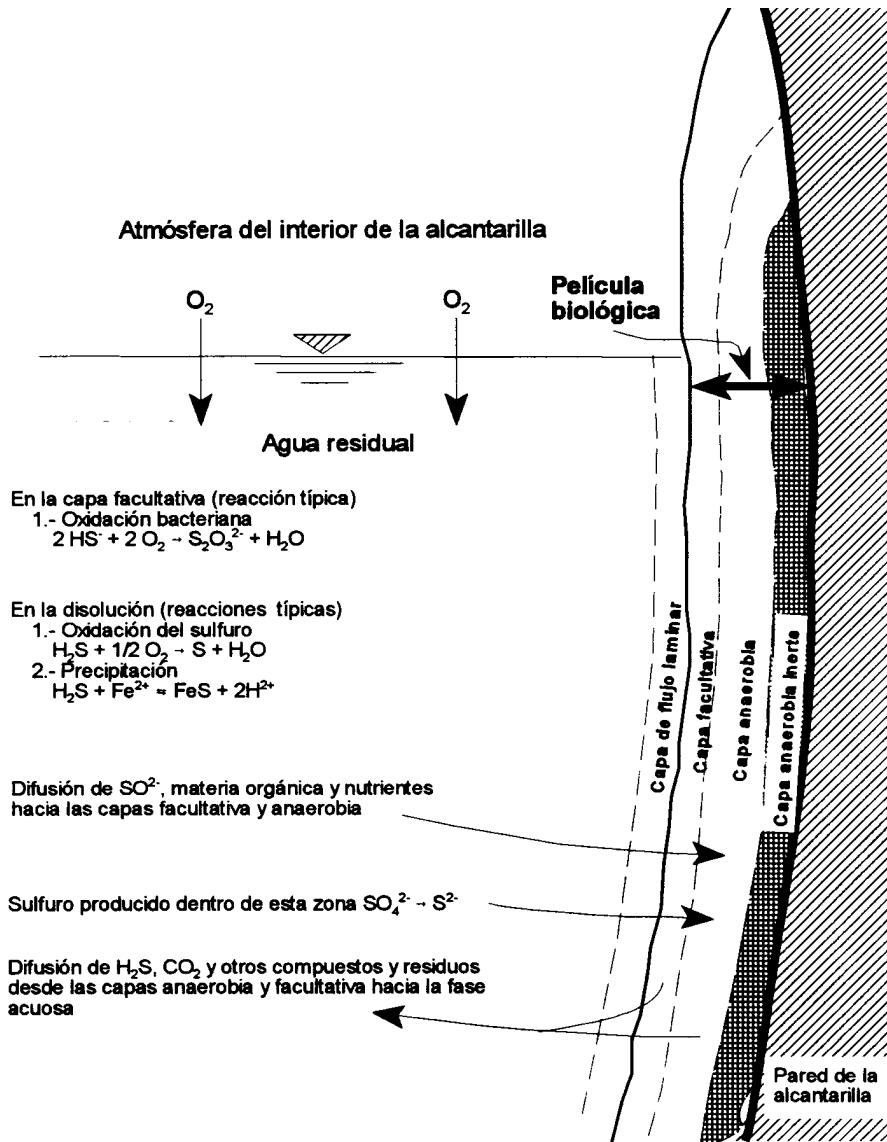


Figura 1.12 Diagrama de la producción de H_2S .

Cálculos basados en los coeficientes de difusión y tasas de generación de sulfuro observadas, muestran que las bacterias sulfatorreductoras consumen los nutrientes orgánicos y el sulfato que se encuentran presentes a corta distancia de la película biológica, y que el alcance de la zona en la que se produce la reducción del sulfato es del orden de 0,25 mm. La zona más profunda de la película biológica es anaerobia pero inactiva debido a que no existe aporte de sustrato (Manufacturing Chemists Association, 1968).

El sulfuro producido en la película anaerobia puede oxidarse a sulfato al entrar en contacto con el oxígeno de la película aerobia. Si la tubería circula completamente llena de agua y la concentración de oxígeno del agua residual es menor de 1 mg/l, no habrá oxígeno suficiente como para oxidar todo el sulfuro producido por las bacterias anaerobias, y de esta forma el sulfuro permanecerá libre en el agua residual sin ser oxidado (Manufacturing Chemists Association, 1968).

El comportamiento de la película biológica de los sistemas de tratamiento de agua residual (depuradoras, depósitos de almacenamiento, etc.) se conoce y se ha modelizado mejor que el de la película biológica de las conducciones de transporte. La película biológica de los sistemas de transporte difiere de la película biológica de otros sistemas de aguas residuales en dos aspectos muy importantes: debido a la alta velocidad de flujo que tiene lugar en las conducciones de transporte, por una lado, es normal que haya una alta carga orgánica en contacto con la película biológica, y por otro, aparecen mayores esfuerzos rasantes en la superficie de la película (Nielsen *et al.*, 1992).

1.8.2 Generación de sulfuro en los sedimentos

El papel de los sedimentos en la producción de H₂S no ha tenido un estudio tan minucioso como la película biológica. Ya Thistlethwayte lo apuntó en (1979), pero no llegó a cuantificar esta contribución, ni a decir de que orden de magnitud podría ser.

Según Mori *et al.* (1991), a velocidades de flujo superiores a 0,3 m/s la cantidad de película biológica adherida a una tubería de aguas residuales brutas es pequeña en comparación con la cantidad de sedimentos que se depositan en el fondo. Los sedimentos pueden tener un espesor de varios cm, y en tuberías de gran diámetro el espesor puede alcanzar 80 cm (Mori *et al.*, 1991). Por tanto, en este caso, en condiciones anaerobias la cantidad de sulfuro generado por los sedimentos será mucho mayor que la cantidad de sulfuro generada por la película biológica.

Faup *et al.* (1989) también llegaron a la conclusión de que la generación de sulfuro a partir de los sedimentos es más importante incluso que la generación de sulfuro a partir de la película biológica, en tuberías de aguas residuales brutas.

Mori *et al.* (1991) encontraron dos tipos de bacterias sulfatorreductoras en los sedimentos de una conducción de transporte: *Desulfovibrio* y *Desulfotomaculum Ruminis*. En experimentos de laboratorio demostraron que la generación de sulfuro dependía de la concentración de materia orgánica y del número de bacterias sulfatorreductoras presentes en los sedimentos, y que los ácidos grasos (dadores de electrones), y no los sulfatos, son limitantes en la velocidad de generación de sulfuros en los sedimentos.

A esta misma conclusión llegaron Attal *et al.* (1992), como se puede ver en la Tabla 1.25.

Tabla 1.25

Comparación entre el consumo de sulfato de un agua residual con y sin adición de carbono (propionato) (Attal *et al.*, 1992)

Concentración inicial de sulfato (mg/l)	Consumo de sulfato (%)	
	sin adición de propionato	con adición de propionato
100	90	89
180	82	94
270	70	95
330	55	97

Attal *et al.* (1992) realizaron sus experimentos de laboratorio en matraces en los que no existía película biológica, sino materia en suspensión que se hacía sedimentar, y en condiciones anaerobias se generaba sulfuro a partir del sulfato presente en el agua residual.

A través de estos experimentos concluyeron que las bacterias sulfato-reductoras se encuentran, aparentemente, asociadas a la materia en suspensión.

También observaron una proporcionalidad entre la MES y la tasa de consumo de sulfatos. Al aumentar la concentración de sulfato, no se produce un aumento de la tasa de consumo de éste, a menos que se aumente también la concentración de fuente de carbono (propionato en este caso).

Asimismo dedujeron que la fuente de carbono utilizada por las bacterias sulfato-

reductoras, puede ser tanto el carbón soluble presente o el carbón procedente de la hidrólisis de la materia en suspensión.

En estos experimentos, por tanto, la materia en suspensión presenta una doble función: fuente de bacterias y fuente de carbono. Sin embargo bajo las condiciones reales de una conducción, los depósitos no tienen por qué presentar este doble papel, debido a que los tiempos de residencia juegan un papel muy importante. Un tiempo de residencia alto acarreará un aumento en la concentración de bacterias sulfato-reductoras en los depósitos de la conducción, pero producirá una disminución de la hidrólisis de los sedimentos, debido al largo tiempo de residencia de los sólidos en la tubería. Por ello, el papel que juegan los sedimentos, o sea la materia en suspensión en la tubería, es la de proporcionar bacterias sulfato-reductoras (Attal *et al.*, 1992).

Schmitt (1991) consiguió cuantificar la contribución de los sedimentos a la producción de H_2S . Para ello realizó dos series de experimentos de generación de H_2S en reactores de laboratorio en paralelo, alimentados continuamente con agua residual bruta. De los dos reactores en paralelo, uno contenía sedimentos y película biológica y el otro, sólo sedimentos.

El resultado fue que en la mayoría de los experimentos realizados la reducción de sulfatos de los sedimentos superó a la de la película biológica en más de un 82%.

Mediante la realización de experimentos con varios reactores con alturas de sedimentos diferentes, Schmitt (1991) llegó a la conclusión de que existe una capa de sedimentos activa, de una altura de aproximadamente 5-10 cm, de forma que para alturas de sedimentos crecientes a partir de 10 cm no se produce un aumento de la producción de sulfuros. Recomienda definir parámetros diferentes a los utilizados en los modelos de la película biológica si se pretende obtener un modelo que simule la producción de sulfuro a partir de los sedimentos del agua residual, como pueden ser los

parámetros relacionados con los coeficientes de difusión y las tasas de transferencia de materia a través de los sedimentos.

1.8.3 Generación de sulfuro en el cuerpo del agua residual

Muchas experiencias han apuntado que los sulfatos se pueden reducir a sulfuro en el cuerpo del agua residual siempre que las condiciones que existan en el medio sean anaerobias (Tech. Stand. Committee, 1989).

Debe tenerse en cuenta que parte de la película biológica adherida a la tubería se puede desprender por efecto del rozamiento y pasar al agua residual, con lo que la concentración de bacterias en el agua residual se puede aumentar a lo largo de la tubería (Lohse, 1988).

La contribución del agua residual a la generación de sulfuros es prácticamente nula en las tuberías que circulan parcialmente llenas, ya que contendrá el oxígeno disuelto suficiente para inhibir la acción de las bacterias sulfato-reductoras. La generación de sulfuro en el seno del agua residual sí tendrá mucha importancia en las tuberías que circulan llenas, ya que en estos casos la concentración de oxígeno disuelto suele ser muy baja (Tech. Stand. Committee, 1989).

1.9 Ecuaciones de predicción de generación de sulfuro durante el transporte de aguas residuales

Varios autores han desarrollado ecuaciones empíricas que predicen la generación de sulfuro y el flujo de éste desde la película biológica al seno del agua residual. La mayoría de los estudios se han realizado en tuberías que circulan llenas ya que en ausencia de oxígeno no se consume el sulfuro generado en la película biológica.

En tuberías que circulan parcialmente llenas habría que tener en cuenta la oxidación del sulfuro producido, debido a la presencia de oxígeno disuelto en el agua residual, y esta oxidación dependería de la velocidad del agua residual, de la ventilación de la conducción y de otros parámetros.

Como ya se ha indicado en apartados anteriores, son muchas las variables de las que depende la generación de sulfuro. La dificultad de disponer de los datos correspondientes a todos los parámetros dificulta los intentos de desarrollo y aplicación práctica de los modelos matemáticos propuestos (Pomeroy y Parkhurst, 1977).

Los modelos desarrollados son restringidos en el sentido que son aplicables bajo la condición de que las variables implicadas estén en el intervalo favorable a la generación de sulfuro. Además, son conservativos, en el sentido que predicen un valor de sulfuro que generalmente es mayor que el real que existe en la tubería para las condiciones usadas en el modelo (Pomeroy y Parkhurst, 1977).

También hay que tener en cuenta que tanto el diseño de las conducciones de transporte de agua residual, como la composición de ésta, y las condiciones climáticas varían a lo largo del globo, y muchas de las ecuaciones propuestas se restringen a un tipo de conducción, agua y clima determinado.

Estas ecuaciones empíricas no tienen en cuenta la cinética de la película biológica. La cinética de los procesos en película biológica ha sido utilizada para explicar la reducción del sulfato en la película biológica (Nielsen, 1987). En este tipo de modelo la reducción del sulfato y consecuentemente la generación de sulfuro se determina a través del flujo de sulfato y de materia orgánica desde el seno del agua residual hacia el interior de la película biológica, y a través de la actividad bacteriana y densidad de la película.

El consumo de sustrato de las bacterias se describe normalmente a través de una cinética Michaelis-Menten y el transporte del sustrato hacia la película biológica por la ley de difusión de Fick (Nielsen y Hvitved-Jacobsen, 1988). En condiciones de estado estacionario, el balance de materia para un sustrato limitante, por ejemplo el sulfato, sin resistencia externa a la transferencia de materia (sin película hidráulica) se puede describir a través de la siguiente ecuación:

$$D_{f,SO_4} \frac{d^2 S_{SO_4}}{dz^2} = \frac{k_{of} S_{SO_4}}{K_{m,SO_4} + S_{SO_4}} \quad (1.43)$$

donde:

D_f = coeficiente de difusión en la película biológica (m^2/h)

S_{SO_4} = concentración de sulfato en la película biológica a una distancia z de la superficie de la película biológica ($g\ S-SO_4^{2-}/m^3$)

z = distancia desde la superficie de la película biológica

K_{m,SO_4} = constante de saturación aparente ($g\ S-SO_4^{2-}/m^3$)

k_{of} = constante volumétrica de orden cero, que es igual a la máxima actividad bacteriana, multiplicada por la densidad de la película biológica

Una ecuación similar describe la difusión de la materia orgánica asimilable por los microorganismos de la película biológica, medida en este caso como DQO. Combinando las dos ecuaciones de difusión, el balance de materia en el estado estacionario para el sulfato y la materia orgánica queda de la siguiente forma:

$$D_{f,SO_4} \frac{d^2 S_{SO_4}}{dz^2} = \frac{k_{of} S_{SO_4}}{K_{m,SO_4} + S_{SO_4}} \cdot \frac{S_{DQO}}{K_{m,DQO} + S_{DQO}} \quad (1.44)$$

$$D_{f,DQO} \frac{d^2 S_{DQO}}{dz^2} = \frac{k_{of,DQO} S_{SO_4}}{K_{m,SO_4} + S_{SO_4}} \cdot \frac{S_{DQO}}{K_{m,DQO} + S_{DQO}} \quad (1.45)$$

Estas dos ecuaciones diferenciales no lineales de segundo orden no tienen solución explícita y deben resolverse por métodos numéricos. Estas ecuaciones definen los perfiles de concentración a través de la película biológica a partir de los cuales se puede calcular el flujo de los componentes a través de la superficie de la película biológica. Sin embargo, en el agua residual depurada normalmente existen numerosos sustratos orgánicos asimilables por las bacterias sulfato-reductoras, de las que se sabe que pueden consumir un amplio espectro de compuestos orgánicos. De esta forma, este modelo simple que se ha explicado no es aplicable para la determinación práctica de la producción de sulfuro en conducciones de transporte de agua residual cuando la velocidad de generación está limitada por la concentración de materia orgánica.

Además, la hidrólisis de la materia orgánica y la producción de compuestos asimilables por las bacterias sulfato-reductoras por parte de bacterias fermentativas en solitario, o en combinación con las propias bacterias sulfato-reductoras hace el sistema

muy complejo. Por ello, hasta que los mecanismos de la degradación anaerobia de la materia orgánica en las conducciones de transporte de agua residual se conozcan mejor, las ecuaciones 1.44 y 1.45 son de interés fundamentalmente teórico (Nielsen y Hvitved-Jacobsen, 1988). En la práctica la ecuación 1.44 se suele utilizar cuando el sulfato es el sustrato limitante, y cuando el sustrato limitante es la materia orgánica se suelen utilizar ecuaciones empíricas.

Cuando existe un sustrato limitante se han utilizado algunas aproximaciones analíticas. Si el valor de K_m es despreciable comparado con la concentración de sustrato, la cinética en la película biológica se puede describir como una reacción de orden cero para una película totalmente penetrada y de orden 0,5 para una película biológica parcialmente penetrada (Nielsen y Hvitved-Jacobsen, 1988):

$$r = k_{of} \cdot L \quad (1.46)$$

$$r = (2 D_f \cdot k_{of})^{0,5} S_{SO_4,w}^{0,5} \quad (1.47)$$

donde:

r = flujo superficial ($g/(m^2 \cdot h)$)

L = espesor de la película biológica (m)

$S_{SO_4,w}$ = concentración de sulfato en el seno del líquido ($mg S-SO_4^2-/l$)

Sin embargo, cuando el sulfato no es limitante y la generación de sulfuro depende de la concentración de materia orgánica, para la predicción de la generación de sulfuro se han propuesto ecuaciones empíricas (Thistlethwayte, 1972; Boon and Lister, 1975; Pomeroy and Parkhurst, 1977; Boon, 1995; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988, 1997). En la mayoría de ellas la velocidad de generación de sulfuro se ha considerado como de primer orden respecto a la materia orgánica. Sin embargo, Hvitved-Jacobsen *et al.*

(1988, 1997) utilizan un exponente de 0,5 en lugar del exponente 1. Nielsen *et al.* (1997) apuntan que la utilización de un exponente de 0,5 tiene como significado físico el que la difusión de los sustratos (materia orgánica) es la etapa límite de la generación de sulfuro en la película biológica (Henze *et al.*, 1995). Además, consideran que la ecuación con el exponente 0,5 es la que mejor se aproxima en su caso.

Las ecuaciones más conocidas han sido propuestas por Pomeroy (Pomeroy, 1959, 1977), Thistlethwayte (1972), y Boon y Lister (1975), aunque existen otras más recientes como las propuestas por Wagner (1984), Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988, 1997), investigadores israelíes de la Universidad de Haifa (Israel) (Agamit S.A. y Zafrir Weinstein Eng. & Consult., 1993) y Boon (1995).

Hadjianghelou (1984), tras muchas investigaciones, afirmó que las ecuaciones propuestas por Pomeroy y Parkhurst, Boon y Lister y Thistlethwayte eran teóricas e inexactas, pero nadie ha podido expresar una ecuación de predicción de generación de sulfuro más exacta que las dadas por estos autores.

Ecuación de Pomeroy.- La ecuación de predicción de Pomeroy (1959, 1977) fue desarrollada a partir de datos obtenidos a partir de las medidas hechas en 40 tuberías a presión, o de gravedad completamente llenas, en los Estados Unidos. La ecuación obtenida por Pomeroy es la siguiente:

$$r = M \cdot DBO_5 \cdot 1,07^{T-20} \quad (1.48)$$

donde:

r = flujo de sulfuro a partir de la película biológica, g/m²h.

DBO₅ = mg/l

T = °C

Como se ve en la ecuación Pomeroy considera que el único parámetro que

influye en la generación de sulfuro es la concentración de sustrato orgánico en forma de DBO₅, y la temperatura. Considera que la concentración de sulfato no es limitante.

Los valores del coeficiente M se sitúan alrededor de 10^{-3} , como se puede ver en la Figura 1.13. Los valores bajos del coeficiente M pueden corresponder a presencia de oxígeno disuelto en el agua residual y por tanto condiciones no totalmente anaerobias.

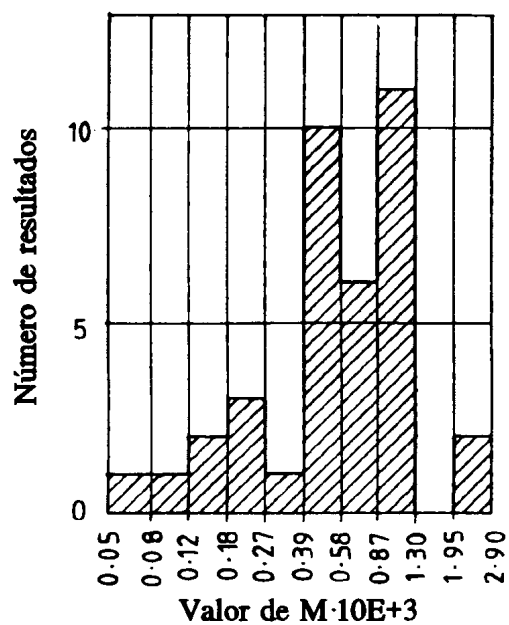


Figura 1.13 Valores de M de la Ec. de Pomeroy.

Otra forma de expresar la ecuación de Pomeroy, teniendo en cuenta la generación de sulfuro en el cuerpo del agua residual es la siguiente:

$$\frac{d[S^{2-}]}{dt} = 0,25 \cdot 10^{-3} \cdot [DBO_5] \cdot (1,07)^{(T-20)} \cdot \frac{(1 + 0,37D)}{D} \quad (1.49)$$

donde:

D = diámetro de la tubería, m.

Pomeroy también desarrolló una ecuación de predicción de generación de sulfuro en tuberías que circulan parcialmente llenas. En este caso en la ecuación de generación de sulfuro aparece un término negativo que es el debido al consumo de sulfuro por la presencia de oxígeno disuelto en el agua residual.

La ecuación obtenida por Pomeroy para conducciones que circulan parcialmente llenas es la siguiente:

$$\frac{d[S^{2-}]}{dt} = M' \cdot [DBO_5] \cdot (1,07)^{(T-20)} - N \cdot (su)^{\frac{3}{8}} \cdot [S^{2-}] \cdot d_m^{-1} \quad (1.50)$$

donde:

s = pendiente de la conducción.

u = velocidad de circulación, m/s.

d_m = profundidad hidráulica media (área transversal de la corriente dividida por la anchura de ésta).

M' = parámetro similar al parámetro M de las conducciones llenas, que suele ser 0,32.

N = coeficiente que se toma generalmente como 0,64.

Cuanto mayor es el valor de N mayor será la transferencia del sulfuro hacia la

atmósfera de la tubería.

Ecuación de Thistlethwayte.- Esta ecuación fue desarrollada por Thistlethwayte (1972) en Australia en los años 50 a partir de datos obtenidos de tuberías con diámetros que variaban entre 0,3 y 1,2 m, velocidades de flujo de 0,3 a 0,9 m/s, temperaturas entre 19 y 27 °C, DBO₅ entre 90 y 800 mg/l, concentración de sulfato entre 42 y 660 mg/l y esfuerzos rasantes en la pared de entre 0,19 y 3,6 N/m². La ecuación obtenida por Thistlethwayte es la siguiente:

$$r = 0,5 \cdot 10^{-3} \cdot DBO_5^{0,8} \cdot SO_4^{0,4} \cdot 1,139^{T-20} \quad (1.51)$$

donde:

r = flujo de sulfuro a partir de la película biológica, g/m²h.

DBO₅ = mg/l

SO₄²⁻ = mg/l

T = °C

Este autor sí que introduce la concentración de sulfato en la ecuación de predicción de generación de sulfuro. Su ecuación está basada en la suposición de que todos los factores que influyen en la generación de sulfuro lo hacen independientemente, y ésto realmente no es así.

Se ha llegado a la conclusión (Brisbane City Council, 1980) de que esta ecuación no es aplicable cuando la velocidad de flujo es baja. La ecuación de Thistlethwayte da buenos resultados para velocidades de flujo próximas al límite superior del rango estudiado (0,6-0,9 m/s).

Ecuación de Boon y Lister.- Boon y Lister (1975) midieron la generación de sulfuro en tuberías bombeadas intermitentemente en Inglaterra e intentaron ajustar los resultados obtenidos a una ecuación similar a la propuesta por Pomeroy, pero

sustituyendo la DBO_5 por la DQO. La ecuación obtenida es:

$$r = 2,3 \cdot 10^{-4} \cdot DQO \cdot 1,07^{T-20} \quad (1.52)$$

donde:

r = flujo de sulfuro a partir de la película biológica, g/m^2h .

DQO = mg/l

T = $^{\circ}C$

El flujo de sulfuro predicho por esta ecuación es la mitad del predicho por Pomeroy. Esto se puede deber a las temperaturas relativamente bajas del agua de las tuberías en estudio o al bombeo bastante infrecuente a que se veían sometidas las conducciones en estudio (Brisbane City Council, 1980).

Ecuación de Hvitved-Jacobsen *et al.* - Hvitved-Jacobsen *et al.*

(1988) desarrollaron un modelo empírico de predicción del flujo de sulfuro de la película biológica de una tubería a presión, a partir de la expresión siguiente:

$$r = a (DQO_{sol} - b)^c \quad (1.53)$$

donde:

r = tasa de generación de sulfuro, (flujo de sulfuro desde la superficie de la película biológica), $g S^2/m^2h$

DQO_{sol} = DQO de la muestra filtrada, g/m^3

a, b, c = constantes

Utilizando el modelo anterior, Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988) obtuvieron la siguiente ecuación, para una conducción en la que existan condiciones anaerobias:

$$r = a (DQO_{sol} - 50)^{0.5} \cdot 1,07^{T-20} \quad (1.55)$$

Los valores del parámetro a obtenidos a partir de experimentos de campo y de laboratorio, son los siguientes:

- A.R. urbana/doméstica, $a = 1,5 \cdot 10^{-3}$
- A.R. urbana + industrial (alimentaria), $a = 3,0 \cdot 10^{-3}$
- A.R. industrial (alimentaria), $a = 6,0 \cdot 10^{-3}$

Para aplicar estos modelos la DQO_{sol} debe ser menor que 500 g/m^3 en el caso de agua residual doméstica y menor que 1000 g/m^3 en el caso de agua residual mixta (doméstica + industrial).

Según Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988) la concentración de sulfato no influye en la generación de sulfuro, a menos que la concentración de sulfato sea menor de 10 mg/l , y ésto es muy infrecuente.

Hvitved-Jacobsen *et al.* (1997) propusieron una modificación a la ecuación desarrollada en 1988, consistente en el factor de temperatura. Henze *et al.* (1995) han propuesto un factor de temperatura en las cinéticas de reacciones que ocurren en las películas biológicas en las que están implicadas los microorganismos, que es $1,03^{T-20}$ (temperatura °C). Hvitved-Jacobsen *et al.* (1997) incluyen este factor de temperatura en su ecuación de predicción, puesto que se ajusta muy bien a sus condiciones, ya que suelen obtener tasas de generación de sulfuro relativamente altas a temperaturas inferiores a 20°C . De esta forma su ecuación finalmente queda de la siguiente forma:

$$r = a (DQO_{sol} - 50)^{0.5} \cdot 1,03^{T-20} \quad (1.56)$$

Ecuación de predicción de Wagner.- Wagner (1984) propuso una ecuación bastante sencilla, para la generación de sulfuro en tuberías de presión, que es la siguiente:

$$S^2 = \frac{t}{D} \quad (1.57)$$

donde:

S^2 = concentración de sulfuro al final de la conducción, mg/l.

t= tiempo de residencia, min.

D= diámetro de la conducción, cm.

Ecuación de predicción de la Universidad de Haifa (Israel).- En la Universidad de Haifa (Israel) (Agamit S.A. y Zafrir Weistein Engineers & Consultants Ltd., 1993) se ha desarrollado una ecuación que relaciona la concentración de sulfuro en el agua residual y el potencial de óxido-reducción de ésta. La ecuación obtenida por estos autores es la siguiente:

$$S^2 (mg/l) = \exp(-0,025 - 0,0097 \cdot POR) \quad (1.58)$$

donde:

POR = potencial de óxido-reducción, mV.

Ecuación de Schmidt.- Schmitt (1991) ha obtenido una ecuación que relaciona la cantidad de sulfuro con la temperatura, a partir de la evaluación de aproximadamente 300 análisis de agua residual de una conducción de gravedad de 20 km mediante regresión, obteniendo una ecuación con un coeficiente de correlación de 0,91:

$$S^2 = \exp(0,379 \cdot T - 6,88) \quad (1.59)$$

donde:

S^{2-} = concentración de sulfuro, mg/l.

T = temperatura del agua residual, °C.

Hay que tener en cuenta que esta ecuación sólo es válida para la conducción estudiada.

Ecuación de Boon.- La ecuación propuesta por Boon en 1995 es similar a la propuesta por él mismo y Lister en 1975 (Boon y Lister, 1975), y ha sido desarrollada a partir de la de Pomeroy de 1959. La ecuación es la siguiente:

$$\Delta S = K_4 \cdot DQO \cdot Tr \cdot \left(\frac{1 + K_5 \cdot D}{D} \right) \quad (1.60)$$

donde:

DS, variación de S^{2-} = mg/l

Tr, tiempo de residencia = minutos

DQO = mg/l

D (diámetro de la conducción) = cm

K_4 = 0,00152

K_5 = 0,004

1.10 Producción de H_2SO_4 y corrosión

La generación de sulfuro puede acarrear serios problemas económicos a las empresas gestoras del tratamiento y transporte del agua residual, debido fundamentalmente a la corrosión y malos olores que se producen por su presencia.

En los lugares donde el agua residual que contiene sulfuro entra en contacto con el aire se produce una transferencia del H_2S de la fase líquida a la fase gaseosa. Por ello, el problema del olor desagradable se produce en las estaciones de bombeo, zonas abiertas de la tubería, lugares de vertido, etc.

El fenómeno de la corrosión de una conducción de concreto depende de muchos factores como son la temperatura, la concentración de H_2S , la humedad (cantidad de condensados existentes), el pH, los nutrientes y el crecimiento de las bacterias productoras del ácido sulfúrico (Mori *et al.*, 1992; Metcalf & Eddy, 1995).

El proceso de corrosión de los sistemas de tratamiento y transporte de agua residual consta de una serie de etapas que son:

- Producción de H_2S bajo condiciones anaerobias.
- Transferencia líquido-gas del H_2S a la atmósfera de la tubería.
- Condensación del H_2S en las paredes de la tubería.
- Oxidación del H_2S a H_2SO_4 a través de los Thiobacilli.

El H_2S presente en la atmósfera de la tubería, puede ser oxidado a H_2SO_4 por bacterias del género *Thiobacilli*, a través de la siguiente reacción:



El H_2SO_4 producido es el responsable de la corrosión de la tubería, especialmente aquellas construidas con cemento, hormigón, etc.

La implicación de este tipo de bacterias en la corrosión de las conducciones de transporte de agua residual se conoce desde que Parker publicó un trabajo en 1945 (Sand y Bock, 1987).

Los microorganismos responsables de la producción del H_2SO_4 son aerobios. Por tanto, la corrosión por este ácido sólo se producirá en aquellas zonas de la conducción en las que existe aire, ésto es, en las tuberías de gravedad que circulan parcialmente llenas, y en las zonas de las tuberías a presión en las que el agua residual entra en contacto con el aire, como pueden ser estaciones de bombeo, zonas de descarga, bocas de acceso, etc.

1.11 Objeto de la presente investigación

El objeto del trabajo que se presenta en esta memoria es la realización de un estudio de la evolución del agua residual depurada en la EDAR de S/C de Tenerife, a lo largo de la conducción de transporte por gravedad, que une el Depósito Regulador de El Tablero con la Balsa del Valle de San Lorenzo, en el sur de la isla de Tenerife, con especial énfasis en los fenómenos relacionados con la temperatura, sedimentación de materia en suspensión, generación de sulfuro, su cinética y alternativas de inhibición, evolución de la materia orgánica y nutrientes, que permita establecer modelos de predicción fiables, con proyección al diseño y control de variables de operación, que mantengan en condiciones óptimas tanto al agua depurada como la propia conducción y sus accesorios de control.

2. TECNICA EXPERIMENTAL

2. TECNICA EXPERIMENTAL

2.1 Descripción del sistema de depuración y reutilización de las aguas residuales de Santa Cruz de Tenerife

Basados en datos suministrados por el Organismo Autónomo Local Balsas de Tenerife (BALTEN, 1993; Dpto. Ingeniería Química y T.F., 1994), a continuación se realiza una breve descripción de los elementos principales del proceso de depuración y de la infraestructura básica del sistema de reutilización de las aguas depuradas de Santa Cruz de Tenerife.

Estos elementos son:

- Estación Depuradora de Aguas Residuales de S/C de Tenerife.
- Depósito Regulador de Bombeo.
- Estación de Bombeo.
- Conducción de Impulsión.
- Depósito Regulador de Transporte.
- Conducción de Transporte.

- ? Inyección de Agua Blanca.
- ? Balsa de San Isidro.
- ? Balsa del Valle de San Lorenzo.
- ? Estación de Electrodiálisis.
- ? Estación de Filtrado y Distribución.

Un esquema de la infraestructura del sistema se muestra en la Figura 2.1. En la Figura 2.2 se muestra un mapa de la isla de Tenerife, en el que se puede ver los distintos elementos del sistema de reutilización del agua residual depurada de la isla de Tenerife.

Estación Depuradora de Aguas Residuales de Santa Cruz de Tenerife (EDAR)

La Estación Depuradora de Santa Cruz de Tenerife trata las aguas negras y pluviales de Santa Cruz de Tenerife, así como la mayor parte de las de El Rosario y La Laguna.

La estación de pretratamiento, situada en Los Llanos (cota 5,00), recibe un caudal aproximado de unos 20.000 m³/día. Dispone de un sistema de desbaste de gruesos y otro de finos, constituidos por rejillas de limpieza automática, y de un desarenador, además de un aliviadero de crecidas y by-pass general de la planta, con envío del agua al mar mediante emisario submarino.

La parte del agua residual, ya pretratada, que no es enviada al mar a través del emisario submarino es transportada a la Estación Depuradora propiamente dicha, situada en el Barrio de Buenos Aires (cota 105), por una tubería de impulsión de fundición dúctil de 1,10 m de diámetro, salvando un desnivel de 100 m y una longitud de 2.500 m,

aproximadamente. A este punto de la Estación Depuradora

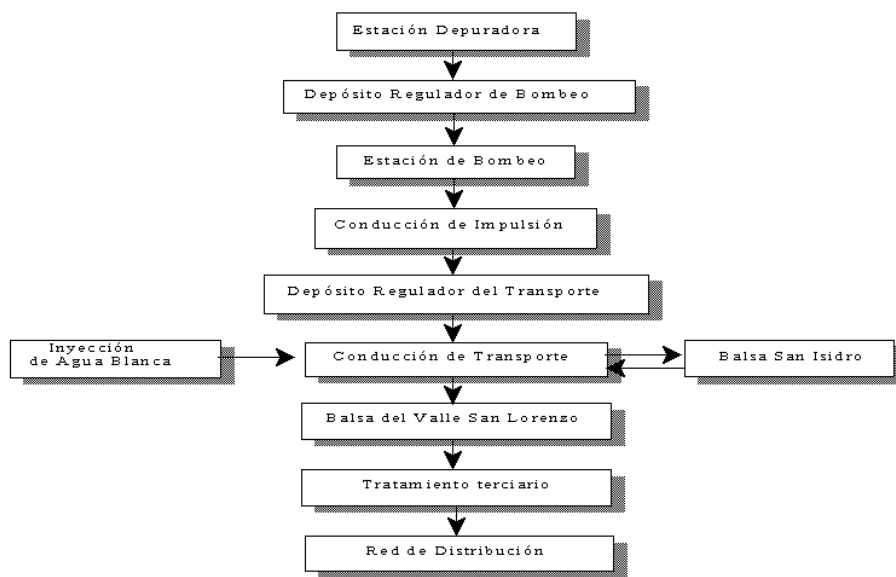


Figura 2.1. Esquema de la infraestructura del sistema.



Figura 2.1. Esquema de la infraestructura del sistema.



Vista aérea de la EDAR y de la Estación de Bombeo

llegan las aguas procedentes de la parte alta de Santa Cruz de Tenerife, El Rosario y La Laguna, con un caudal medio de 17.000 m³/día.

Esta Estación Depuradora dispone de un tratamiento primario y de un tratamiento secundario biológico, de fangos activos, con tres líneas en paralelo idénticas con capacidad de 30.000 m³/día cada una, interconectadas entre sí. Los elementos principales de esta estación son:

- Separador de aceites y grasas.
- Cámara de repartición a las tres líneas de tratamiento.
- Tres decantadores primarios de puente giratorio.
- Tres balsas de aireación (reactores biológicos) con seis turbinas cada una.
- Tres decantadores secundarios o clarificadores de puente giratorio.
- Balsa de cloración final.
- Bombeo de fangos biológicos (fangos activos) de clarificadores a balsas de aireación (recirculación de fangos) y bombeo del exceso de fangos a cabecera de planta.
- Sistema de tratamiento de fangos con proceso de digestión anaerobia.

La Estación Depuradora trata actualmente unos 18.000 m³/día de los que, aproximadamente, 2.500 m³/día son utilizados en el riego de parques y jardines.

Depósito Regulador de Bombeo

Bajo la Estación Depuradora de Buenos Aires, al otro lado de la Avenida (cota 83,00), se sitúa el Depósito Regulador de Bombeo, en hormigón armado y dos vasos descubiertos con capacidades de 6.900 y 8.100 m³ para una altura de agua de 5,00 m. Su función es regular los caudales efluentes de la depuradora con el fin de que el

bombeo pueda realizarse en horas de valle.



Detalle del Depósito Regulador de Bombeo

El agua parte desde una arqueta de toma dotada de medidor de caudal, localizada bajo la cuba de cloración de la depuradora, desde donde, a través de una tubería de fundición dúctil centrifugada (F.D.C.) de 800 mm de diámetro y 130 m de longitud, llega al Depósito Regulador que cuenta con aliviadero en coronación y cámara de aspiración de bombas en el fondo.

Estación de Bombeo

La cámara de bombas, de 700 m² de superficie y adosada al Depósito Regulador, aloja 4 grupos motobombas de 800 kW de potencia nominal a 6.000 V y capaces de bombear a una altura manométrica de 233 m.c.a., 233,3 l/s con un rendimiento del 81%.

Conducción de Impulsión

Parte desde la cámara de bombas y discurre paralelamente a la Autopista TF-1 hasta pasado el enlace de Santa María del Mar, derivándose, a través de un barranco, hasta El Tablero, donde descarga en el Depósito Regulador de Transporte. La cota de fondo del Depósito es de 300 m.

La tubería es de fundición dúctil centrifugada revestida con mortero de cemento de 800 mm de diámetro y 6.400 m de longitud total. Va alojada en zanja en todo su recorrido, a excepción de 7 acueductos para el paso de cauces de barranco o donde las características del terreno así lo requirieron. La máxima presión de servicio a que va a estar sometida esta conducción es de 27,6 kg/cm² y el caudal circulante, con las cuatro motobombas en funcionamiento, es de 600 l/s ($v = 4 \times 0,46$ m/s), sin perjuicio de poder instalar un quinto grupo, como así se ha dejado previsto.



Vista aérea del Depósito Regulador de El Tablero

Depósito Regulador de Transporte

Este Depósito Regulador está formado por dos vasos, de hormigón armado, de 7.500 m³ de capacidad, cada uno, para una altura de agua de 4,85 m, dotados de cubierta. Su función es permitir un caudal continuo en la Conducción de Transporte hasta el Sur de la Isla.

Conducción de Transporte

La Conducción de Transporte es una tubería de fundición dúctil centrifugada de 600 mm de diámetro revestida con mortero de cemento que, con una longitud de 61 km parte desde el Depósito de El Tablero y termina en la Balsa del Valle de San Lorenzo, discurriendo paralelamente a la Autopista TF-1. El caudal nominal de transporte es de 300 l/s ($v = 1,06$ m/s), lo que supone un tiempo de residencia en el interior de esta tubería, para este caudal, de unas 16 horas.

En el km 17,5, Valle de Güímar, existe una derivación en tubería de fundición dúctil centrifugada, de 200 mm de diámetro y 3.100 m hasta un depósito regulador en hormigón armado descubierto de 5.000 m³ de capacidad, para una altura de agua de 4,00 m, emplazado en la cota 265 m.

Igualmente, en el km 49,5 existe una segunda derivación en tubería de fundición dúctil centrifugada, de 1.550 m de longitud para suministro a la Balsa de San Isidro (cota de 212 m).

Finalmente, la tubería descarga en un depósito de rotura de carga de 1.000 m³ de capacidad situado en la coronación de la Balsa del Valle de San Lorenzo (cota 203).



Vista parcial de la Conducción de Transporte

La conducción cuenta con un total de 73 desagües en todos los puntos bajos de su perfil longitudinal y otras tantas ventosas en los máximos relativos de aquél. Se han dispuesto 4 válvulas de seguridad para producir un cierre frente a una sobreelevación de la velocidad del flujo, combinados con dos válvulas de retención que impidan el retroceso de la vena líquida en esas circunstancias.

Inyección de Agua Blanca

A partir del 4 de Julio de 1995 se comenzó a introducir en la Conducción de Transporte agua blanca procedente del pozo de Chacorche, situado en Igueste, en el término municipal de Candelaria, a una cota de 372 m, y con un caudal constante de 122 m³/h. La inyección se realizó en un punto de la Conducción de Transporte situado a 10 km de el Depósito Regulador de El Tablero. La mezcla del agua blanca y el agua depurada da lugar a un agua mixta con una conductividad inferior a la depurada. El agua blanca es transportada desde el pozo hasta la Conducción de Transporte a través de una conducción de las siguientes características:

longitud: 2800 m

diámetro: 150 mm

material: fundición y acero negro



Vista parcial del Pozo y Conducción de Agua Blanca

Balsa de San Isidro

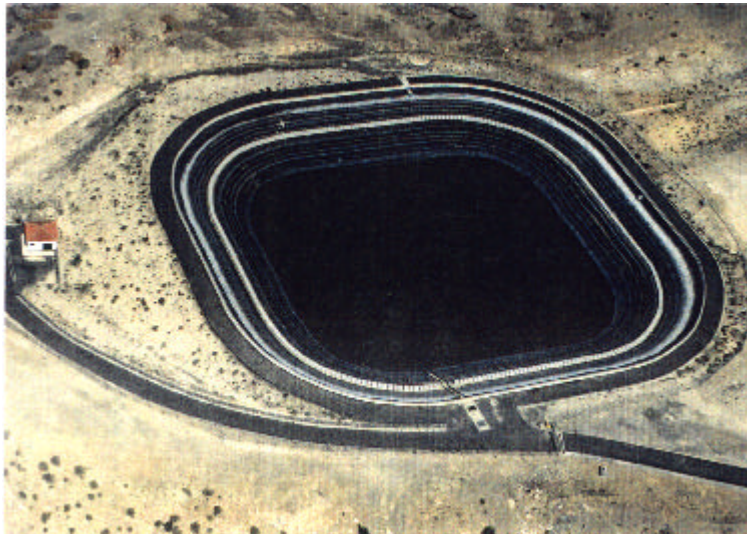
Esta balsa está situada al Este del núcleo de San Isidro (Granadilla) a la cota 212, tiene una capacidad de 50.000 m³ y sus características son similares a las de la Balsa del Valle San Lorenzo, con la que difiere en que tiene planta cuadrada y altura de agua de 10,5 m.

Igualmente, cuenta con una red en forma de "T", cuya ala es paralela a la Autopista TF-1, con una longitud total de 4.120 m con diámetros entre 150 y 250 mm y dimensionada para una caudal de 90 l/s.

Balsa del Valle de San Lorenzo

Esta balsa tiene una capacidad de 250.000 m³ y está ubicada junto a la Autopista TF-1, en el Valle de San Lorenzo. Se trata de un embalse troncopiramidal de planta hexagonal regular. Las paredes interiores de la balsa disponen de una geomembrana de impermeabilización, de polietileno de alta densidad de 2 mm de espesor y superficie total de 28.170 m², colocada sobre un geotextil de polipropileno de 350 g/m² de peso superficial. La altura de agua sobre el fondo es de 15-16 m.

El embalse está dotado del correspondiente aliviadero y de una galería de servicio, donde se alojan las tuberías de toma y desagüe de fondo, desde la que parte una red primaria de distribución situada paralelamente a la Autopista TF-1 y que, con forma de "T", tiene una longitud de 6.700 m de tubería de F.D.C. de diámetros entre 300 y 600 mm. Esta red cuenta con 6 centros de distribución, donde se han instalado los correspondientes vertederos para medición de caudales.



- Vista aérea de la Balsa San Isidro



Vista aérea de la Balsa del Valle de San Lorenzo

Estación de Electrodiálisis

La estación de electrodiálisis consiste en una desaladora IONICS - AQUAMITE 100, capaz de tratar 4.500 m³/día, compuesta por dos módulos independientes, cada uno con 9 pilas dispuestas de tres líneas en paralelo, cada una de ellas con tres etapas en serie. La disminución de la salinidad se efectúa gradualmente desde las primeras etapas a las terceras, reduciéndose la conductividad en cada paso de una pila a la otra, aproximadamente a la mitad.

Estación de Filtrado y Distribución

Dentro de las instalaciones de la Balsa del Valle San Lorenzo, en cabecera, se dispone de una Estación de Filtrado, constituida por 15 unidades de filtros de lecho de arena, con una capacidad máxima de filtración estimada en unos 1840 m³/h.

Cada uno de los filtros tiene unas dimensiones de 2,5 m de diámetro y 2,5 m de altura, con 1,5 m de altura útil de arena. Con una superficie de filtración estimada en 4,9 m², operan a una velocidad comprendida entre 15 y 25 m³/m².h, a una presión máxima de 4 kg/cm².

El sistema de lavado se realiza con recirculación de agua filtrada en contracorriente, con aire, de forma que mientras un filtro está en fase de lavado, los 14 restantes están en operación de filtrado.

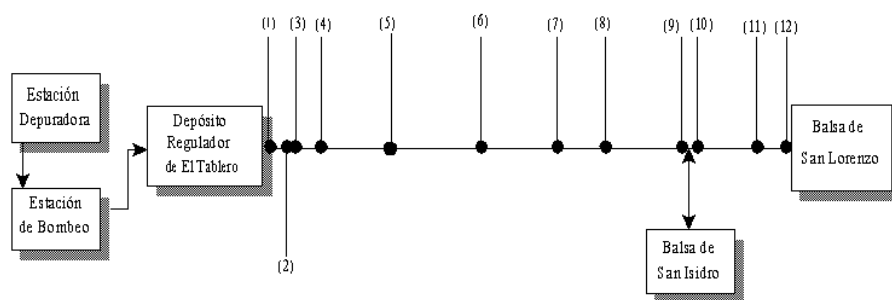
También existe una red de distribución de las aguas depuradas y filtradas, que abarca una gran zona del Valle de San Lorenzo comprendida entre la balsa y la costa.

2.2 Metodología

Para llevar a cabo el estudio del comportamiento y evolución del agua residual depurada, durante su transporte desde la EDAR de Santa Cruz de Tenerife hasta el sur de la isla, se ha realizado una campaña de muestreo en diferentes puntos de la conducción de transporte por gravedad distribuidos entre el Depósito Regulador de El Tablero y la Balsa de almacenamiento del Valle de San Lorenzo.

El periodo de estudio *in situ* abarcó desde noviembre de 1994 hasta febrero de 1997, con un total de 41 muestreos. Desde noviembre de 1994 hasta junio de 1995 se realizaron 16 muestreos en la conducción de agua residual depurada, no existiendo en este caso entradas ni salidas de agua a lo largo de la conducción. En la Figura 2.3 se puede ver la distribución de los puntos de muestreo a lo largo de la conducción durante este periodo. La bifurcación hacia la Balsa de San Isidro estuvo siempre cerrada durante los muestreos realizados.

La inyección de agua blanca comenzó el 4 de julio de 1995 y se realizó en el km 10 de la conducción de transporte. Desde julio de 1995 hasta febrero de 1997 se han realizado 21 muestreos en la misma conducción, pero en este caso, a partir del km 10, el agua transportada es una mezcla del agua residual depurada y de agua blanca. En este segundo periodo se han elegido un mayor número de puntos de muestreo, ya que para estudiar la influencia que la inyección de agua blanca tiene sobre el transporte del agua residual depurada, era necesario tomar muestras de agua en las inmediaciones del punto de inyección. En este caso la distribución de los puntos de muestreo fue como muestra la Figura 2.4.



Puntos de muestreo:

- (1) El Tablero [0 km]
- (2) Santa M^a del Mar I [2 km]
- (3) Santa M^a del Mar II [3 km]
- (4) Barranco Hondo [6 km]
- (5) Gúimar [15 km]
- (6) El Tablado [25 km]
- (7) El Porís [34 km]
- (8) Tajao [40 km]
- (9) San Isidro antes de bifurcación [49 km]
- (10) San Isidro después de bifurcación [51 km]
- (11) Las Chafiras [58 km]
- (12) Entrada en Balsa de San Lorenzo [61 km]

Figura 2.3. Esquema de la conducción de transporte y puntos de toma de muestra.

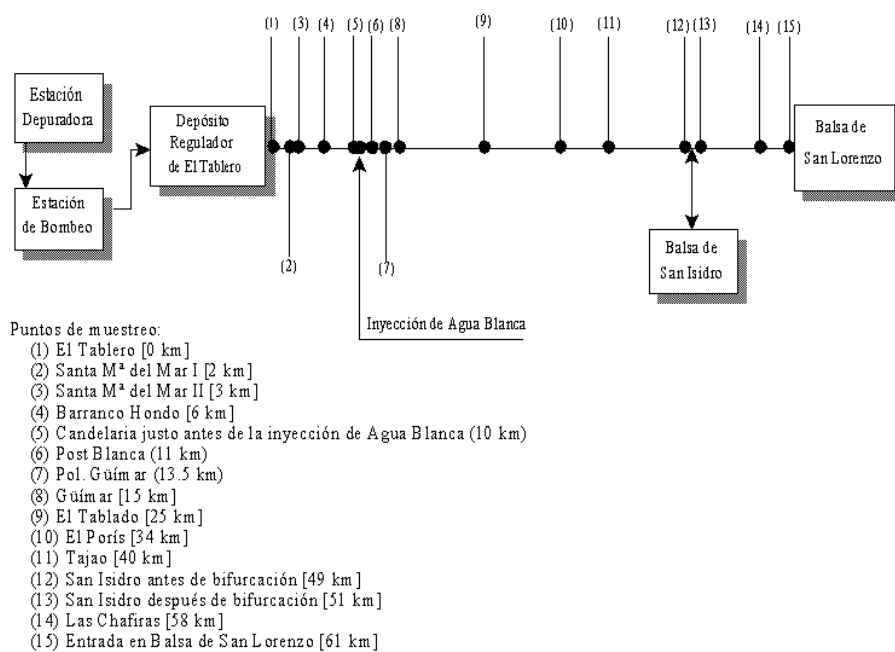


Figura 2.3. Esquema de la conducción de transporte y puntos de toma de muestra.

Durante este segundo periodo, también se realizaron 4 muestreos en la conducción de transporte del agua residual depurada, sin agua blanca, aprovechando que durante algunos días se interrumpió la inyección de la misma. En total se han realizado 20 muestreos sin agua blanca y 21 en régimen de inyección de agua blanca.

El caudal medio de agua residual depurada transportada desde el Depósito Regulador de El Tablero varió desde 97 m³/h hasta 682 m³/h. El caudal de agua blanca introducida en el km 10 fue constante y de 122 m³/h, excepto en dos ocasiones en que fue de 107 y 117 m³/h.

El agua residual depurada es transportada desde la Estación de Bombeo hasta el Depósito Regulador de El Tablero, que tiene una capacidad de 15.000 m³. Tanto el Depósito de la Estación de Bombeo, como el Regulador de El Tablero actúan como homogenizadores del agua residual depurada, de forma que las características del agua residual que parte del Depósito Regulador de El Tablero son aproximadamente constantes durante el tiempo que tarda el agua residual en circular por la tubería.

La muestra de agua en cada punto fue tomada a través de una válvula de paso instalada al efecto en los dispositivos de eliminación de aire y otros gases (ventosas) que existen a lo largo de la conducción. Abriendo la válvula de paso, y con auxilio de una manguera conectada a la misma, se realiza un drenaje de suficiente cantidad de agua en circulación por la conducción. El extremo libre de la manguera se conecta al manguito de entrada de un recipiente cerrado (Fig. 2.11) que dispone de una salida y de los siguientes sensores de medida de parámetros *in situ*:

- Temperatura
- Oxígeno disuelto
- pH
- Potencial de óxido-reducción

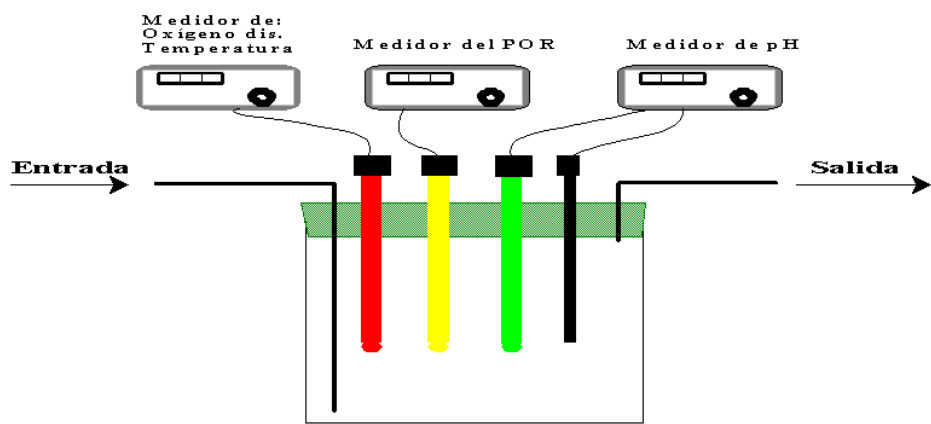


Figura 2.5. Sistema de medida de parámetros in situ.

Después de eliminar la cámara de aire inicial, mediante la circulación de un flujo continuo de agua residual depurada, se realiza la medida estable de los diferentes parámetros. Estos valores se consideran representativos del agua transportada por la tubería, con la salvedad de la influencia de la presión sobre la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua. No obstante, dado que el oxígeno disuelto se encuentra en concentración muy baja, y además la conducción va completamente llena, el efecto de la presión se considera despreciable en los parámetros considerados.

Al mismo tiempo que se medían *in situ* los parámetros indicados, se tomaron muestras que se trasladaron refrigeradas al laboratorio, para su análisis inmediato. A cada muestra se le determinaron los siguientes parámetros: materia en suspensión (MES), demanda química de oxígeno total (DQO_t), demanda química de oxígeno soluble (DQO_s), carbono orgánico total de la muestra filtrada, turbidez, color, conductividad, sulfato, sulfuro, nitrato, nitrito, amonio, nitrógeno Kjeldahl y bacterias sulfato-reductoras (los días 23 de enero y 2 de febrero de 1995).

A lo largo del periodo en que se han llevado a cabo estos estudios, se han aprovechado dos reparaciones en la tubería para detectar, observar, medir y tomar muestras, para su posterior análisis, de la película biológica adherida a la superficie interna de la misma.

Los puntos en que se ha podido realizar la toma de muestra de esta película han sido:

Añaza, a 1 km de la salida de El Tablero.

Barranco Hondo, a 6 km de la salida de El Tablero.

San Isidro, a 49 km de la salida de El Tablero.

Asimismo, se tomó muestra de película en la tubería de impulsión que une la Estación de Bombeo con el Depósito Regulador de El Tablero. En mayo de 1994, como consecuencia de una obra, se sustituyó un tramo de la original (con varios años en funcionamiento) por tubería completamente nueva. Transcurrido un año de realizada la obra (junio de 1995), se tomó muestra de película adherida a la tubería de impulsión original y a la nueva, en puntos aguas arriba y aguas abajo de la unión de ambas.

Se tomaron muestras de película en la corona, fondo y laterales de la superficie interna de la tubería, utilizando una paleta esterilizada, y se transportaron en recipientes refrigerados hasta el laboratorio para su posterior análisis. Los análisis realizados a cada muestra han sido:

- sólidos fijos y volátiles, expresados en % en peso de sólido seco.
- coliformes y estreptococos, expresados como número de colonias/g sólido húmedo.
- clostridium sulfito-reductoras, expresadas como número de colonias/g sólido húmedo.

2.3 Métodos analíticos

Temperatura

La temperatura del agua residual ha sido medida con la sonda de temperatura incorporada al medidor de oxígeno disuelto, con una sensibilidad de 0,1°C.

pH

Se utilizó un pH-metro portátil, Hanna HI 8424, de 0,01 unidades de pH de sensibilidad, internamente controlado por un microprocesador y provisto de una sonda de temperatura y de un electrodo combinado, Ingold U 455.

Potencial de óxido-reducción (POR)

La determinación del POR se ha llevado a cabo por medida de la diferencia de potencial entre un electrodo de platino brillante, marca Metrohm 6.0402.100, de 1 mV de sensibilidad, y un electrodo de referencia Ag/AgCl, utilizando un voltímetro portátil Crison 506.

A esta diferencia de potencial se le suma la diferencia de potencial que existe entre el potencial estándar del electrodo Ag/AgCl y el potencial estándar del electrodo normal de hidrógeno, a la temperatura de medida correspondiente.

La limpieza del electrodo se realizó lavando periódicamente el platino con ácido nítrico. Para el calibrado se utilizaron disoluciones tampón de pH, saturadas en quinhi-

drona. El POR (referido al potencial estándar de hidrógeno) de una disolución tampón de pH 4 saturada en quinhidrona a 20°C es 471 mV, y el de una disolución tampón de pH 7 es 297 mV.

Oxígeno disuelto

La medida del oxígeno disuelto se realizó con un equipo portátil, de 0,1 mg/l de sensibilidad, WTW, provisto de un electrodo medidor de oxígeno disuelto, calibrado con una disolución autorreguladora. Para la determinación del oxígeno disuelto en el agua blanca saturada en oxígeno se utilizó la expresión desarrollada por Truesdale, Downing and Lowden en 1955, para disoluciones de oxígeno en agua, en contacto con aire, a 1 atm de presión (American Chemical Society, 1965).

$$C = 14,161 - 0,3943 \cdot T + 0,007714 \cdot T^2 - 0,0000646 \cdot T^3 \quad (2.1)$$

donde:

C = concentración de oxígeno en agua, mg/l

T = temperatura, °C

Materia en Suspensión (MES)

Un volumen de muestra, bien homogeneizada, se filtra a través de un filtro de tamaño de poro de 1 mm, pesado previamente. El residuo retenido en el filtro, se seca en estufa a 105°C hasta peso constante. El incremento de peso experimentado por el filtro representa el contenido en materia en suspensión de la muestra.

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para la determinación de la DQO se utiliza el método colorimétrico de reflujo cerrado (Standard Methods 5220 D).

Se colocan 2,5 ml de muestra en un vial, al que se le añade 1,5 ml de disolución de digestión que contiene $K_2Cr_2O_7$, H_2SO_4 y $HgSO_4$, y 3,5 ml de reactivo ácido sulfúrico que contiene Ag_2SO_4 y H_2SO_4 . Se realiza la misma operación con un blanco de agua destilada, se agitan los viales con cuidado y se colocan en un digestor de bloque, a $150^\circ C$ durante 2 horas. Se dejan enfriar a temperatura ambiente y se agitan varias veces, dejando depositar los sólidos antes de medir la absorbancia. Se determina la DQO midiendo en un espectrofotómetro (HACH 3000) a una longitud de onda de 600 nm. La medida se hace frente a un blanco de agua destilada.

Para la determinación de la DQO soluble se filtró la muestra de agua residual a través de un filtro de tamaño de poro 1 mm.

Carbono orgánico total (TOC)

La medida del carbono orgánico total se realizó con un analizador de carbono orgánico total SHIMADZU Modelo TOC-5000A. La determinación del TOC se hizo por diferencia entre el carbono total y el carbono inorgánico. El analizador consta de un tubo de combustión de carbono total lleno de catalizador de oxidación de platino que alcanza

680°C. Una corriente de aire de alta pureza pasa a través del tubo a un caudal de 150 ml/min. Cuando la muestra de agua residual entra en el tubo de combustión a través de el inyector, el carbono total se descompone para dar lugar a CO₂. Seguidamente el gas portador que contiene el producto de la combustión pasa a través del recipiente de reacción del carbono inorgánico que contiene una disolución de ácido fosfórico al 25%. Posteriormente, el gas portador que contiene el producto de la combustión se enfría y deshumidifica. A continuación el CO₂ es detectado por un analizador de infrarrojos no dispersivo. De esta forma se determina el carbono total.

Para la medida del carbono inorgánico la muestra de agua residual depurada es introducida a través del inyector en el recipiente de reacción del carbono inorgánico, donde el gas portador burbujea en una disolución ácida de ácido fosfórico al 25%. De esta forma el gas portador arrastrará sólo el CO₂ procedente del carbonato y bicarbonato, que es posteriormente detectado por el analizador de infrarrojos no dispersivo.

Turbidez

La medida de turbidez se efectuó con un espectrofotómetro HACH modelo 2000, a 450 nm. La unidad de turbidez medida es la FTU (unidad de turbidez de formazina). La sensibilidad de este método es 1 FTU.

La turbidez medida en NTU (unidad nefelométrica de turbidez) se realizó con un turbidímetro HACH 2100P, con una sensibilidad de 0,01 NTU.

Sulfuro

Para su determinación se utiliza el método yodométrico (Standard Methods, 4500-S²⁻ E), con una sensibilidad de 0,2 mg/l. Este método sufre interferencias de las sustancias reductoras que reaccionan con el yodo, incluidos tiosulfato, sulfito y varios compuestos orgánicos, tanto en estado sólido como disueltos.

Para eliminar las interferencias debidas al sulfito, tiosulfato, yoduro y muchas otras sustancias solubles, excepto el ferrocianuro, se precipita previamente ZnS, eliminando el sobrenadante y sustituyéndolo por agua destilada.

Para ello se introducen tres gotas de disolución de acetato de zinc en un frasco de vidrio, se coloca la muestra, y a continuación se añaden dos gotas de disolución de NaOH 6N. Se agita y se deja depositar durante 30 min o más. A continuación se filtra y se toma el filtro y el precipitado, se resuspende y se le añade 2 ml HCl 6N y una cantidad conocida de disolución de yodo de concentración conocida. Se valora por retroceso con disolución de Na₂S₂O₃, añadiendo unas gotas de disolución de almidón al acercarse al punto final, y se continúa hasta desaparición del color azul.

Cálculo:

$$S^{2-} \text{ (mg/l)} = 160(V_{I_2} N_{I_2} - V_{S_2O_3^{2-}} N_{S_2O_3^{2-}}) \quad (2.2)$$

donde:

V(I₂) = volumen de I₂

V(S₂O₃²⁻) = volumen de S₂O₃²⁻

N(I₂) = normalidad de I₂

N(S₂O₃²⁻) = normalidad de S₂O₃²⁻

Sulfato

Para su determinación se utilizaron reactivos preparados (Sulfaver de Hach). El método se basa en la medida de la absorbancia luminosa de la suspensión de los cristales de BaSO_4 (que se han formado al añadir a un volumen conocido de muestra una cantidad determinada de BaCl_2), con un espectrofotómetro a una longitud de onda de 450 nm. La medida se hace frente a un blanco que consiste en la muestra sin añadirle el reactivo.

Conductividad

La medida de la conductividad en el laboratorio se ha realizado con un conductímetro Metrohm modelo 660, con una sensibilidad de 1mS/cm, al que va acoplada una célula de conductividad con sensor de temperatura de Pt, de 100W (Metrohm 6.0901.110). La medida de la conductividad se realizó siempre a 25°C.

Color

La medida del color se efectuó con un espectrofotómetro HACH modelo 3000, a 455 nm. Para la medida del color real es necesario eliminar la interferencia de la turbidez mediante filtración de las muestras de agua a través de un papel de filtro de tamaño de poro de 1 mm. El color de un agua se mide en unidades de platino-cobalto (Pt-Co). Una unidad de Pt-Co corresponde al color de una disolución de 1 mg/l de platino como ión cloroplatinato. La medida del color se realiza frente a un blanco que consiste en agua destilada.

Nitrato

La medida del nitrato se efectuó con un espectrofotómetro HACH modelo 3000, a 400 nm. Se utilizó el método de reducción de cadmio, mediante el cual el cadmio reduce el nitrato a nitrito. El nitrito reacciona posteriormente en medio ácido con ácido sulfanílico para formar una sal intermedia de diazonio. Esta sal se une al ácido gentísico para dar lugar a una disolución de color ámbar. Como blanco se utiliza agua destilada.

Para eliminar las interferencias del nitrito es necesario pretratar la muestra añadiendo unas gotas de disolución acuosa de bromo de 30 g/l hasta que aparezca un color amarillo, y a continuación añadir una gota de disolución acuosa de fenol de 30 g/l. La medida que se haga será el nitrato y el nitrito total de la muestra.

Nitrito

La medida del nitrito se efectuó con un espectrofotómetro HACH modelo 3000, a 507 nm. A la muestra se le añade el reactivo de HACH Nitriver que contiene ácido sulfanílico y ácido cromotrópico. El ácido sulfanílico reacciona con el nitrito para formar una sal intermedia de diazonio. Esta se une posteriormente al ácido cromotrópico para producir un complejo de color rosa directamente proporcional a la cantidad de nitrito presente en la muestra. Como blanco se utiliza la muestra sin reactivo.

Amonio

La determinación del amonio se ha realizado mediante el método de Nessler. La medida se realiza en el espectrofotómetro HACH 3000, a una longitud de onda de 425

nm. Como blanco se utiliza agua destilada. Tanto a la muestra de agua residual como a la de agua destilada se le añade 1 ml de una disolución de ácido polivinílico y sal de Rochelle, que actúa como estabilizador (complejante de la dureza del agua) y agente dispersante que ayuda en la formación del color con el reactivo Nessler. El reactivo Nessler es una disolución acuosa de yoduro mercuríco, hidróxido sódico y yoduro sódico. A continuación se añade a ambas muestras 1 ml de reactivo Nessler que reacciona con los iones amonio dando un color amarillo proporcional a la concentración de amonio.

Nitrógeno Kjeldahl

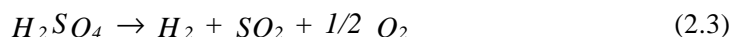
El nitrógeno kjeldahl total lo constituyen el nitrógeno amoniacal y el nitrógeno orgánico. Sin embargo mediante el análisis realizado en el laboratorio, sólo se ha determinado el nitrógeno orgánico trivalente. Para determinar el nitrógeno kjeldahl total es necesario en primer lugar digerir la muestra con H_2SO_4 y H_2O_2 , con el objeto de transformar a los compuestos orgánicos trivalentes en sales de amonio.

Para ello se ha utilizado un aparato de digestión Digesdahl modelo 23130-20, 21 de Hach. Este aparato tiene un rango de temperatura desde 100 a 480°C, pudiendo fijar el calentamiento a una determinada temperatura con un margen de variación en torno a ésta de 15°C.

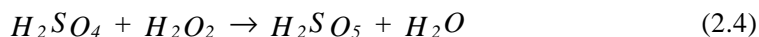
El sistema consta de un matraz de digestión, sobre el que se coloca un peso, para evitar que salte en el caso de que se produzcan explosiones. A continuación se acopla una columna de fraccionamiento al matraz, sobre la cual se aloja un deflector. Sobre la columna se coloca el sistema de aspiración de gases. Finalmente se coloca sobre el sistema de aspiración un adaptador para el embudo capilar. Alrededor del

sistema hay un cilindro transparente de seguridad por si se producen explosiones.

La digestión de las muestras de agua para la determinación del nitrógeno kjeldahl total se lleva a cabo de la siguiente forma. En primer lugar se toman 25 ml de muestra a la que se le añaden 3 ml de H₂SO₄ concentrado. Se colocan en el matraz de digestión y éste se coloca en el calentador a 440°C. En primer lugar comienza la evaporación del agua y hacia los 440°C, cuando se ha evaporado totalmente el agua, comienza a evaporarse el H₂SO₄ y a reflujarse en la columna de fraccionamiento. Se deja que esto ocurra durante unos 5 minutos. Durante este tiempo se tiene lugar un proceso de carbonización en condiciones muy reductoras que favorece la conversión del nitrógeno orgánico en amoníaco. En presencia de compuestos de carbono oxidables, el H₂SO₄ reacciona para dar lugar SO₂, que es el verdadero agente reductor. La reacción es la siguiente:



A continuación se colocan 16,6 ml de H₂O₂ al 30% en el embudo capilar, de forma que caiga lentamente sobre el H₂SO₄. A la temperatura de la digestión el H₂O₂ reacciona inmediatamente con el H₂SO₄, para dar lugar H₂SO₅ (ácido peroximonosulfúrico), según la siguiente reacción:



El H₂SO₅ es un oxidante extremadamente poderoso de la materia orgánica. El H₂O₂ es introducido en el matraz a un caudal de 3 ml/min., de forma que el H₂SO₅ permanezca en el matraz durante el suficiente tiempo como para permitir la completa oxidación de la materia orgánica. Después de que se haya completado la adición del

H₂O₂, conviene dejar evaporar el resto de H₂O₂ durante unos 2 minutos.

A continuación se deja enfriar la muestra digerida antes de enrasarla a 100 ml. Se toma una alícuota de 5 ml y se le ajusta el pH añadiéndole 0,5 ml de KOH 12M. A continuación se determina el nitrógeno amoniacal mediante un método modificado de Nessler.

Sólidos fijos y volátiles

Para su determinación se incinera una placa de porcelana a 550°C, durante una hora. Luego se enfría en un desecador y se pesa. Posteriormente se depositan aprox. 30 g de sedimento en la placa y se pesan. Se dejan en un horno a 105°C durante varias horas, hasta que el sedimento quede completamente seco, se enfría en un desecador y se pesa. Este peso corresponde al contenido total de sólidos (fijos y volátiles). A continuación se incinera la muestra seca en un horno a 550°C durante una hora, se enfría en un desecador y se pesa nuevamente. El residuo que permanezca tras la incineración corresponde a los sólidos fijos, y la diferencia entre los totales y los fijos corresponde al contenido de sólidos volátiles.

Bacterias sulfatorreductoras

La determinación de la presencia de las bacterias sulfatorreductoras se llevó a cabo mediante el método de las diluciones seriadas.

Para ello se prepara un medio nutritivo que contenga las sustancias necesarias para que se desarrollen las bacterias sulfatorreductoras. A este medio nutritivo se le

añade hierro en polvo, y se introduce en unos viales de vidrio transparente. Posteriormente los viales, con el medio nutritivo, se esterilizan en un autoclave a 110°C durante media hora, e inmediatamente se introducen en una cámara de anaerobiosis Oxoid. En la cámara se introduce un indicador de anaerobiosis, junto con un reactivo preparado por Oxoid que reacciona con el oxígeno que hay dentro de la cámara. Al cabo de aprox. 24 horas el oxígeno ha desaparecido por completo. Al abrir la cámara de anaerobiosis deben cerrarse los viales tan rápidamente como se pueda, de forma que no pueda entrar oxígeno en su interior.

Al introducir una determinada cantidad de agua residual depurada de la conducción de transporte en uno de estos viales, las posibles bacterias sulfatorreductoras que haya en el medio encuentran las condiciones de anaerobiosis idóneas para desarrollarse. Si esto ocurre, el sulfuro que se genere formará un precipitado negro con el hierro en polvo que se introdujo dentro del vial.

Análisis bacteriológico de la película biológica

La determinación de clostridium sulfitorreductoras, coliformes totales y fecales, y estreptococos fecales se realizó en los laboratorios de la Dirección General de Salud Pública de Santa Cruz de Tenerife, mediante adaptaciones para sustancias sólidas, de los métodos estándar de análisis de los microorganismos citados.

3. RESULTADOS EXPERIMENTALES

3. RESULTADOS EXPERIMENTALES

3.1 Película biológica

En las Tablas 3.1-3.6 se muestran los resultados físico-químicos y bacteriológicos de las muestras de película biológica analizados en este estudio.

Tabla 3.1. Sólidos fijos de la película biológica

Punto	km	Fondo (% peso seco)	Lateral (% peso seco)	Corona (% peso seco)
Impuls. vieja	-4	41,4	21,7	17,5
Impuls. nueva	-4	39,9	19,5	18,9
Añaza	1	34,3	17,1	11,8
Bco. Hondo	6	42,3	17,7	16,0
San Isidro	49	68,0	35,4	13,6

Tabla 3.2. Sólidos volátiles de la película biológica

Punto	km	Fondo (% peso seco)	Lateral (% peso seco)	Corona (% peso seco)
Impuls. vieja	-4	58,6	78,3	82,5
Impuls. nueva	-4	60,1	80,5	81,1
Añaza	1	65,7	82,9	88,2
Bco. Hondo	6	57,7	82,3	84,0
San Isidro	49	32,0	64,6	86,4

Tabla 3.3. Coliformes totales

Punto	km	Fondo (N° colon./g)	Lateral (N° colon./g)	Corona (N° colon./g)
Impuls. vieja	-4	$4,6 \cdot 10^6$	-	$7,5 \cdot 10^5$
Impuls. nueva	-4	$>2,4 \cdot 10^7$	-	$1,5 \cdot 10^6$
Añaza	1	$>2,4 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^6$	$>2,4 \cdot 10^7$
Bco. Hondo	6	$1,1 \cdot 10^5$	$3,3 \cdot 10^2$	$7,3 \cdot 10^4$
San Isidro	49	$7,2 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^4$

Tabla 3.4. Coliformes fecales

Punto	km	Fondo (N° colon./g)	Lateral (N° colon./g)	Corona (N° colon./g)
Impuls. vieja	-4	Ausencia	-	$1,5 \cdot 10^3$
Impuls. nueva	-4	Ausencia	-	$1,5 \cdot 10^3$
Añaza	1	$1,5 \cdot 10^5$	$2,9 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^6$
Bco. Hondo	6	$3,0 \cdot 10^4$	$3,6 \cdot 10^0$	$3,6 \cdot 10^4$
San Isidro	49	$9,3 \cdot 10^2$	$2,3 \cdot 10^2$	$2,3 \cdot 10^2$

Tabla 3.5. Estreptococos fecales

Punto	km	Fondo (N° colon./g)	Lateral (N° colon./g)	Corona (N° colon./g)
Impuls. vieja	-4	$1,2 \cdot 10^4$	-	$2,3 \cdot 10^3$
Impuls. nueva	-4	$2,3 \cdot 10^4$	-	$9,3 \cdot 10^3$
Añaza	1	$9,3 \cdot 10^3$	$3,9 \cdot 10^4$	$4,3 \cdot 10^4$
Bco. Hondo	6	$3,6 \cdot 10^4$	$2,3 \cdot 10^2$	$4,3 \cdot 10^3$
San Isidro	49	$3,6 \cdot 10^3$	$4,3 \cdot 10^2$	$3,6 \cdot 10^3$

Tabla 3.6. Clostridium sulfito-reductoras

Punto	km	Fondo (N° colon./g)	Lateral (N° colon./g)	Corona (N° colon./g)
Impuls. vieja	-4	$7,0 \cdot 10^4$	-	$1,1 \cdot 10^5$
Impuls. nueva	-4	$1,2 \cdot 10^5$	-	$1,4 \cdot 10^5$
Añaza	1	$1,0 \cdot 10^5$	$4,0 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^5$
Bco. Hondo	6	$1,5 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^2$
San Isidro	49	-	-	-

3.2 Transporte del agua residual depurada

En las Figuras 3.1 hasta 3.44 se han presentado los resultados más significativos obtenidos sobre el transporte del agua residual depurada. Se han presentado tres gráficas diferentes, en las que aparecen la evolución del OD, sulfuro y POR (Fig. 3.1-3.20, pág. 162-171), la evolución del sulfato y el sulfuro (Fig. 3.21-3.40, pág. 172-181), y por último la evolución de los compuestos de nitrógeno a lo largo de la conducción (Fig. 3.41-3.44, pág. 182-183).

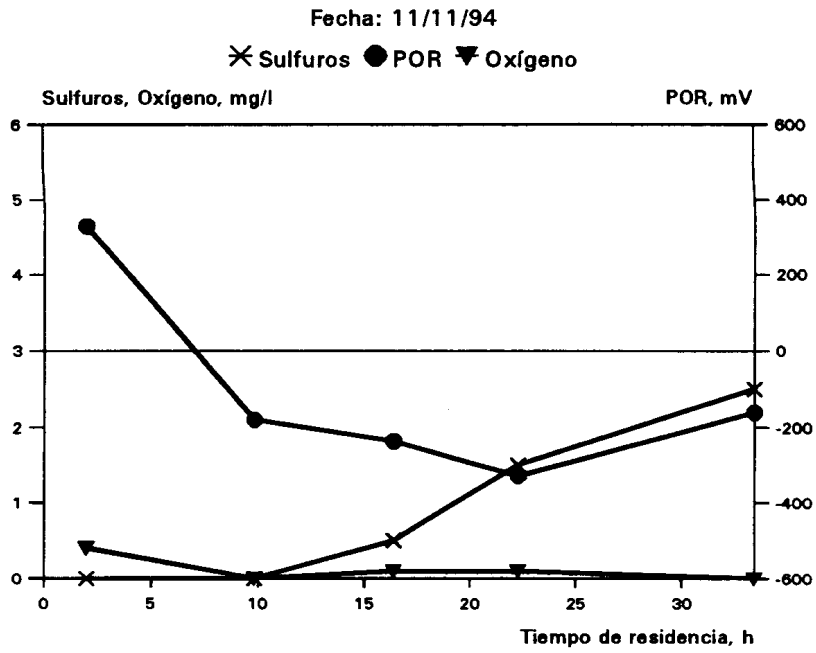


Figura 3.1

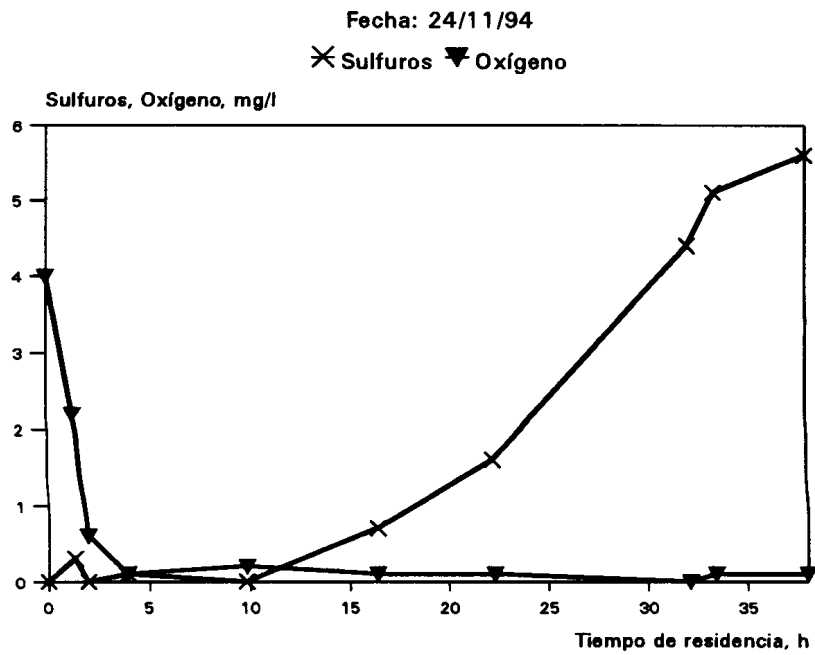


Figura 3.2

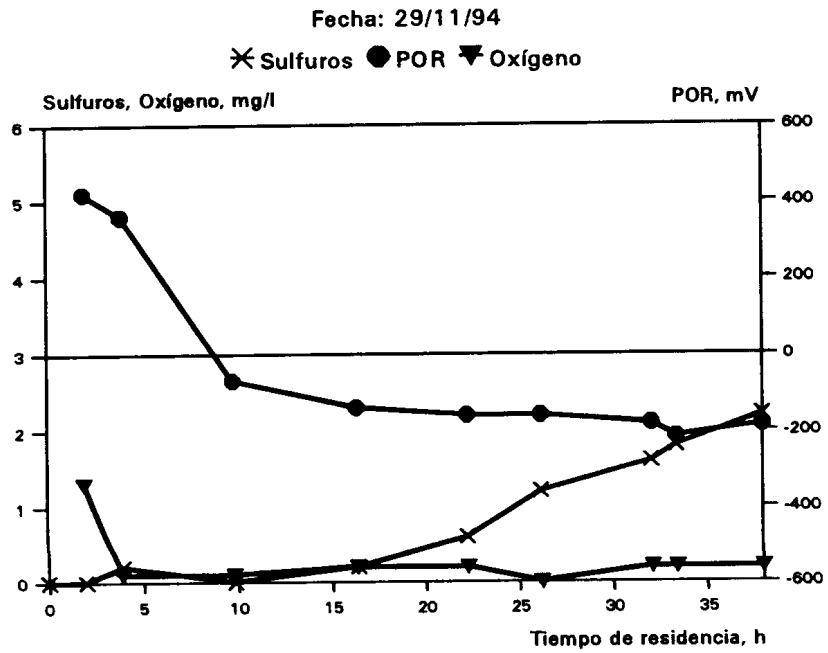


Figura 3.3

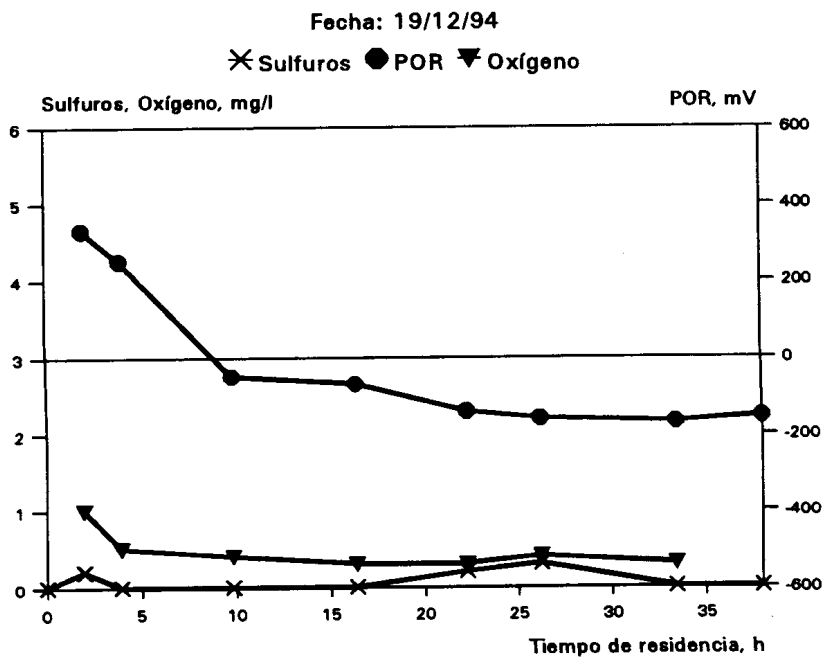


Figura 3.4

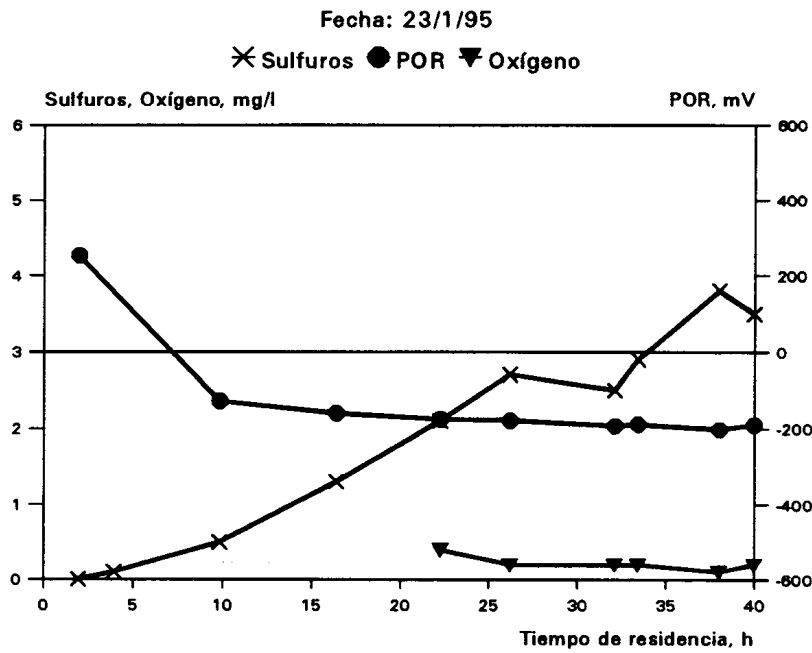


Figura 3.5

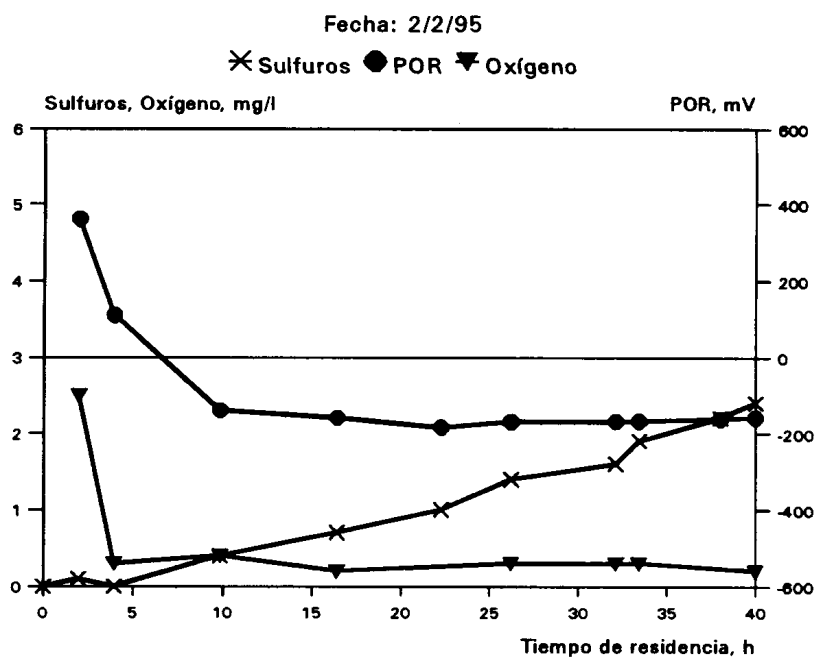


Figura 3.6

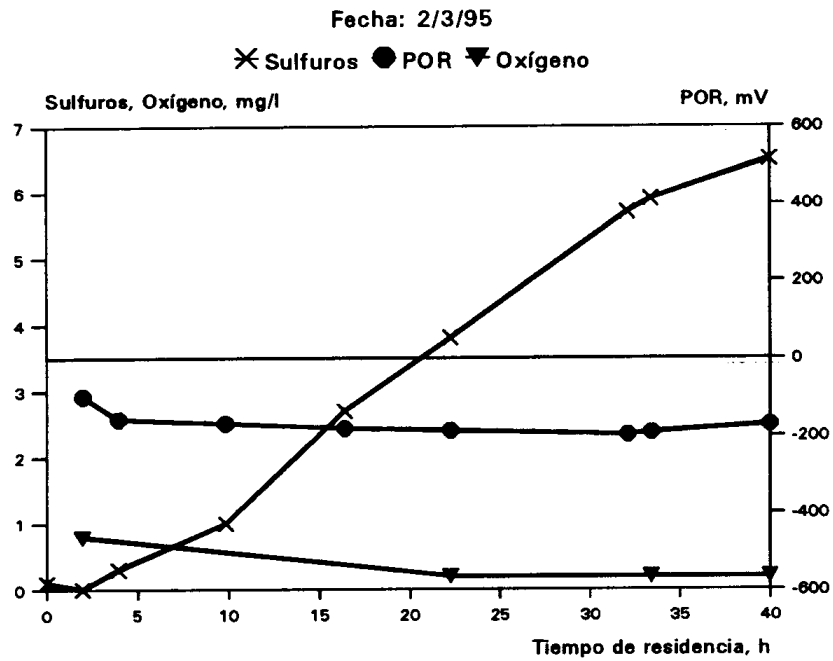


Figura 3.7

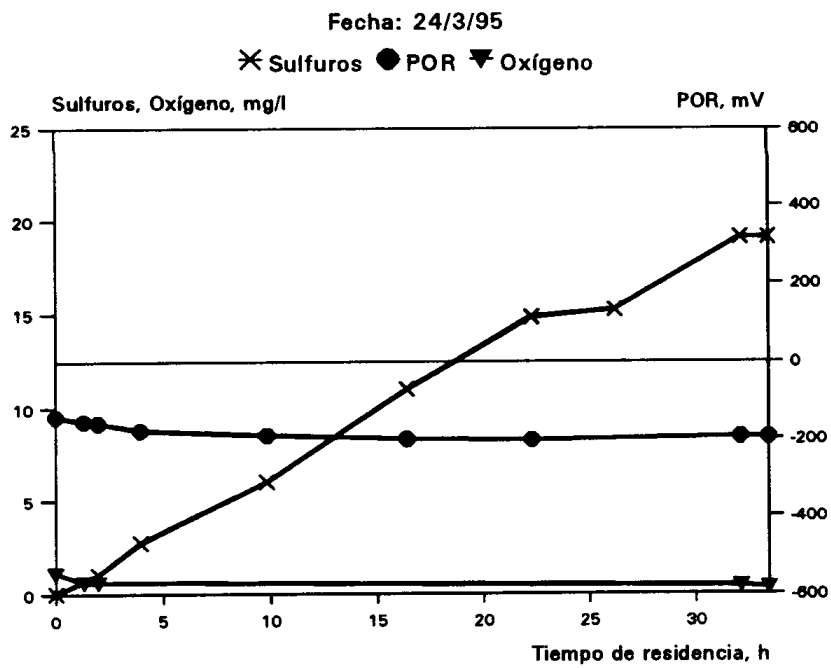


Figura 3.8

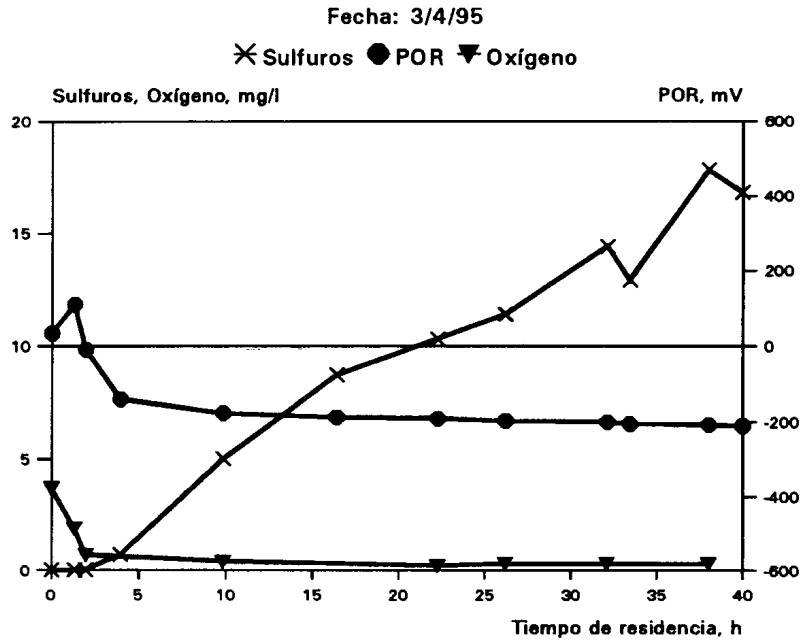


Figura 3.9

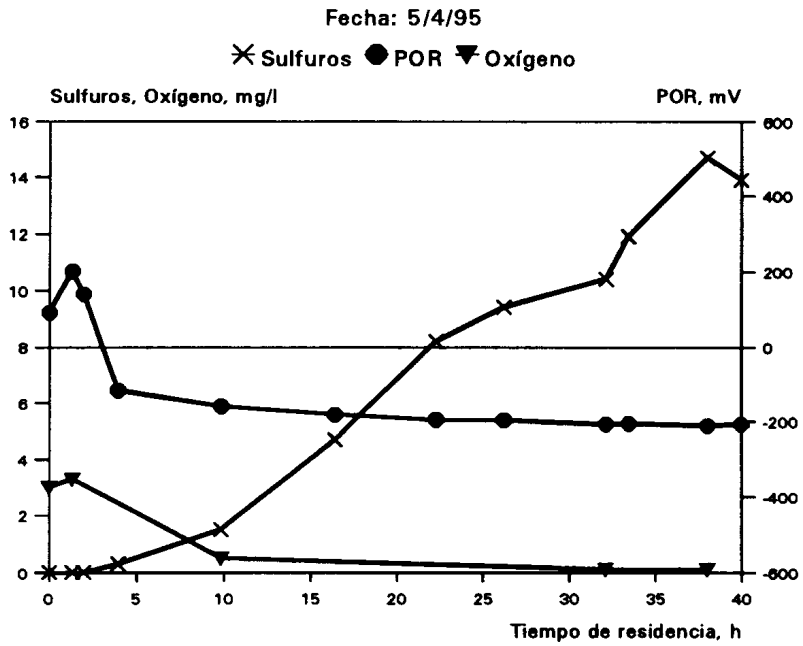


Figura 3.10

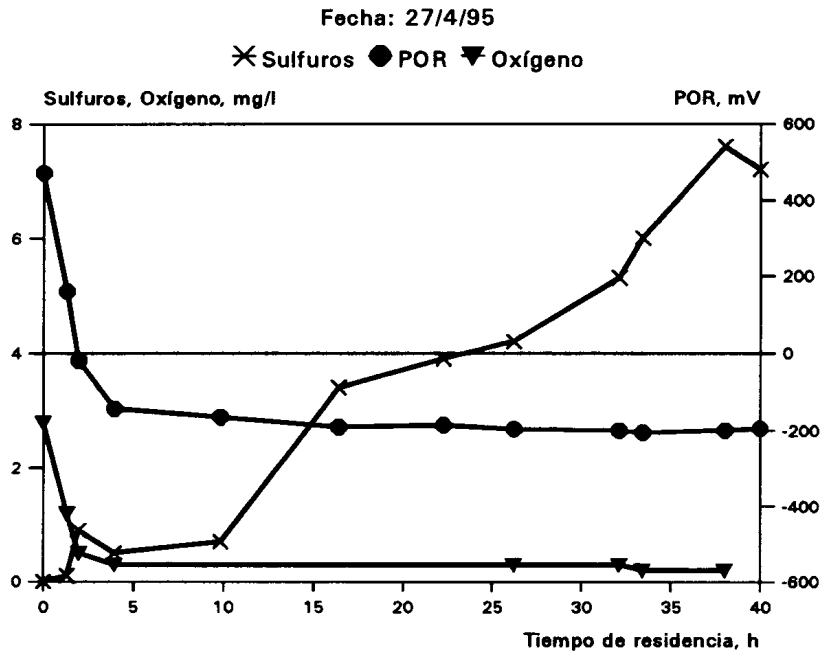


Figura 3.11

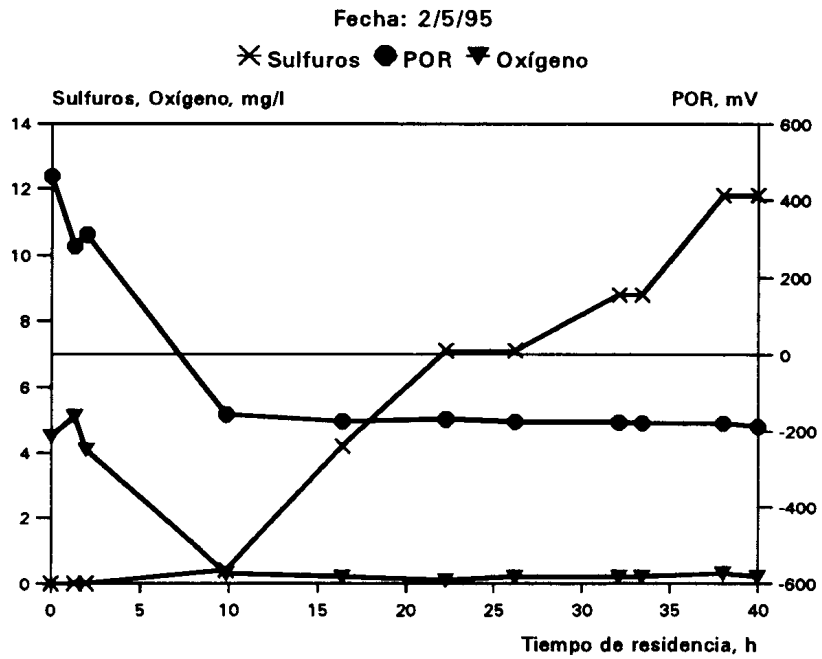


Figura 3.12

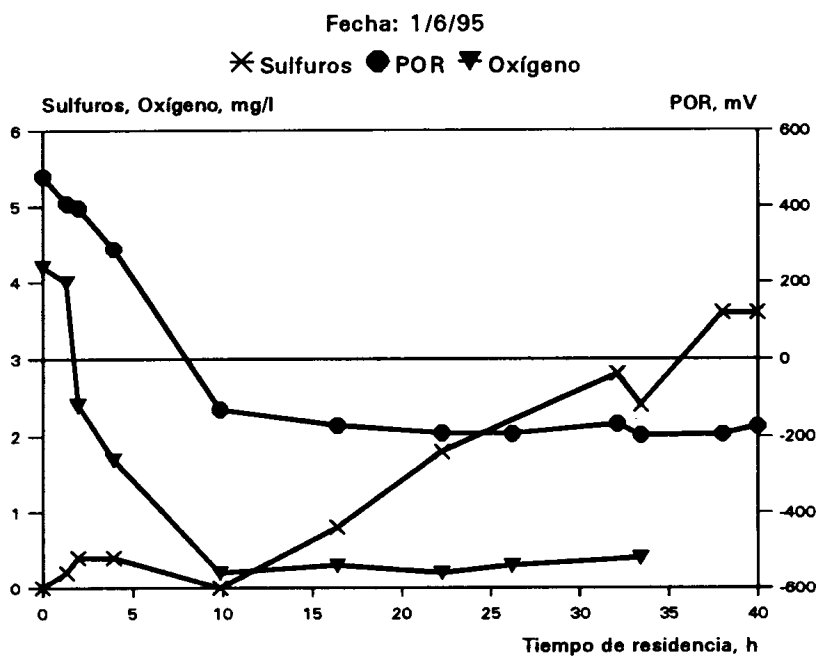


Figura 3.13

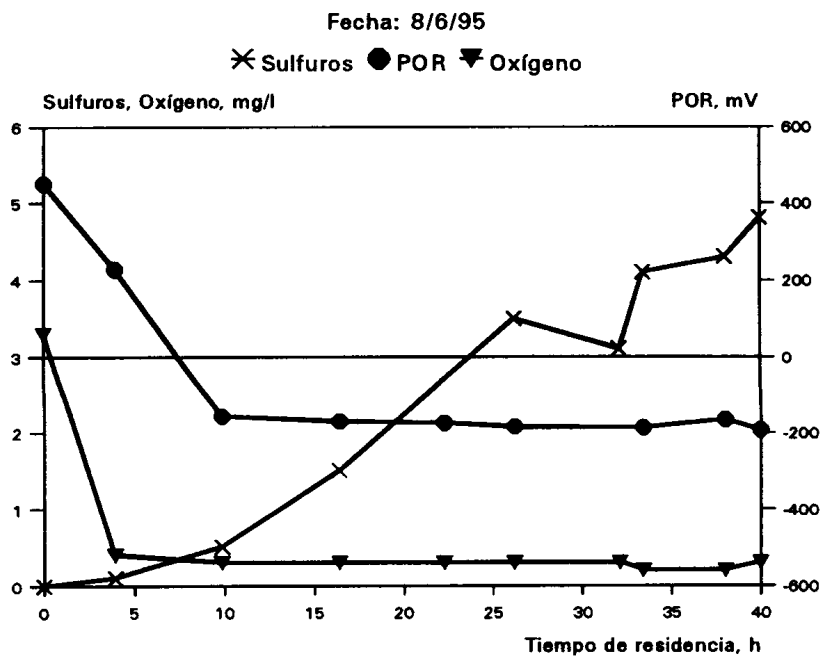


Figura 3.14

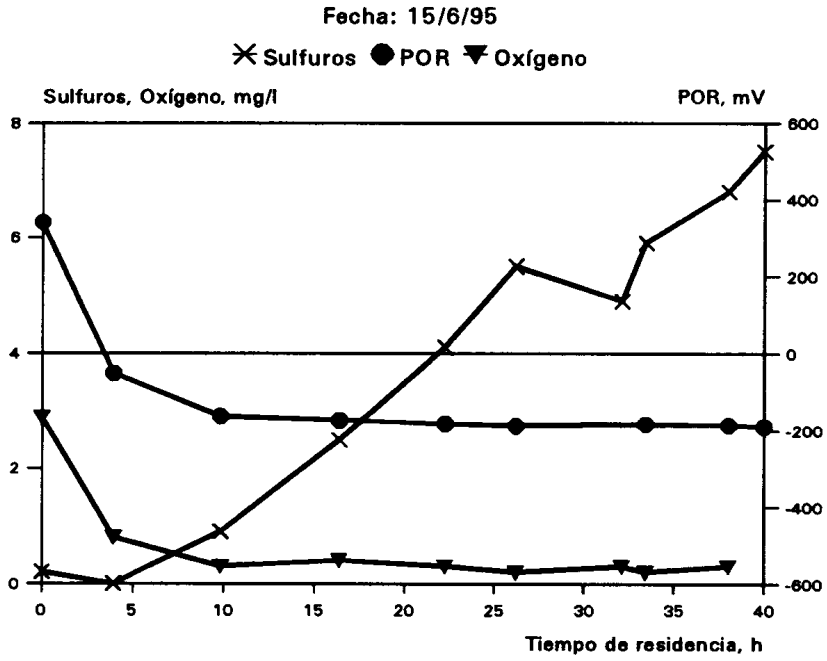


Figura 3.15

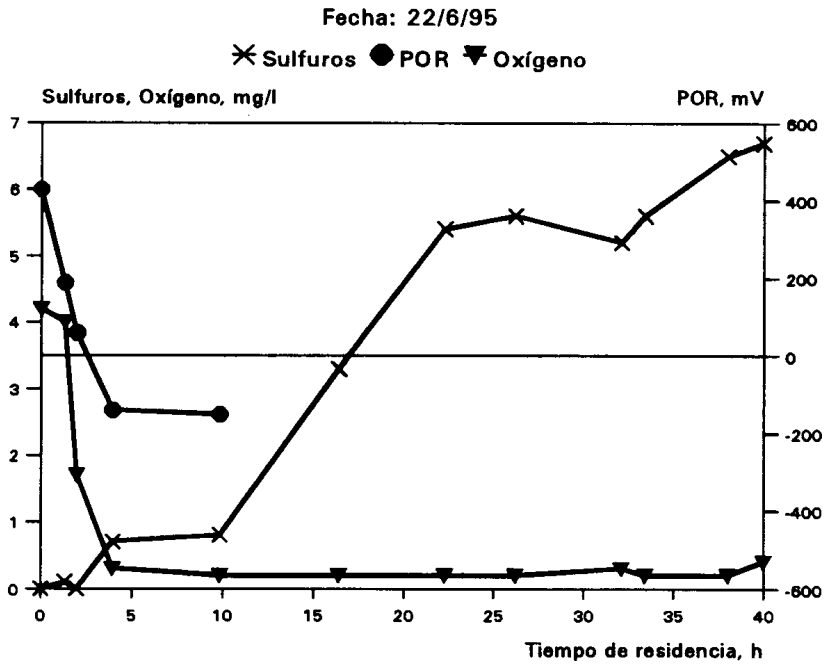


Figura 3.16

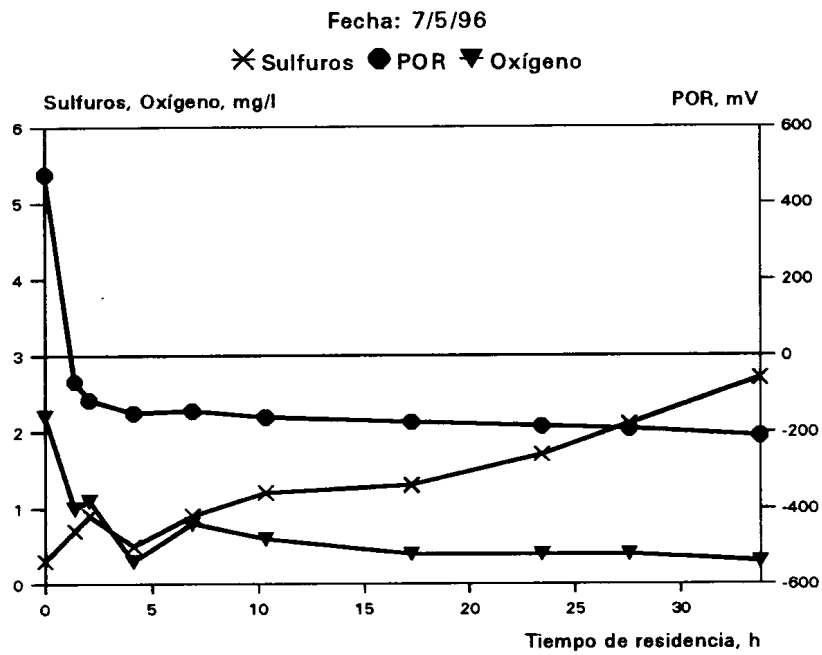


Figura 3.17

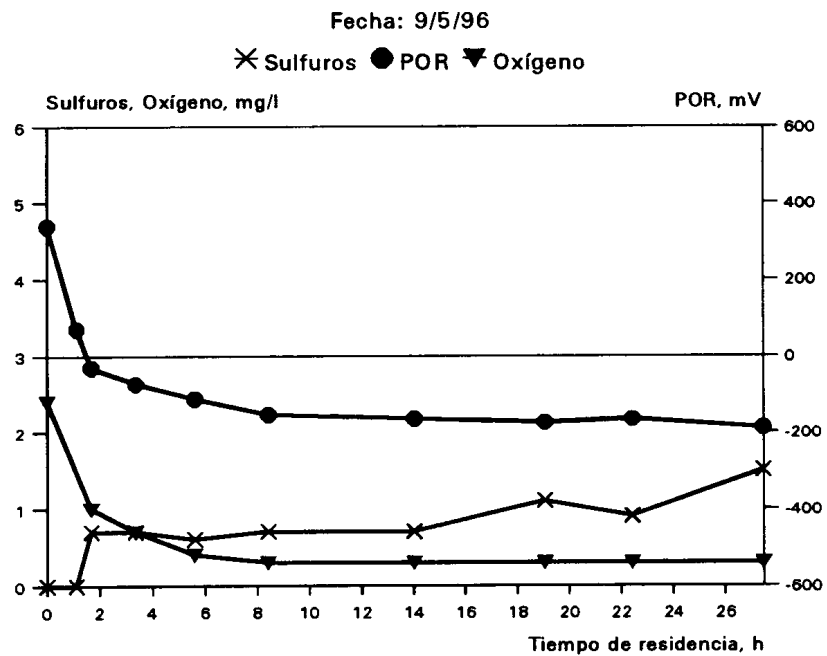


Figura 3.18

Fecha: 13/1/97

✕ Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

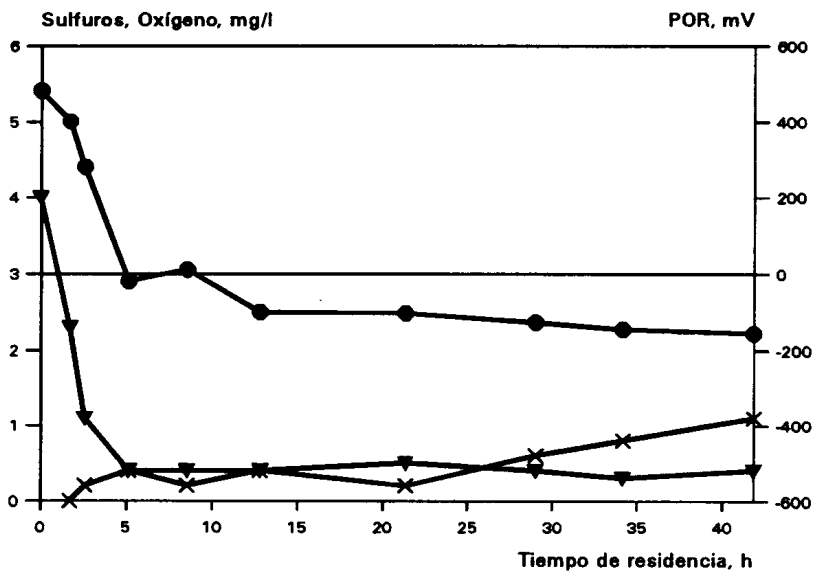


Figura 3.19

Fecha: 16/1/97

✕ Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

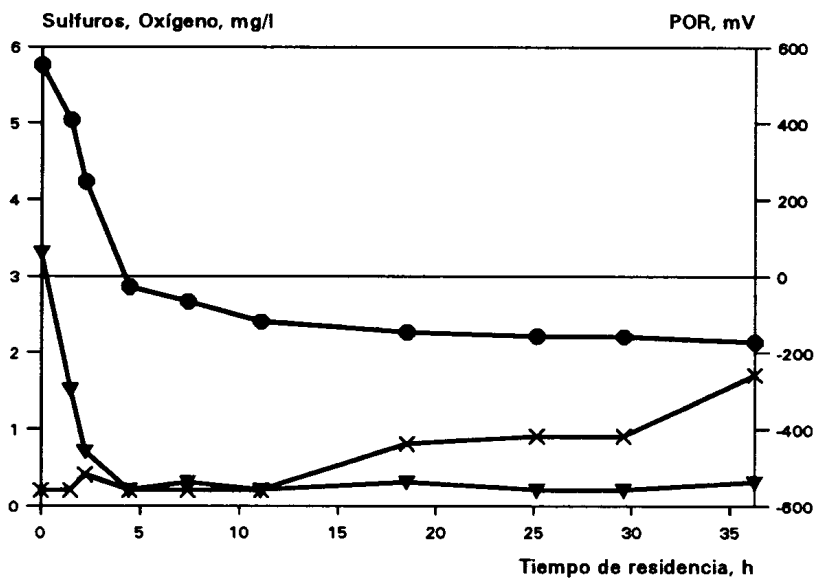


Figura 3.20

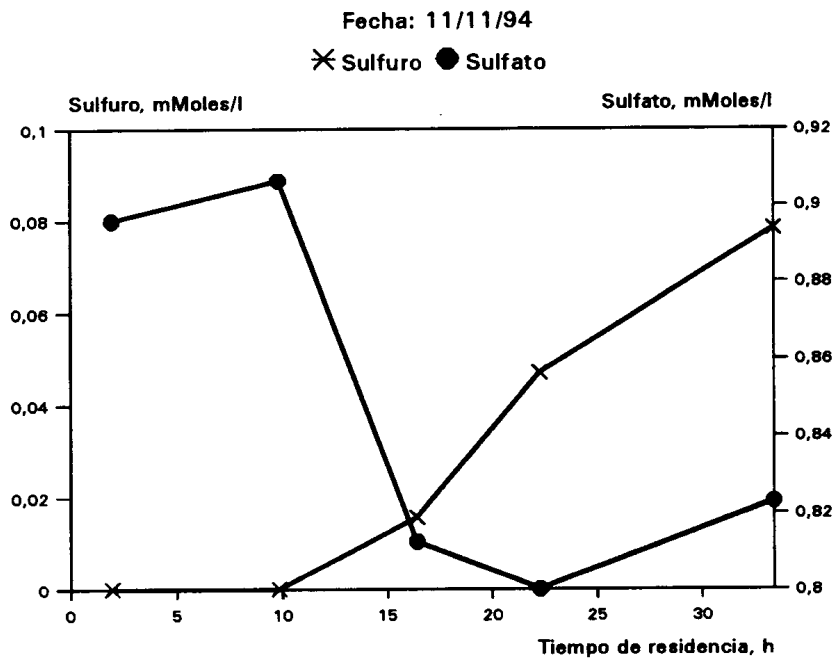


Figura 3.21

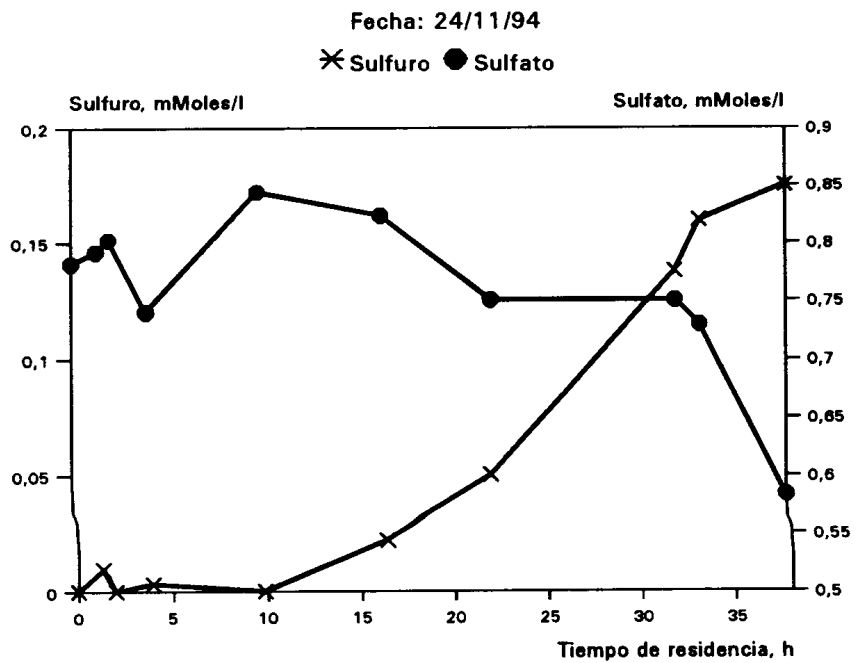


Figura 3.22

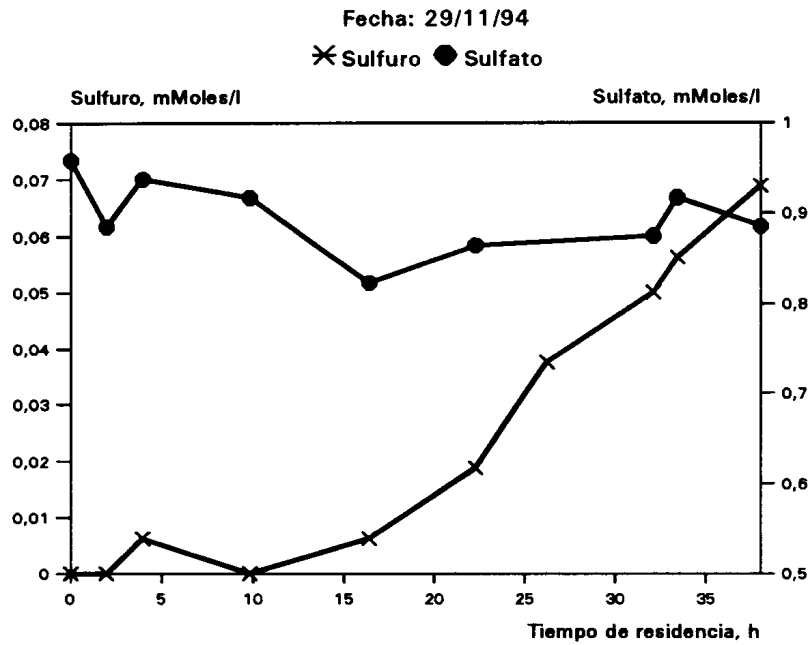


Figura 3.23

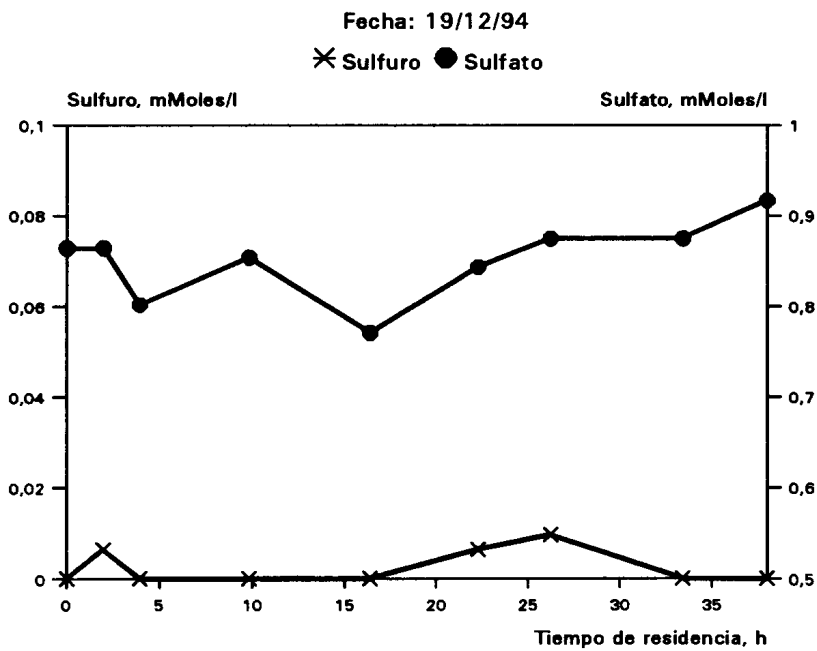


Figura 3.24

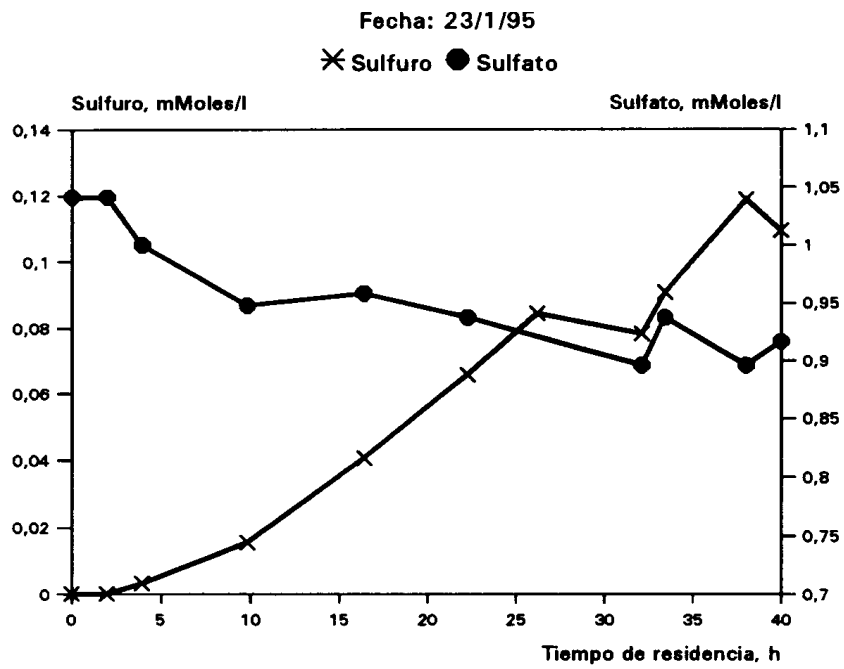


Figura 3.25

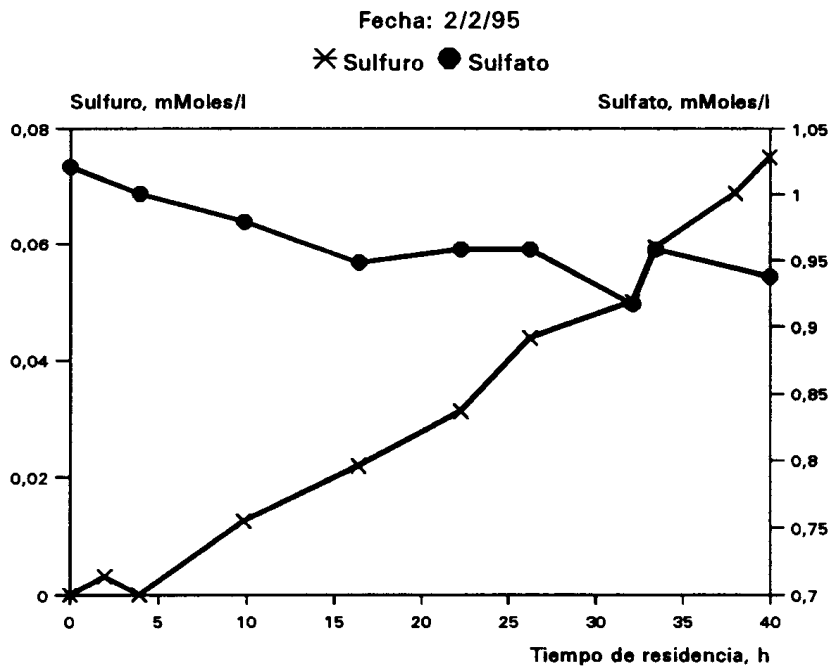


Figura 3.26

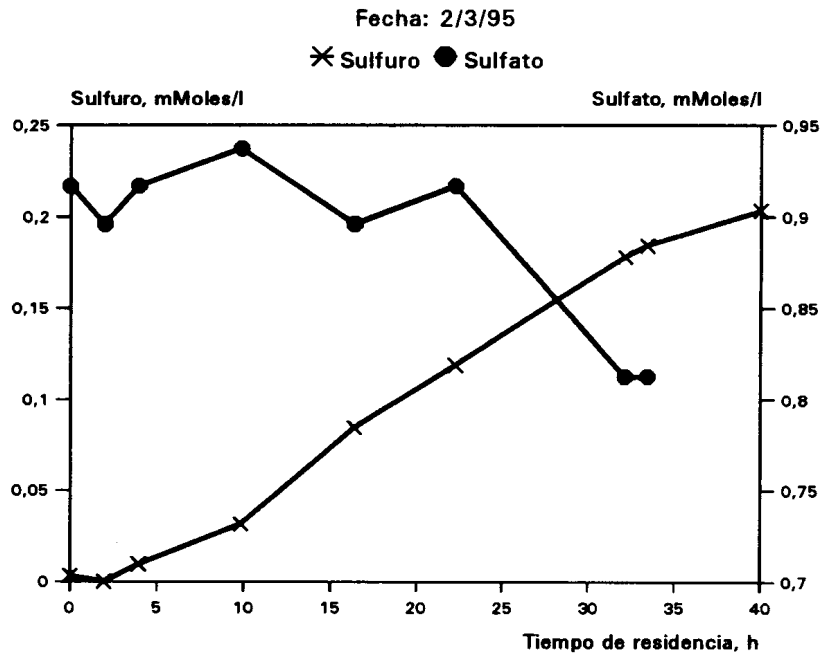


Figura 3.27

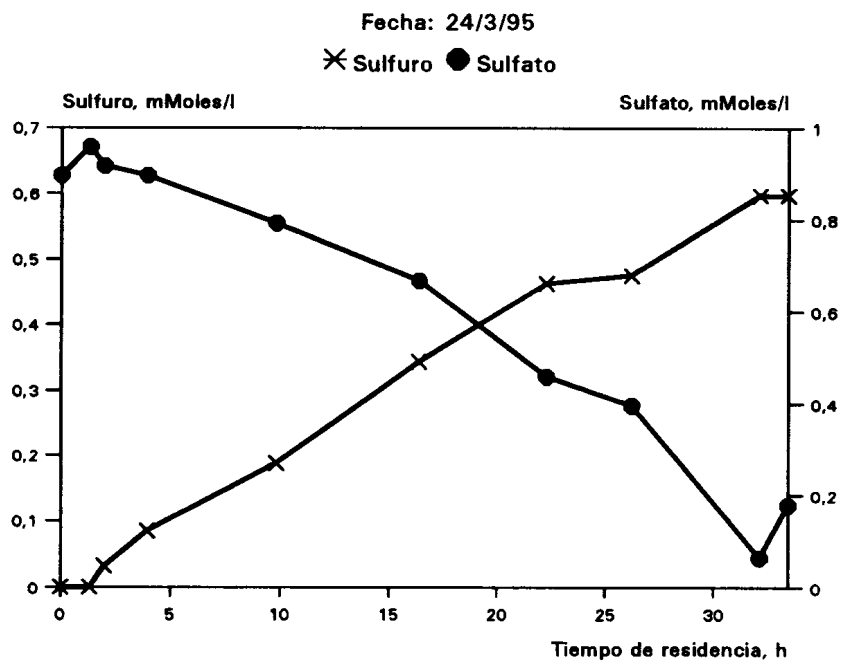


Figura 3.28

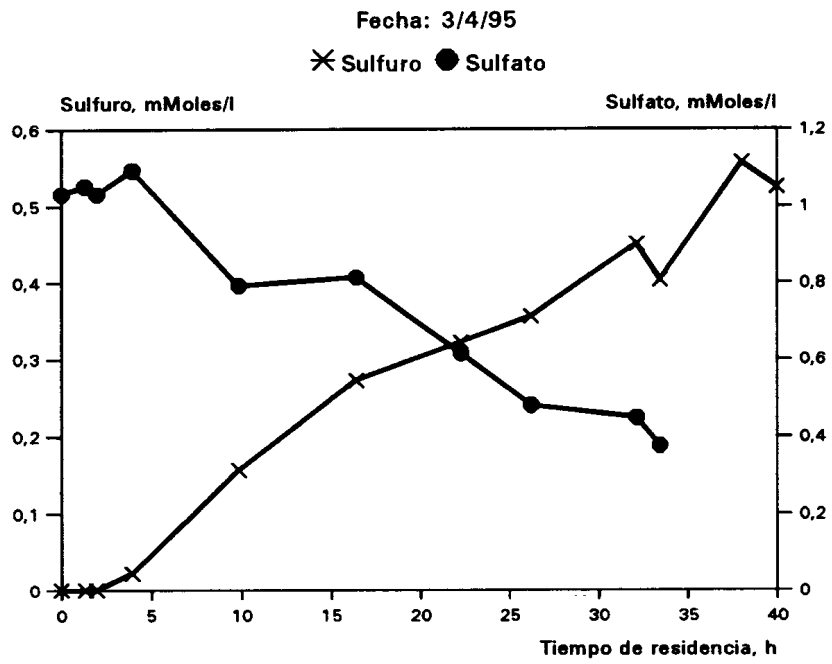


Figura 3.29

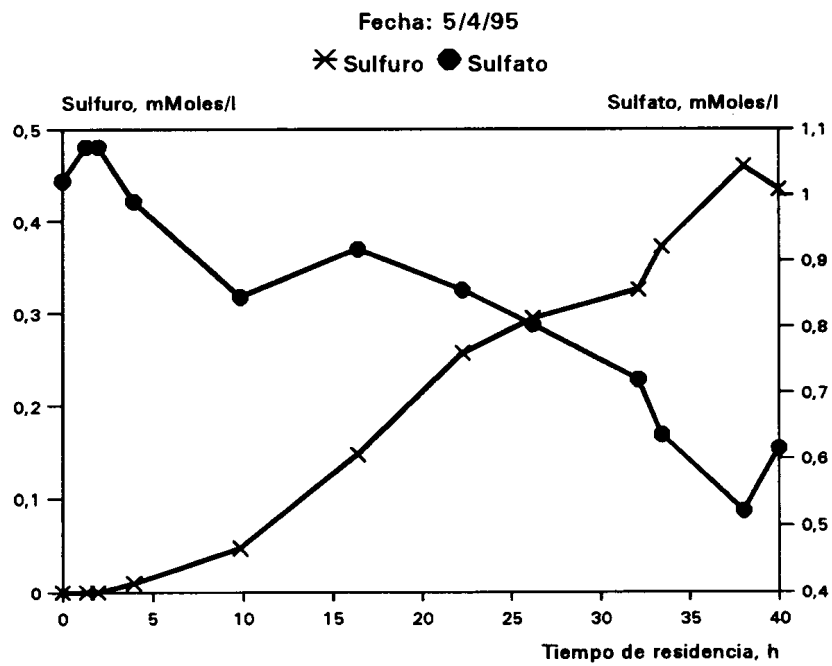


Figura 3.30

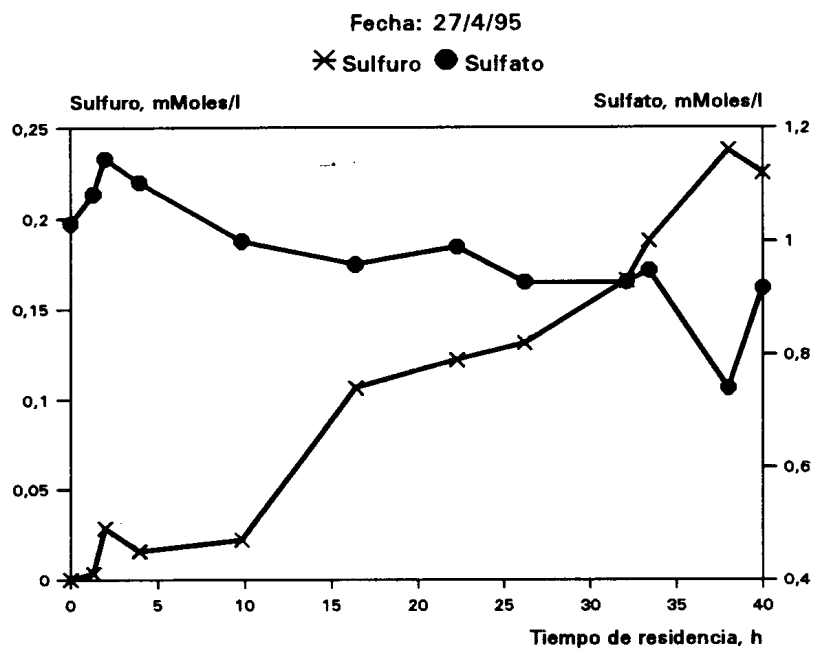


Figura 3.31

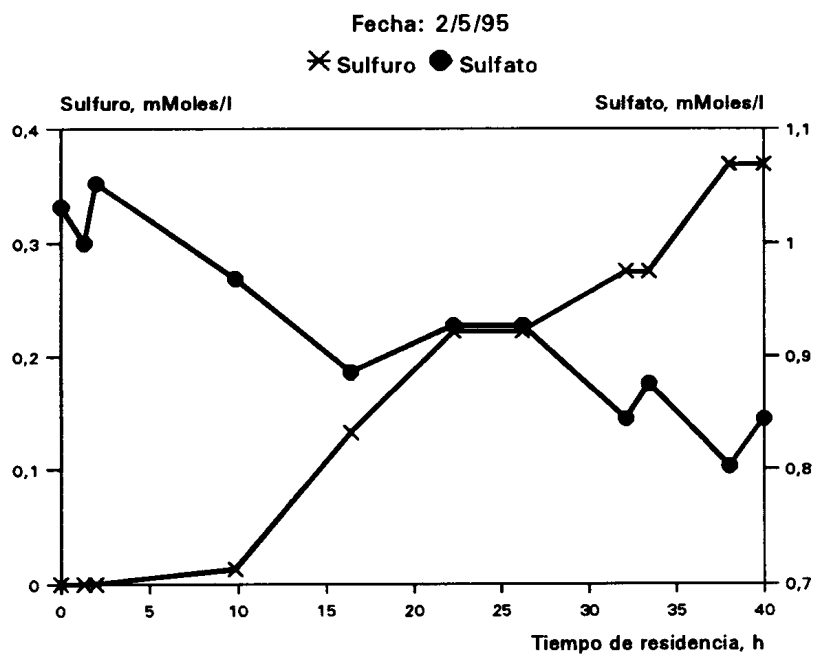


Figura 3.32

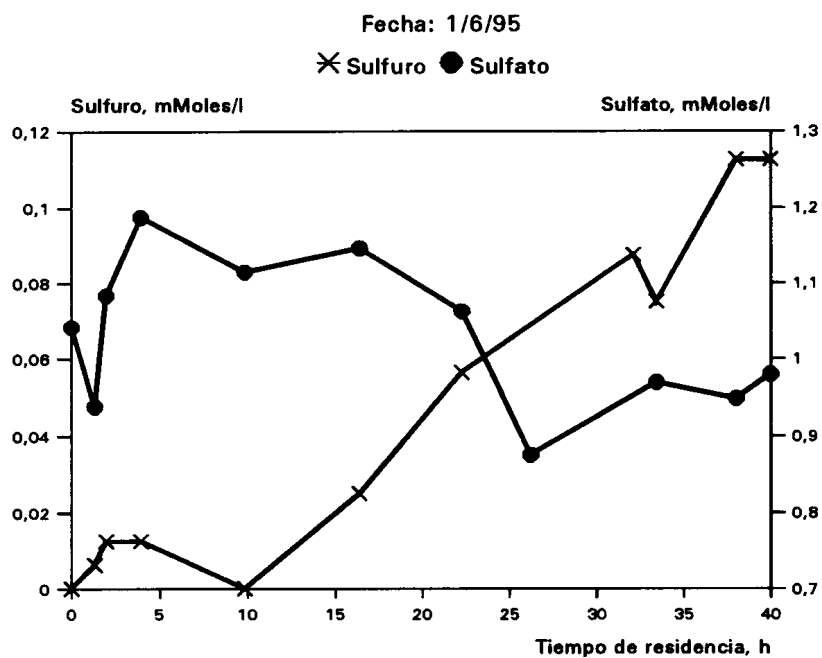


Figura 3.33

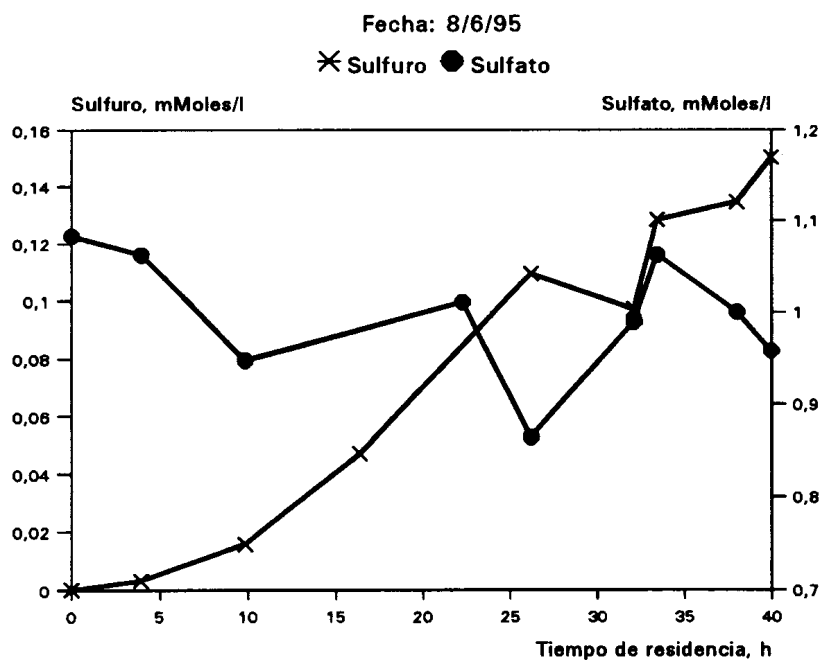


Figura 3.34

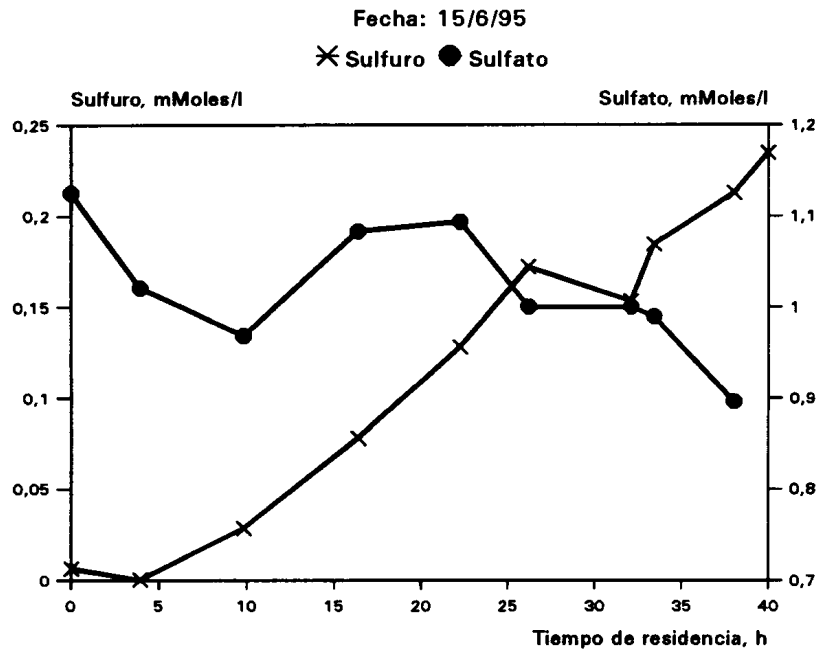


Figura 3.35

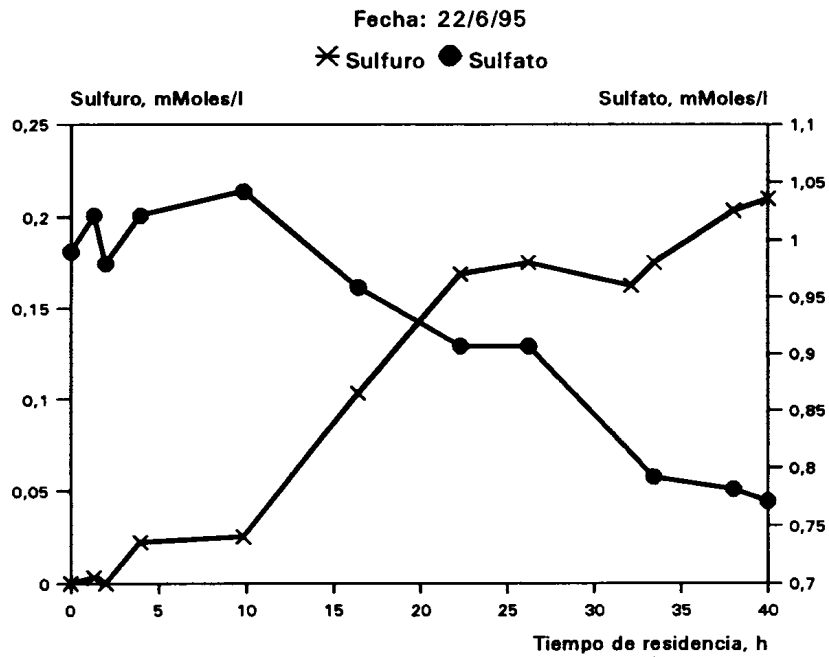


Figura 3.36

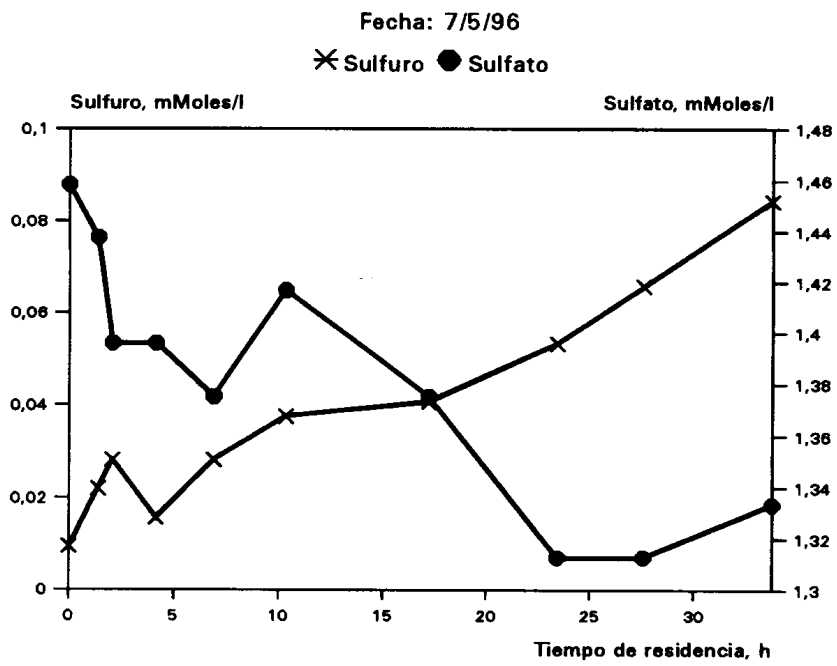


Figura 3.37

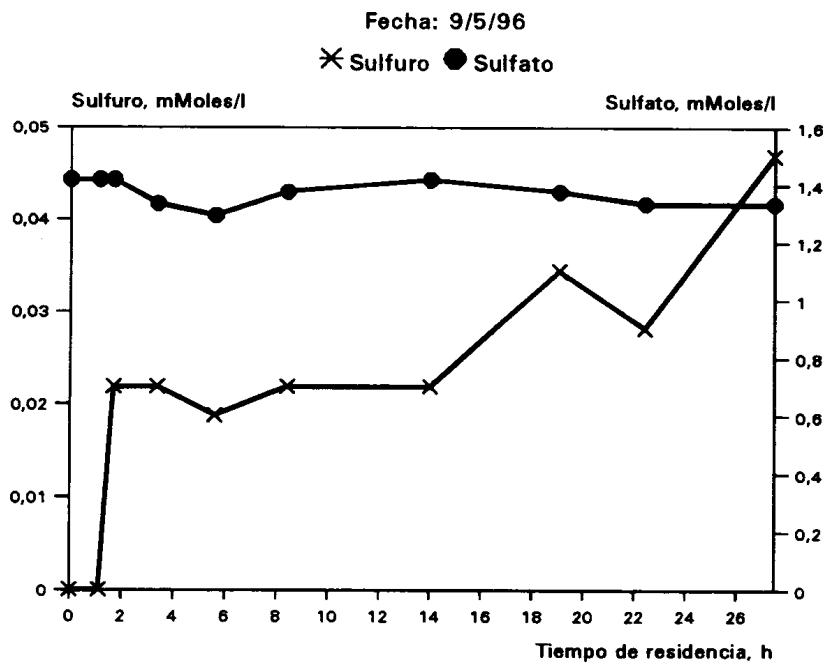


Figura 3.38

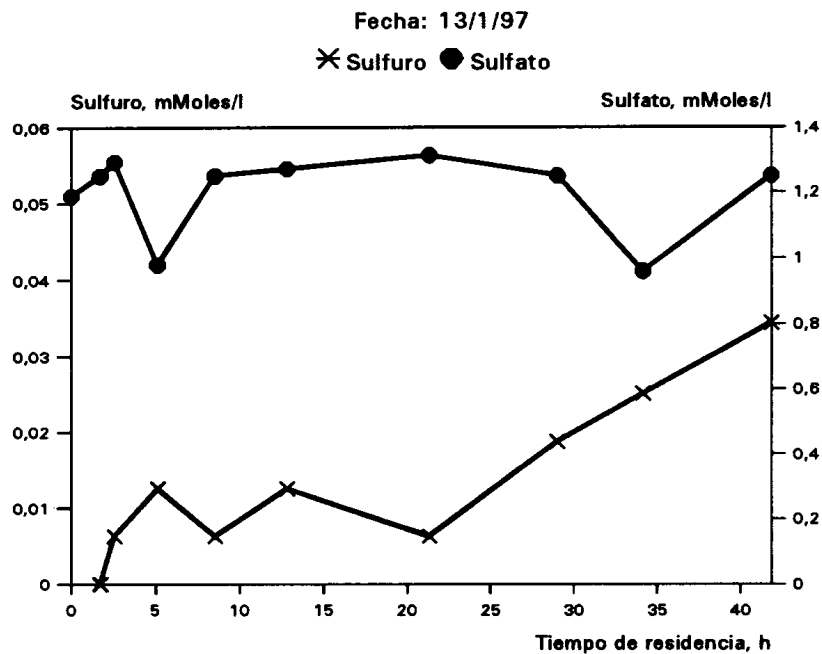


Figura 3.39

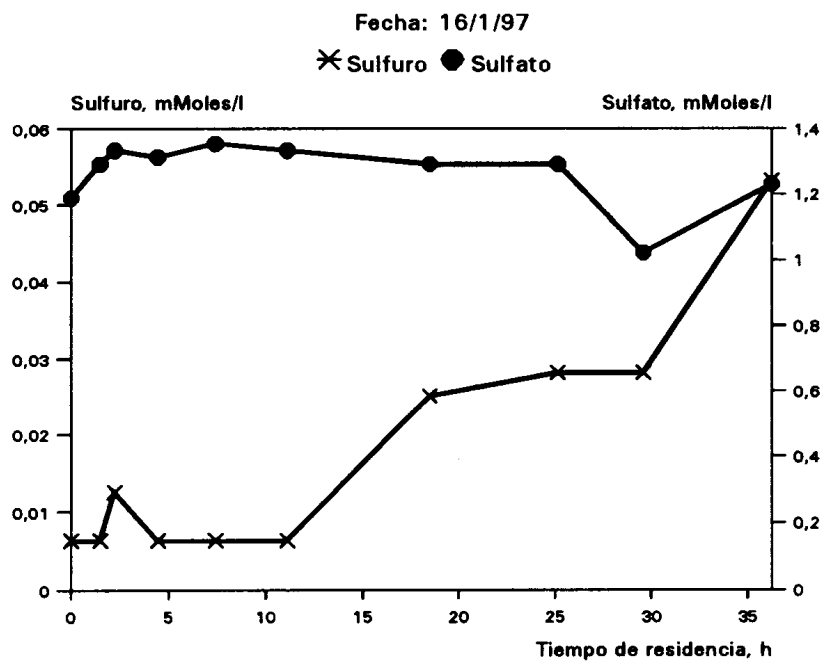


Figura 3.40

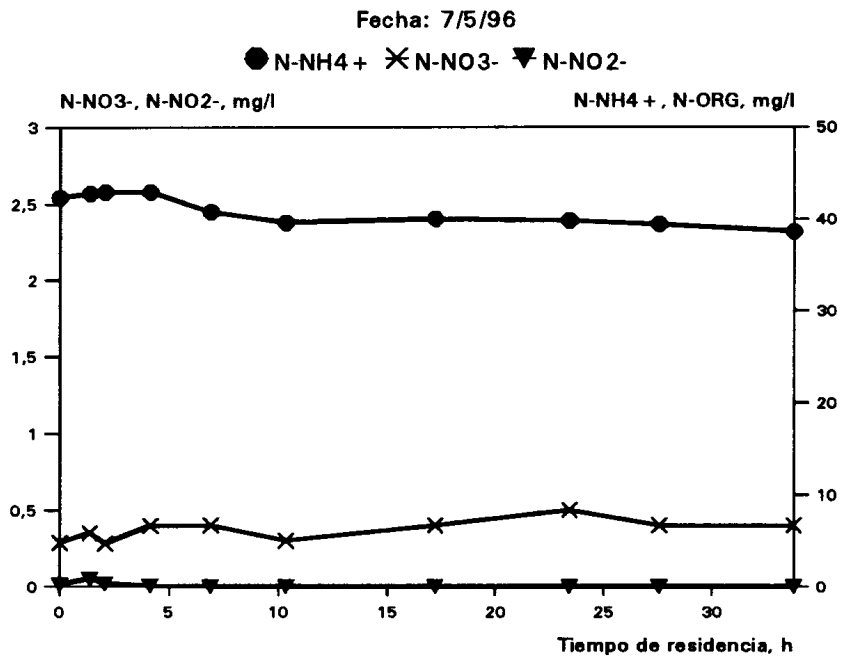


Figura 3.41

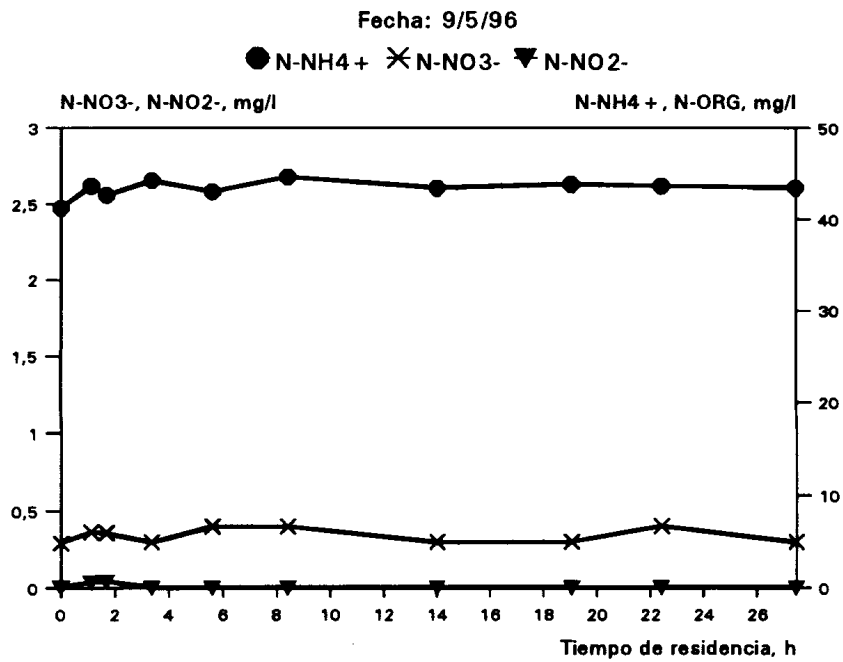


Figura 3.42

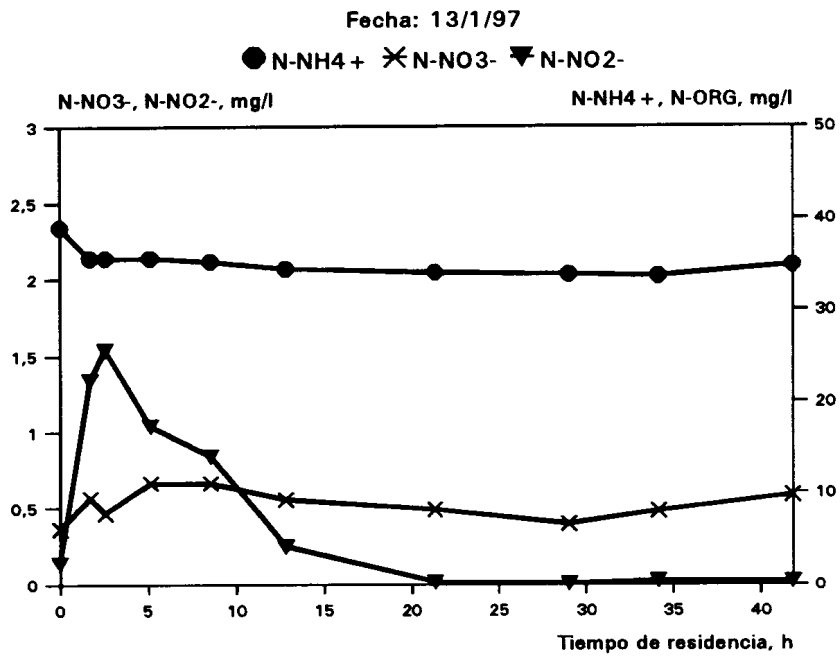


Figura 3.43

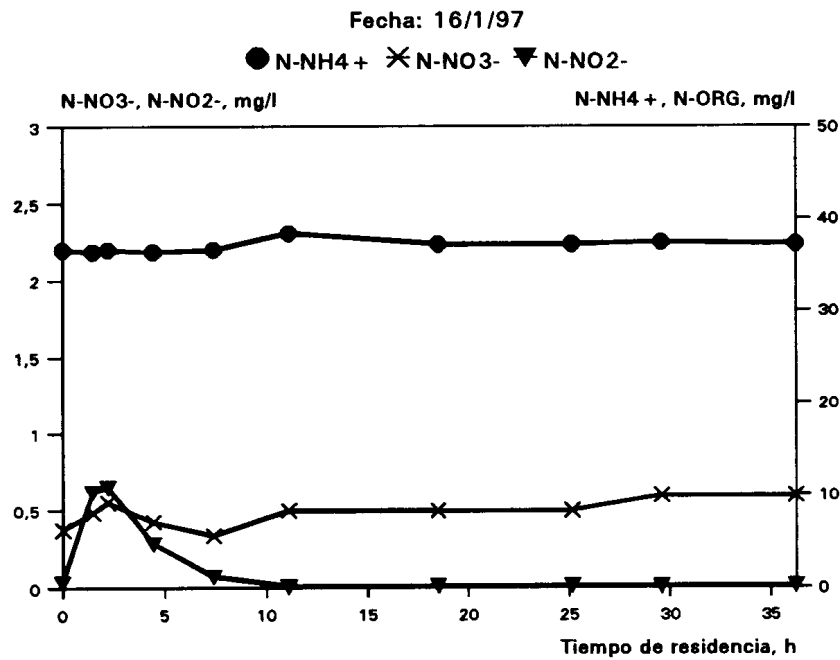


Figura 3.44

3.3 Transporte del agua residual depurada con Inyección de Agua Blanca

Como se indicó en la parte experimental, a partir del mes de julio de 1995 se ha incorporado un caudal constante de agua blanca de 122 m³/h saturada en OD, en un punto de la conducción situado a 10 km del comienzo de la misma. Las características de dicha agua se pueden ver en la Tabla 3.7.

El caudal de agua blanca introducido en la conducción de transporte fue constante e igual a 122 m³/h, excepto en dos días en que fue de 107 y 117 m³/h. Sin embargo, la proporción de agua blanca respecto al total que descarga en la Balsa de San Lorenzo es variable y depende del caudal de agua residual depurada transportado desde el Depósito Regulador de El Tablero.

En la Tabla 3.8 se muestra la proporción de agua residual depurada y de agua blanca del total de agua que llegaba a la Balsa de San Lorenzo en los días de medida. En los meses de invierno la relación agua blanca/agua depurada era mucho mayor que en los meses de verano, debido a que en invierno la demanda de agua para la agricultura era menor que en verano, por lo que se transportaba menor cantidad de agua.

Tabla 3.7
Características del agua blanca

Parámetro	Media	Desviación estándar	Número de datos
Caudal (m ³ /h)	121	3	21
T (°C)	23.3	0.9	19
pH	8.3	0.3	11
OD (mg/l)	8.2	0.2	19
POR (mV)	398	79	18
MES (mg/l)	0.1	0.2	20
DOO total (mg/l)	4	1	20
DOO soluble (mg/l)	3	1	20
Turb. (FTU)	0.4	0.6	18
Turb. (NTU)	0.59	0.32	18
TOC (mg/l)	2.8	0.3	13
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	0.5	0.7	21
S ²⁻ (mg/l)	0.0	0.0	21
CE (mS/cm)	211	23	9
Color (PtCo)	4	3	12
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	1.3	0.3	14
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.004	0.008	15
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	0.03	0.03	15
N-Org. (mg/l)	0.9	0.9	10

Tabla 3.8

Proporción de agua residual depurada y agua blanca transportada

Fecha	Caudal ARD (m ³ /h)	Relación (Q _{ARD} /Q _{AB})
07/07/95	682	6.4
26/07/95	390	3.2
31/07/95	390	3.3
03/08/95	414	3.4
15/09/95	414	3.4
04/10/95	414	4.4
16/01/96	400	3.3
23/01/96	250	2.0
07/03/96	97	0.8
25/03/96	252	2.1
23/04/96	385	3.2
16/05/96	594	4.9
23/05/96	576	4.7
12/06/96	657	5.4
18/06/96	594	4.9
02/07/96	648	5.3
16/07/96	540	4.4
18/07/96	529	4.3
22/07/96	572	4.7
08/10/96	598	5.9
20/02/97	558	4.6

ARD = Agua residual depurada

AB = Agua blanca

En las Figuras 3.45 hasta 3.80 se ha representado la evolución de los parámetros más significativos del transporte del agua residual transportada, en los distintos seguimientos que se han hecho con inyección de agua blanca. En el primer grupo de gráficas aparece la evolución del OD, sulfuro y POR (Fig. 3.45-3.65, pág. 188-198), y el segundo contiene la evolución de los compuestos de nitrógeno (Fig. 3.66-3.80, pág. 199-206). No se ha presentado la evolución del sulfato y sulfuro para este periodo, ya que al disminuir considerablemente la generación de sulfuro con la inyección del agua blanca, esta representación es poco significativa.

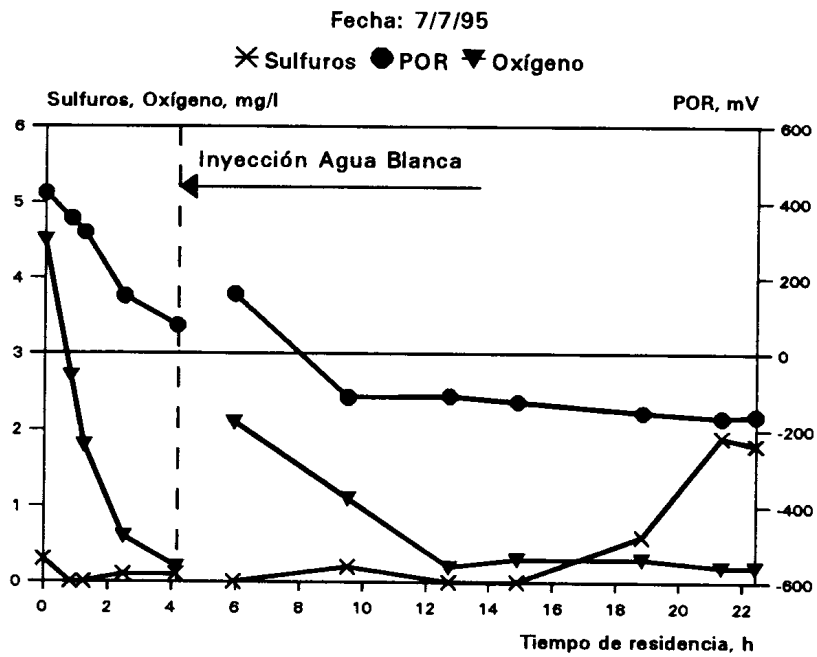


Figura 3.45

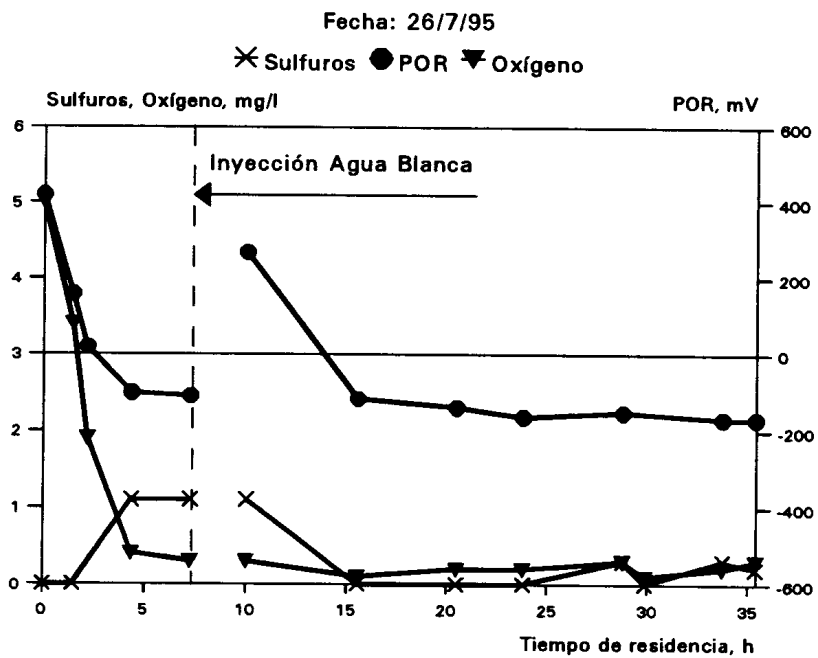


Figura 3.46

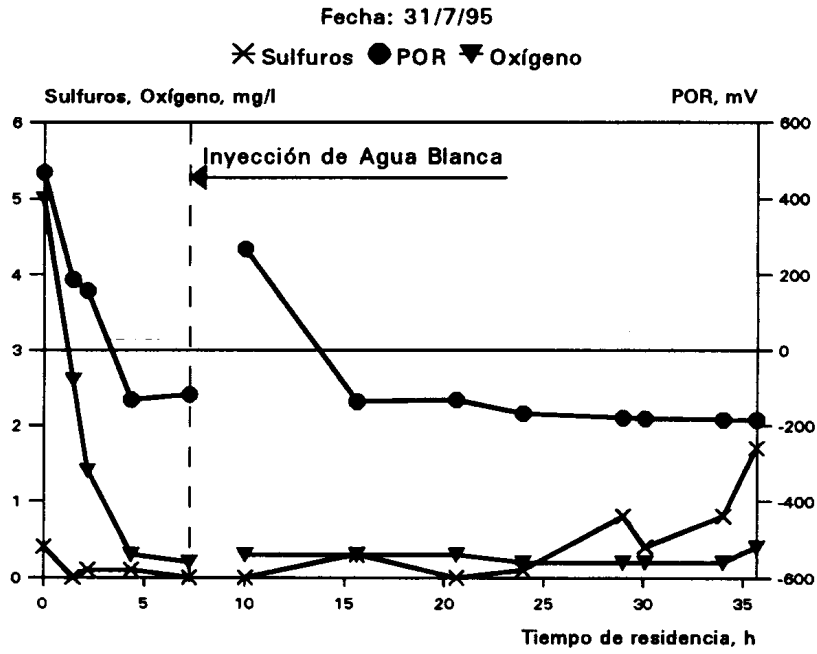


Figura 3.47

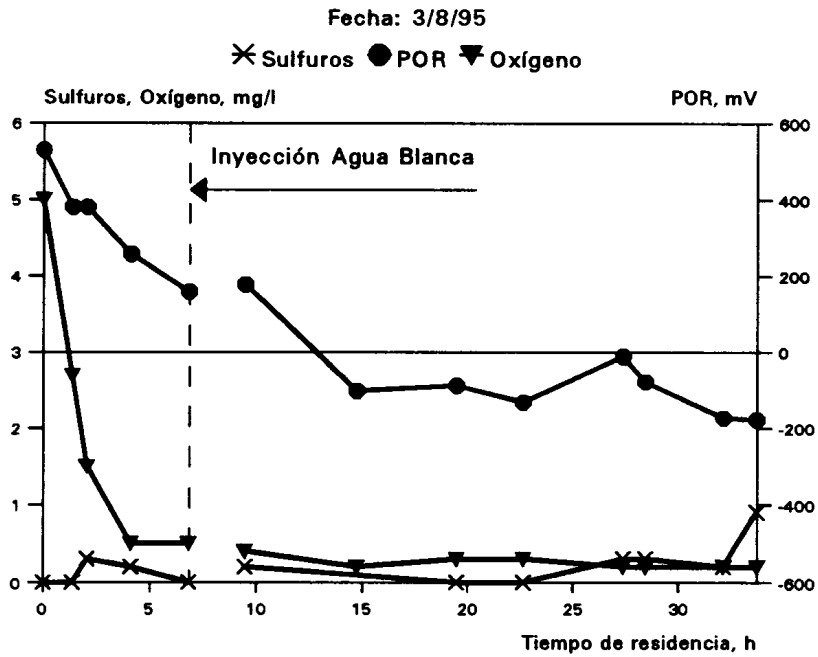


Figura 3.48

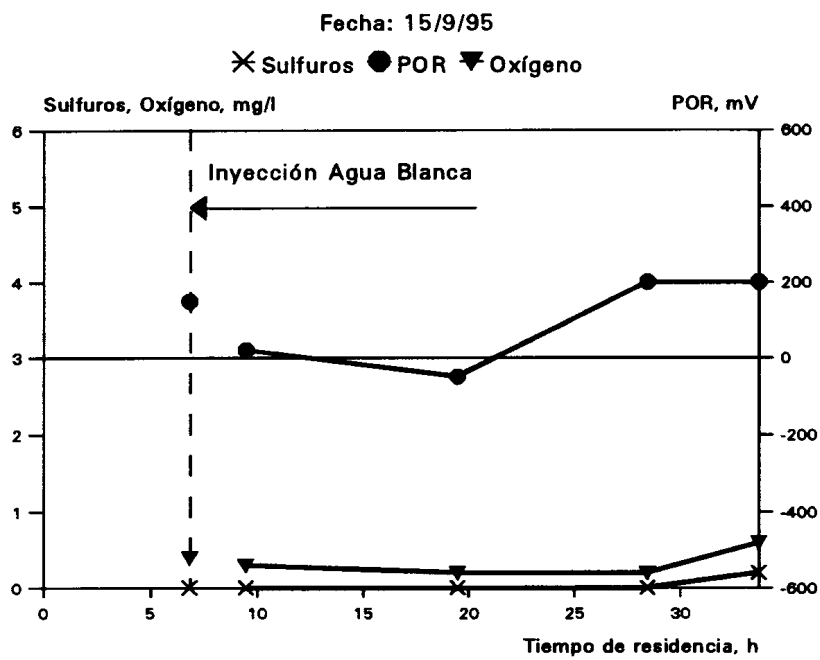


Figura 3.49

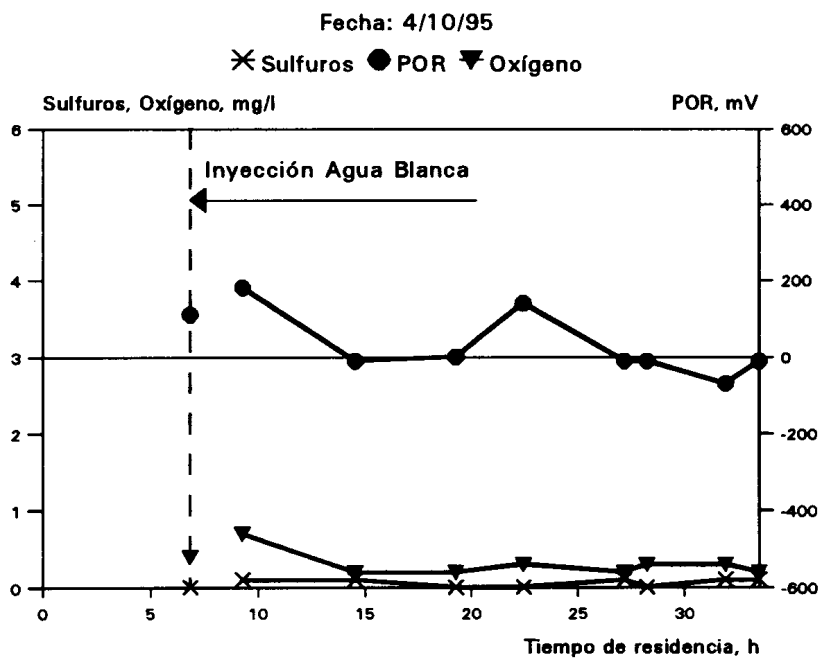


Figura 3.50

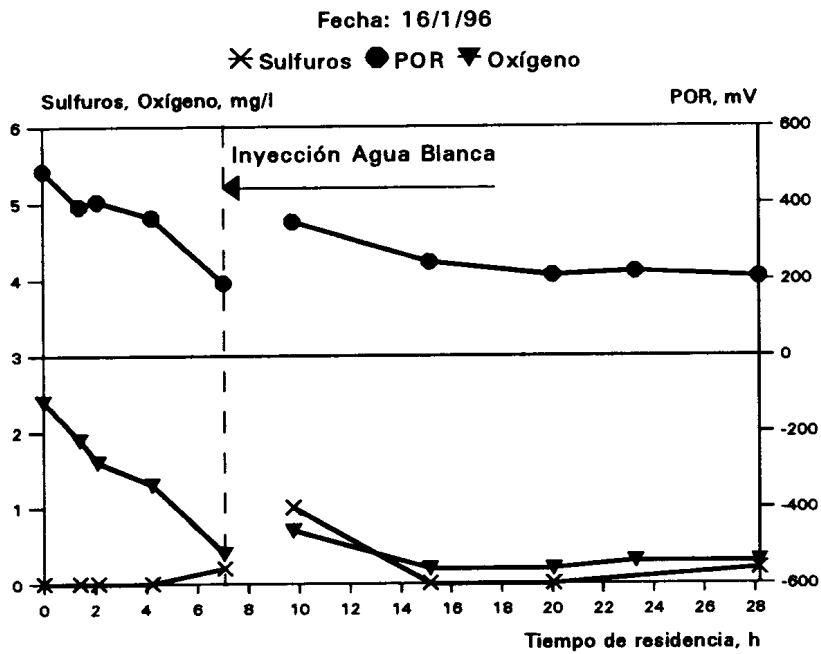


Figura 3.51

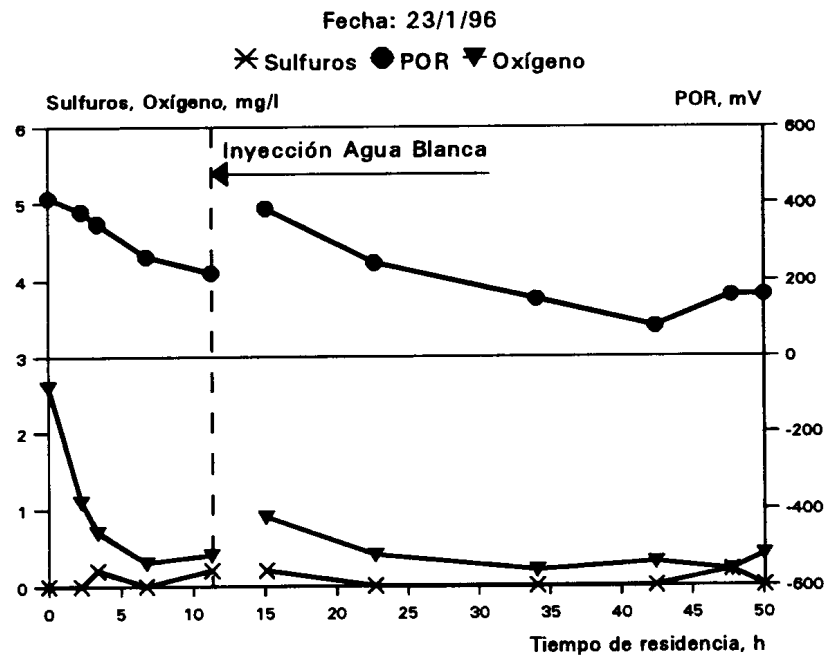


Figura 3.52

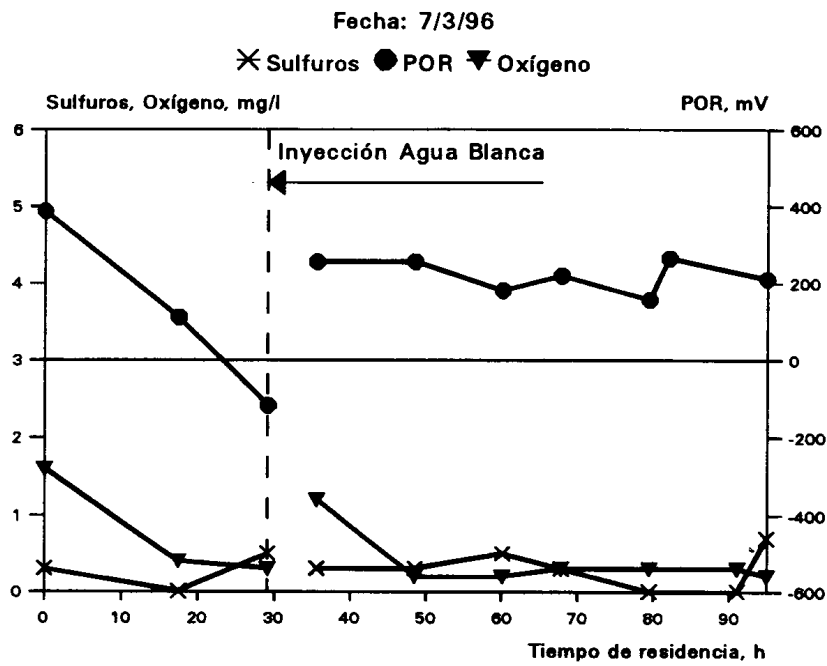


Figura 3.53

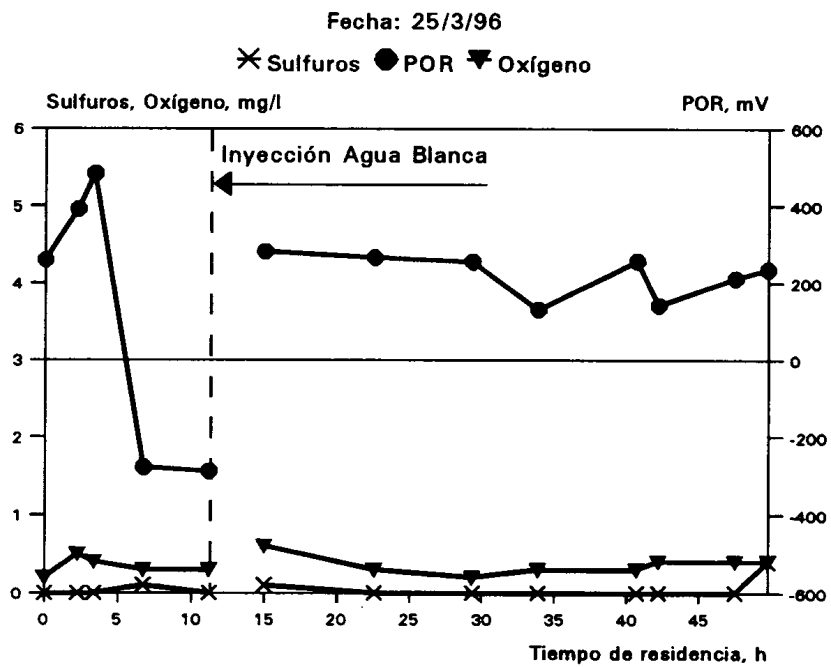


Figura 3.54

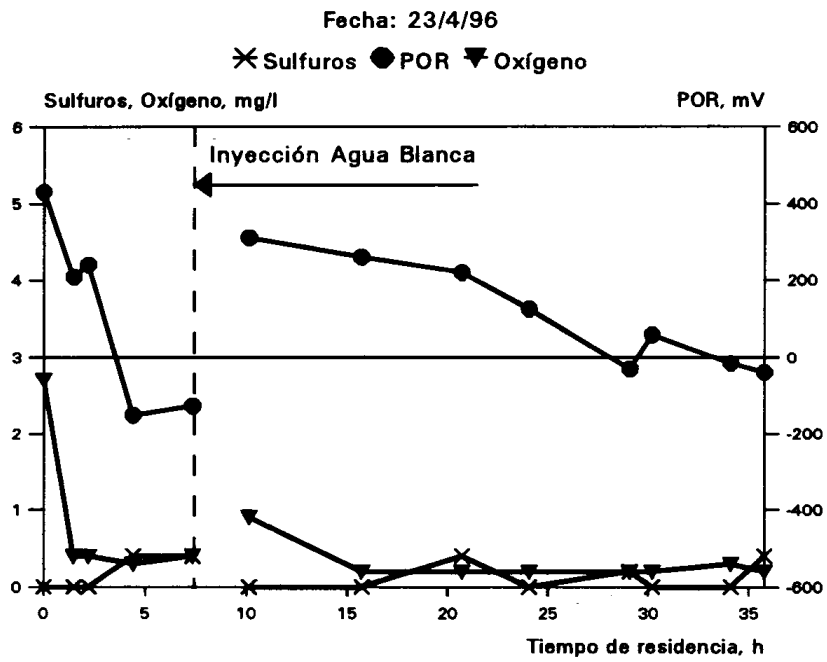


Figura 3.55

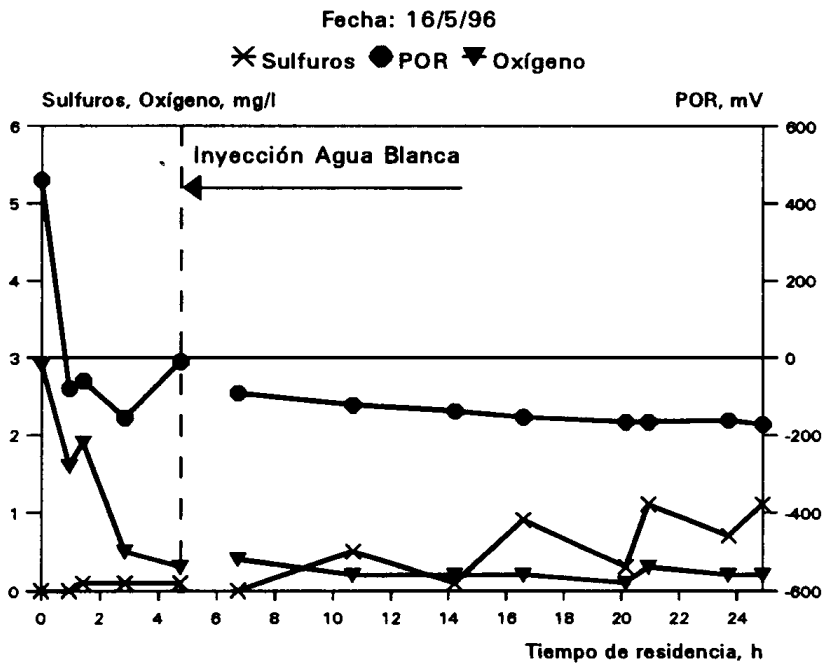


Figura 3.56

Fecha: 23/5/96

✕ Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

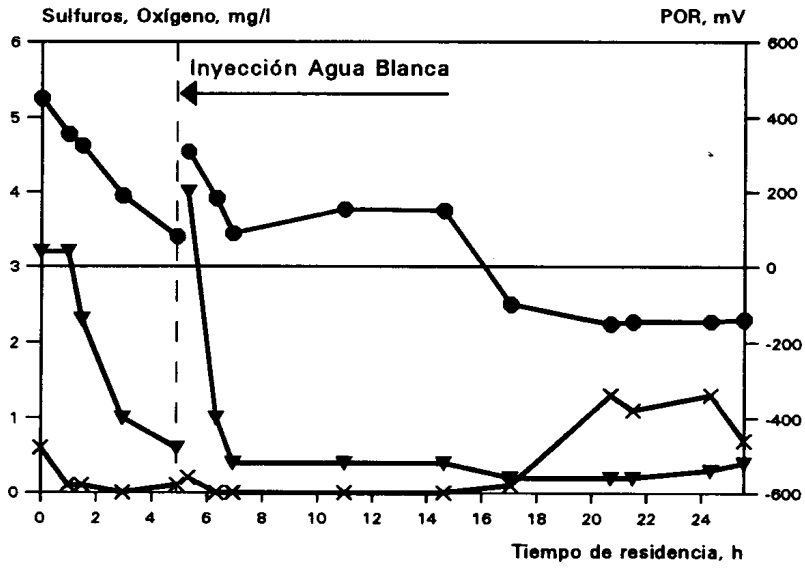


Figura 3.57

Fecha: 12/6/96

✕ Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

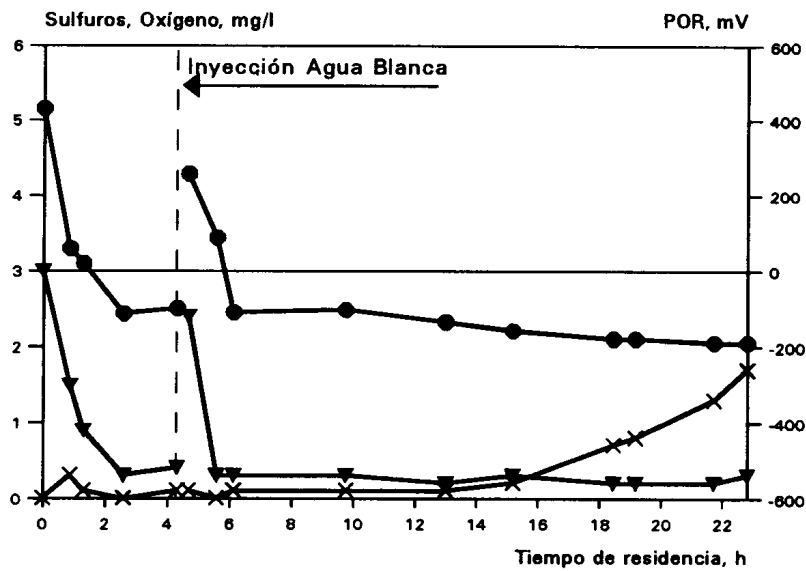


Figura 3.58

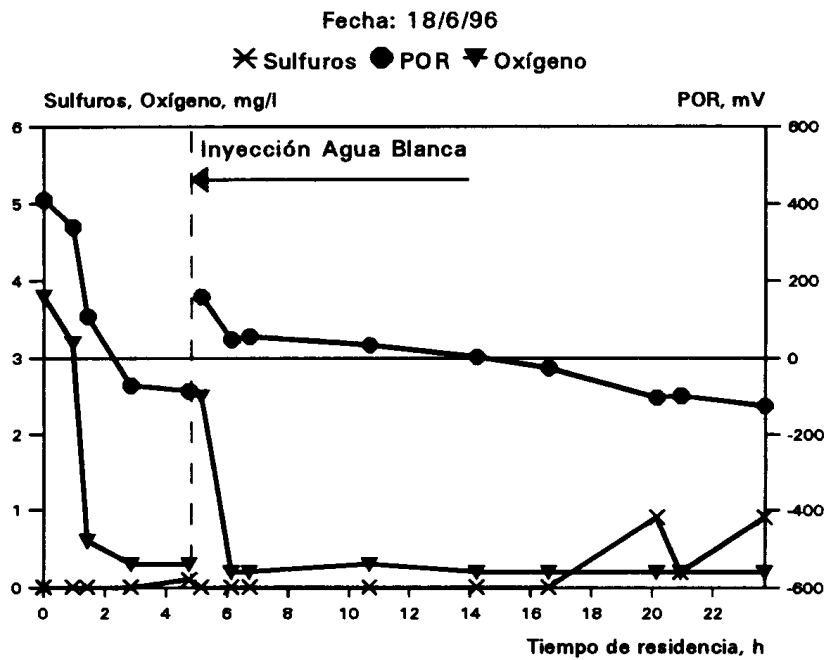


Figura 3.59

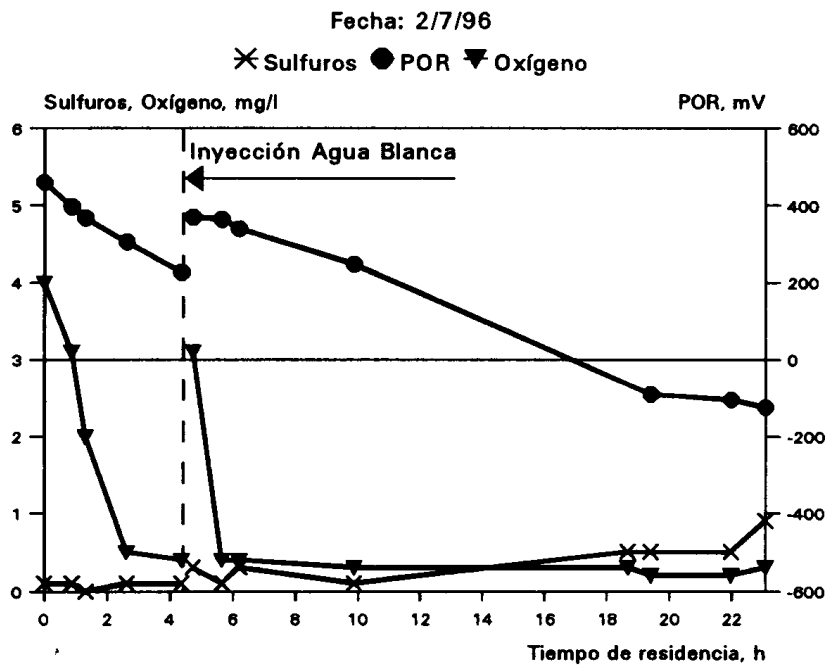


Figura 3.60

Fecha: 16/7/96

× Sulfuros ▼ Oxígeno

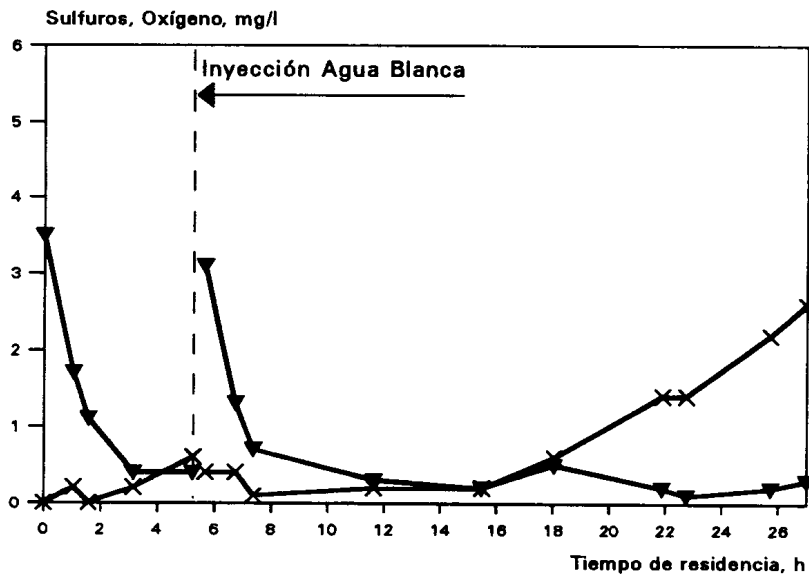


Figura 3.61

Fecha: 18/7/96

× Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

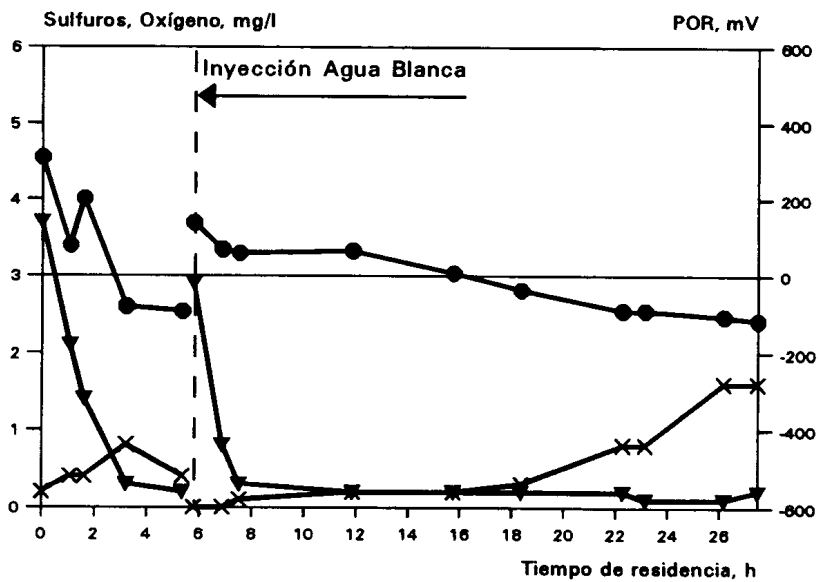


Figura 3.62

Fecha: 22/7/96

✕ Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

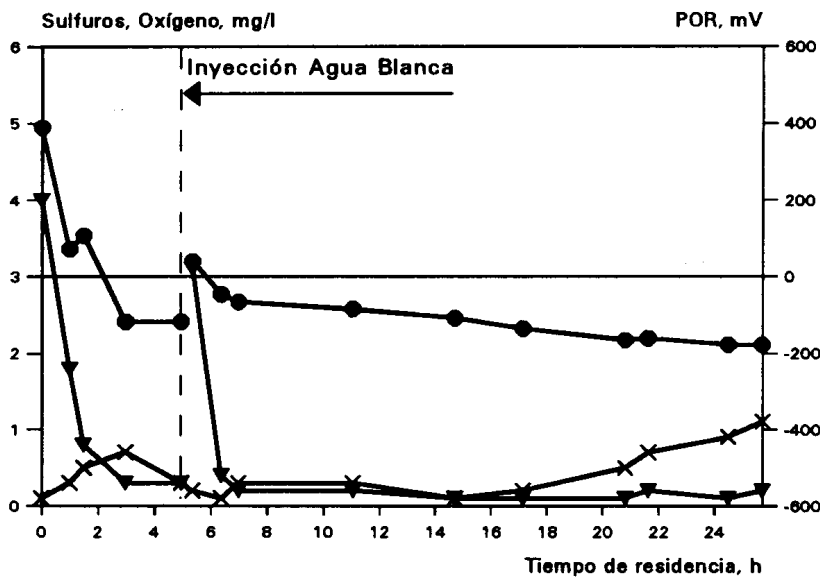


Figura 3.63

Fecha: 8/10/96

✕ Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

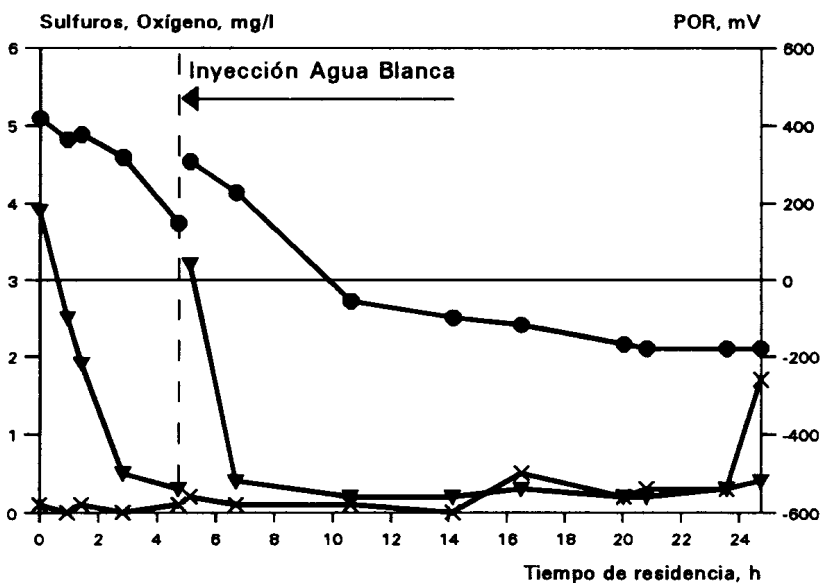


Figura 3.64

Fecha: 20/2/97

× Sulfuros ● POR ▼ Oxígeno

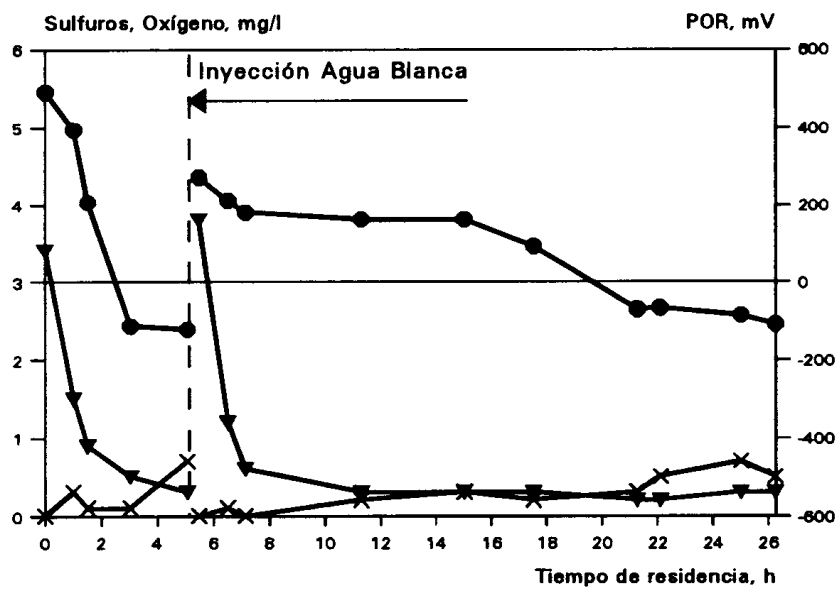


Figura 3.65

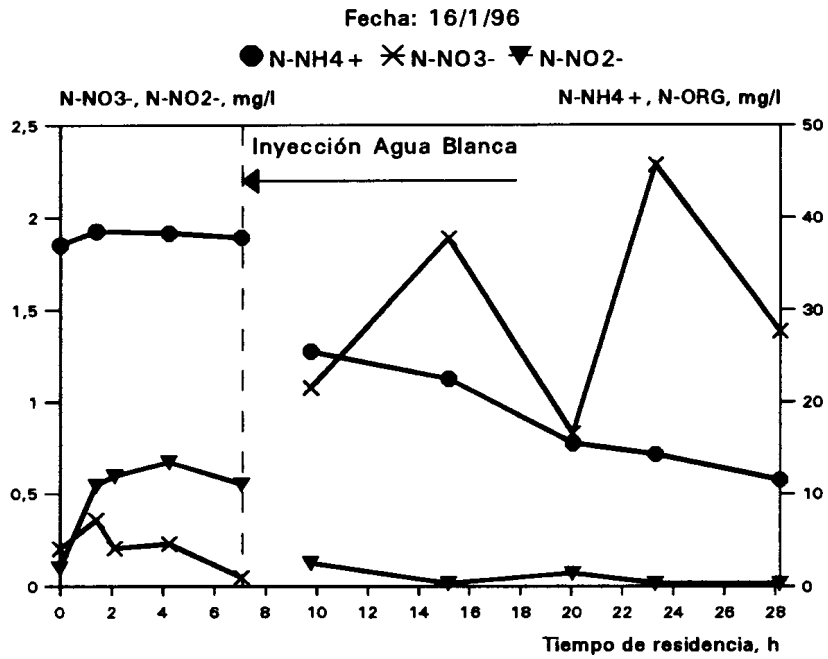


Figura 3.66

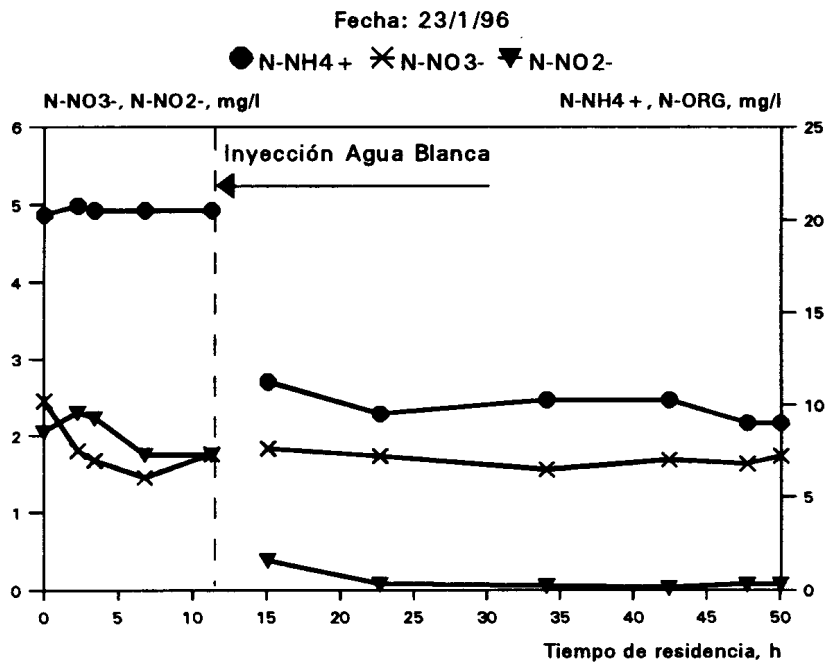


Figura 3.67

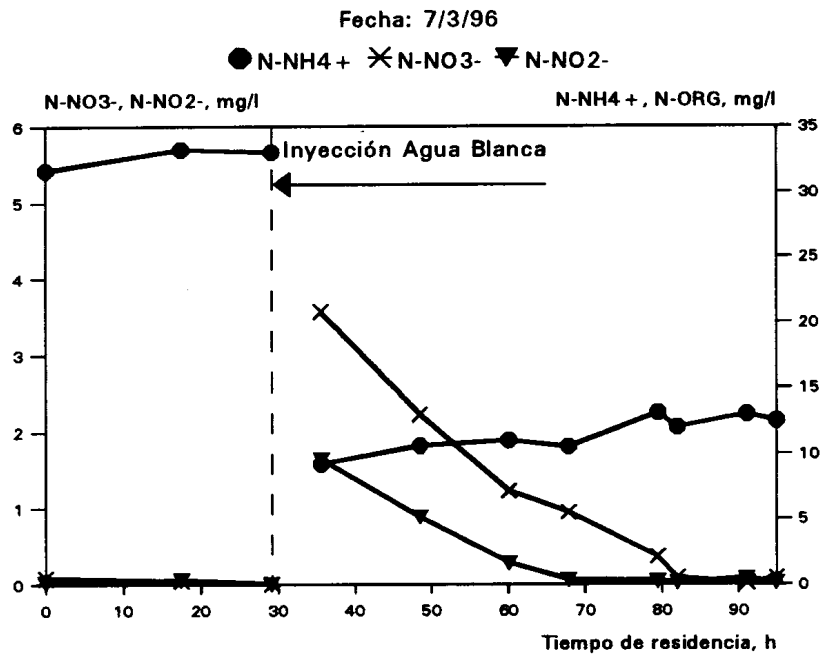


Figura 3.68

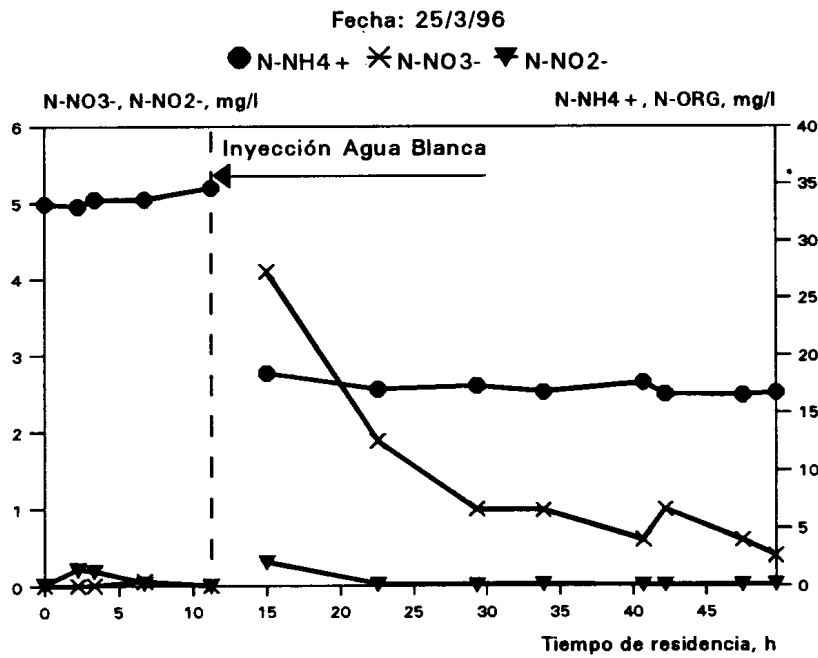


Figura 3.69

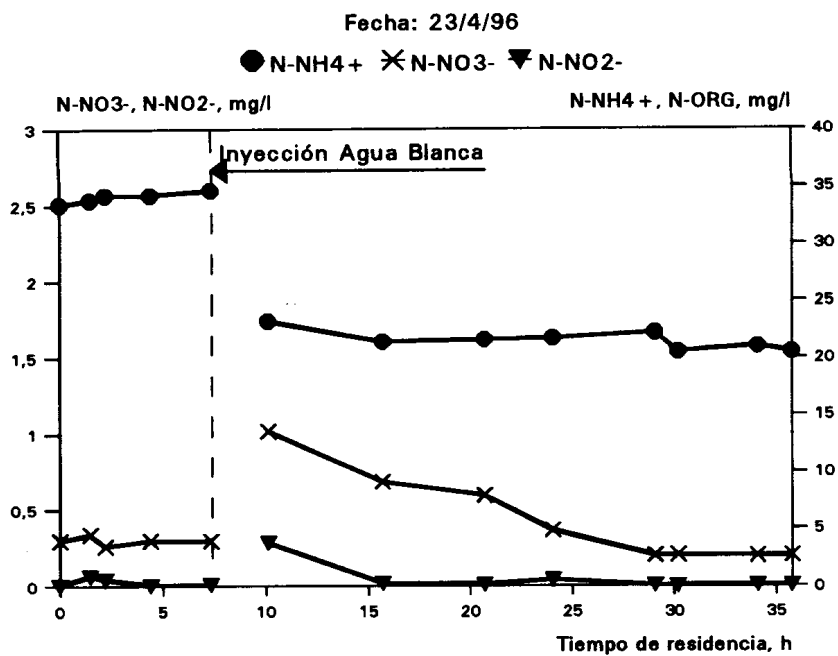


Figura 3.70

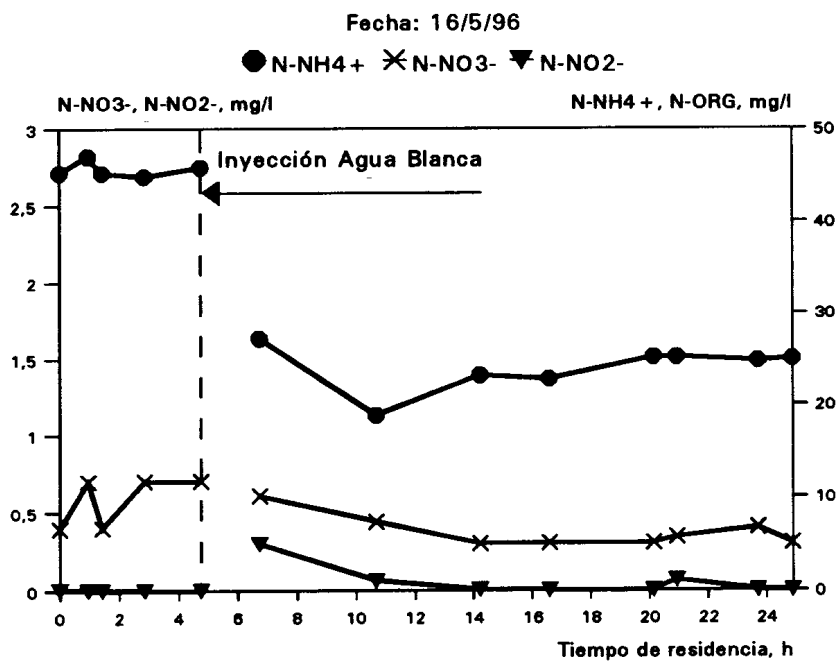


Figura 3.71

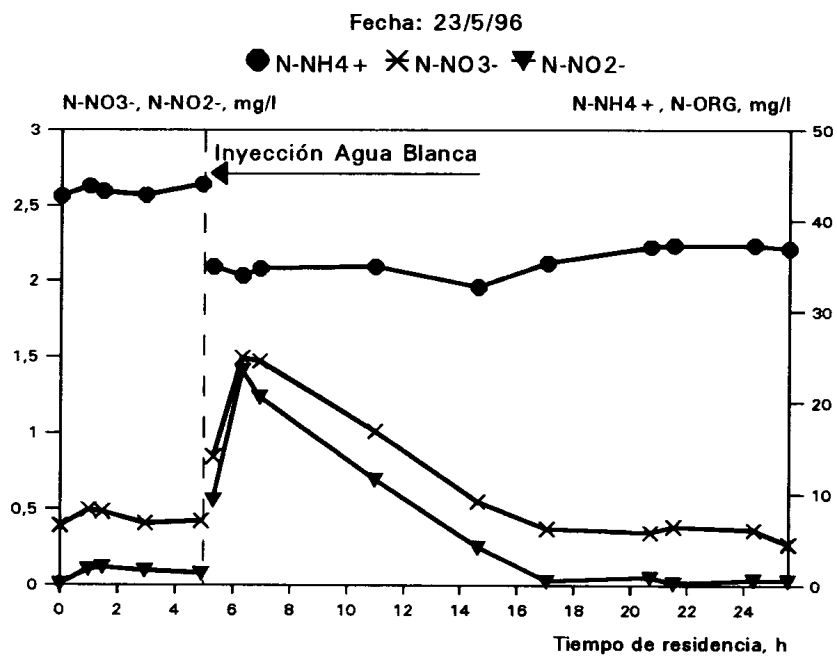


Figura 3.72

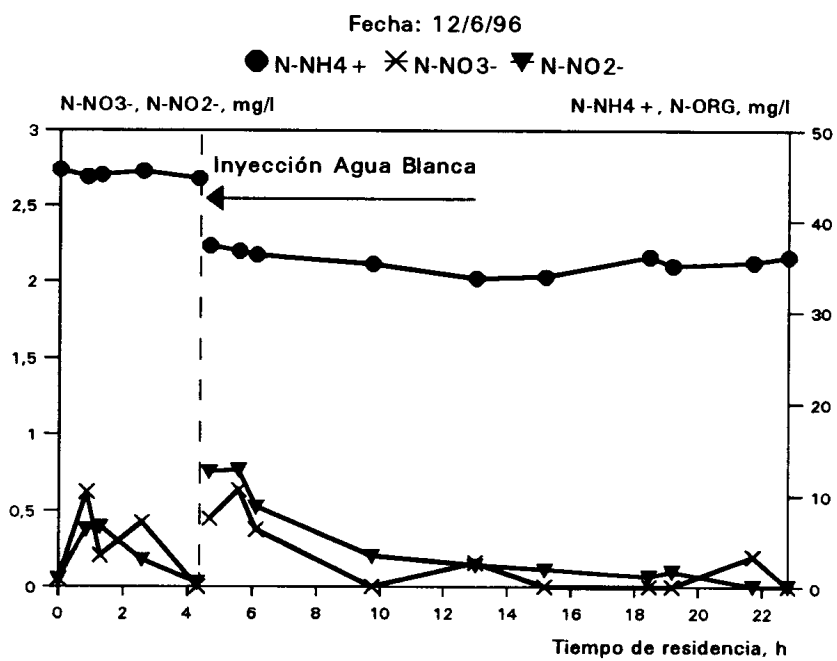


Figura 3.73

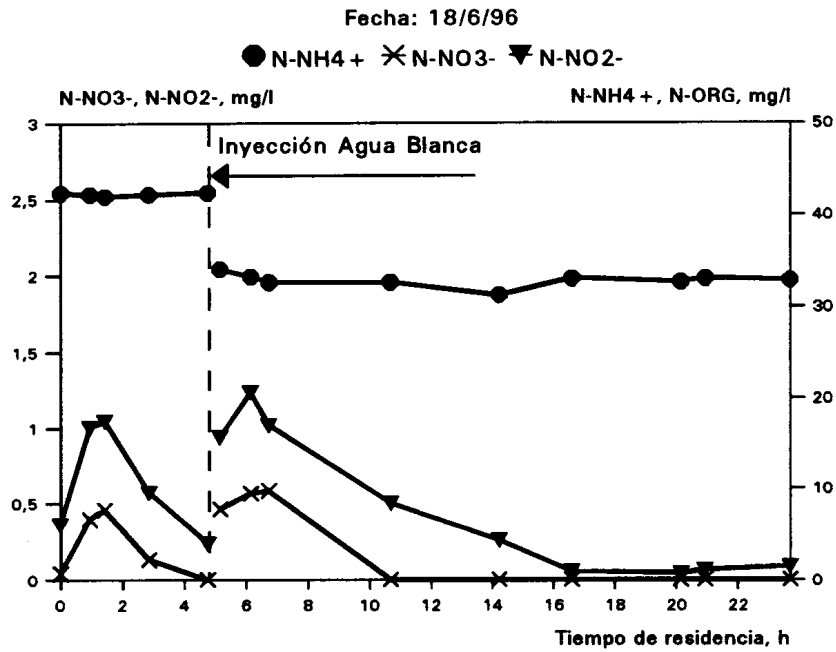


Figura 3.74

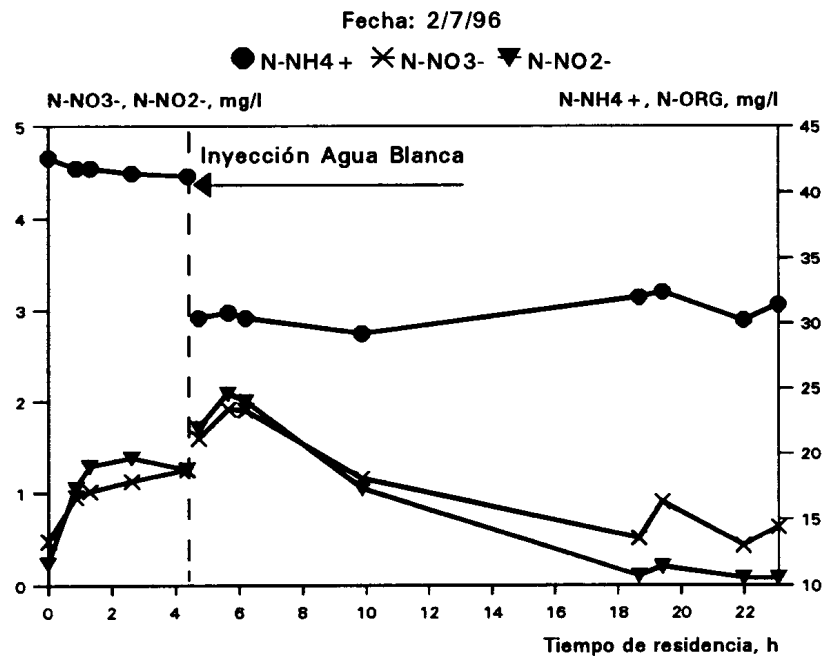


Figura 3.75

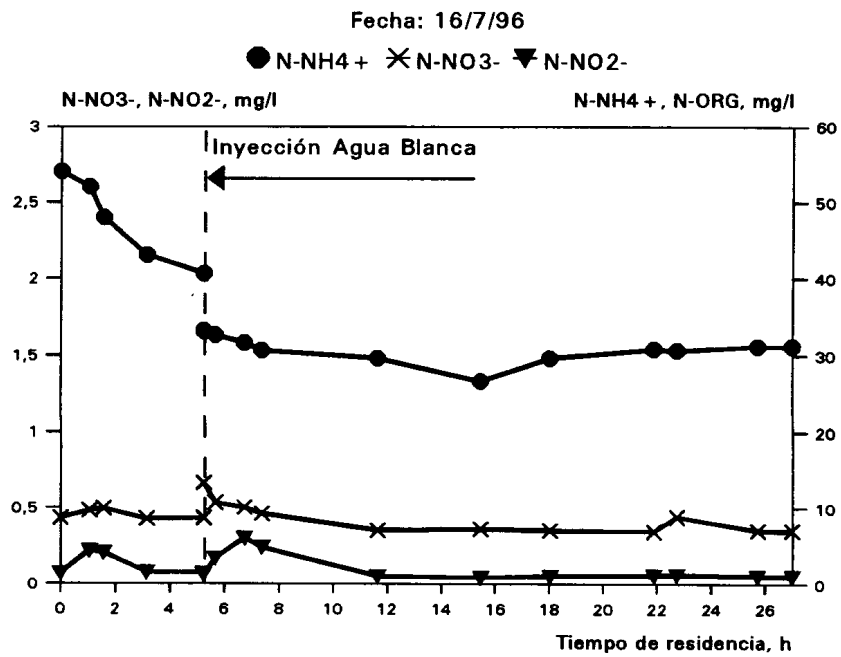


Figura 3.76

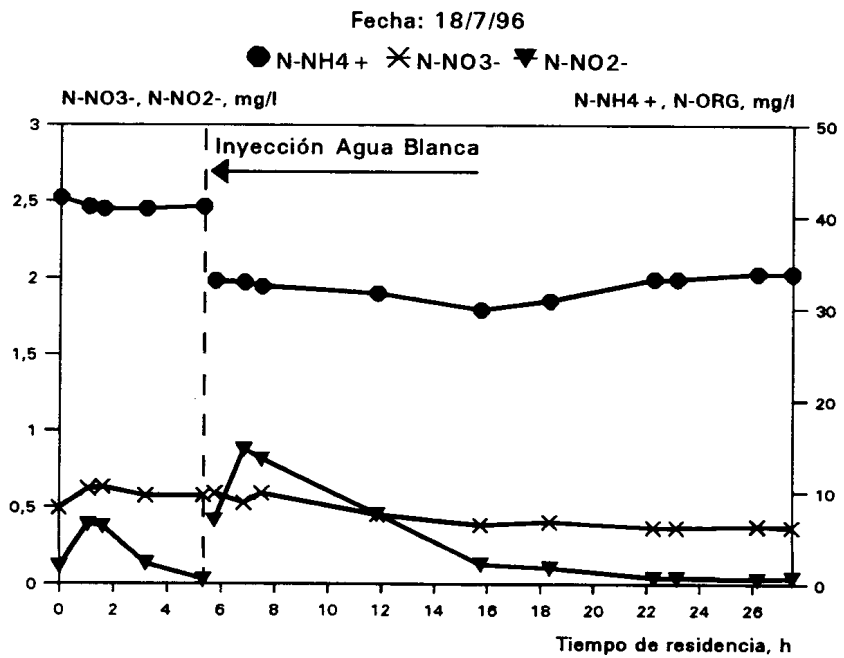


Figura 3.77

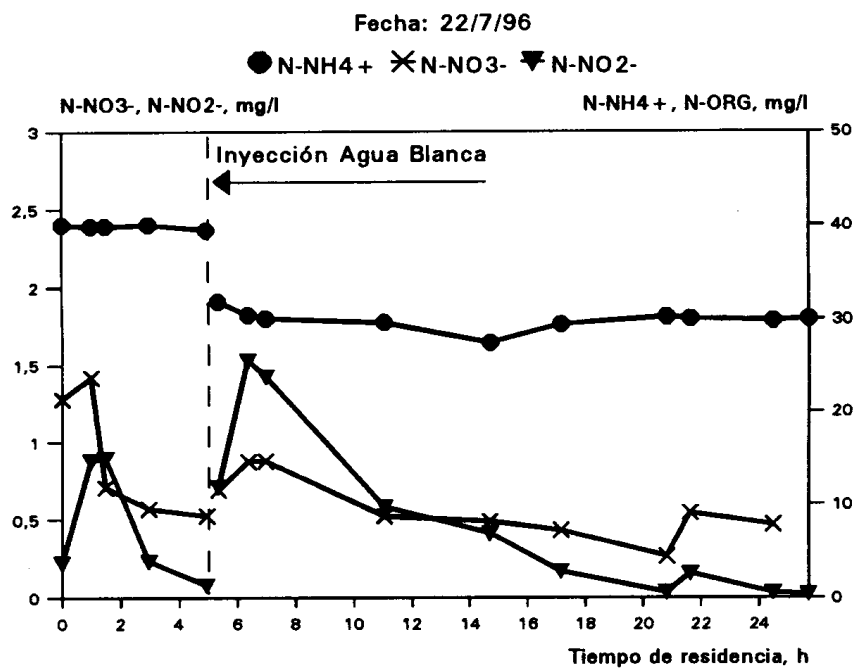


Figura 3.78

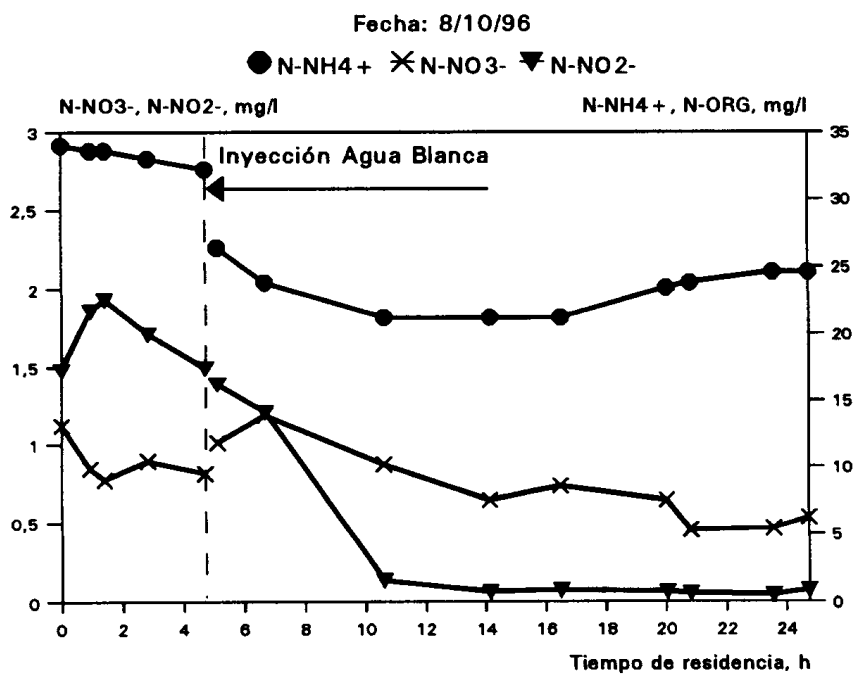


Figura 3.79

Fecha: 20/2/97

● N-NH₄⁺ × N-NO₃⁻ ▼ N-NO₂⁻

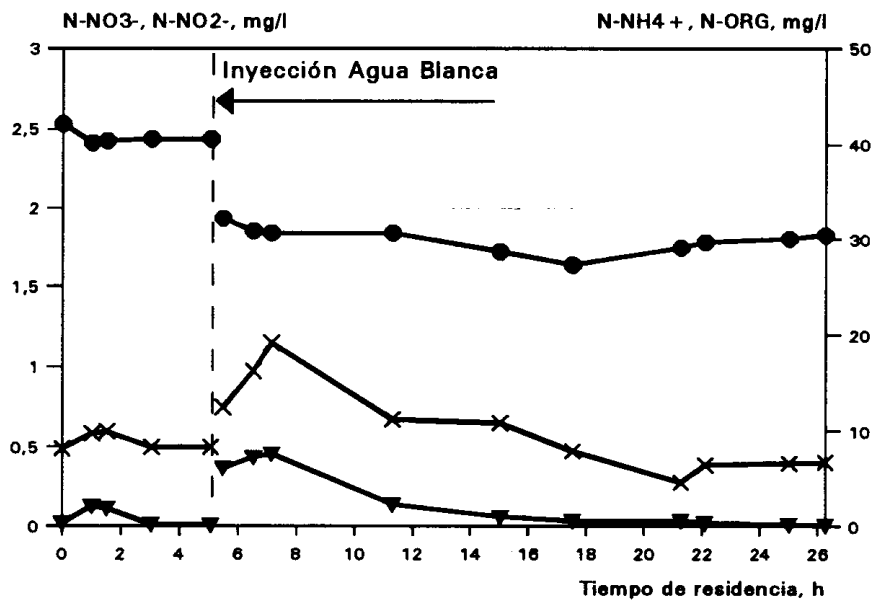


Figura 3.80

4. DISCUSION E INTERPRETACION

4. DISCUSION E INTERPRETACION

4.1 Película biológica

Los cambios bioquímicos que experimenta el agua depurada durante su transporte, por tubería cerrada y llena, están asociados con la película biológica desarrollada en la superficie interna de la conducción. Por tanto, para comprender mejor los mecanismos de las transformaciones que tienen lugar en la conducción de transporte parece conveniente y necesario estudiar las características de la película biológica mencionada.

Los puntos de muestreo, el método utilizado y el tratamiento de las muestras de película biológica ya fue descrito en la Técnica Experimental de esta Memoria.

La observación visual de la superficie interna de la conducción, en diferentes puntos de muestreo, mostró la existencia de una película homogénea, de aspecto gelatinoso, de color gris-marrón, con un espesor aproximado comprendido entre 3 y 8 mm, dependiendo del punto de muestreo. En las siguientes fotografías se puede apreciar

el aspecto de la película biológica.



Detalle de la película biológica del interior de la conducción



Detalle de la película biológica del interior de la conducción

A las muestras de película tomadas de acuerdo con la metodología ya mencionada se le realizaron una serie de ensayos conducentes a establecer algunas de sus características básicas, cuyos resultados se presentan en las Tablas 3.1-3.6 (apartado 3.1). De estos datos se pueden deducir las siguientes consideraciones:

Relación materia orgánica/materia mineral

- Teniendo en cuenta que los sólidos volátiles están asociados a la materia orgánica, las muestras procedentes del fondo presentan menor contenido de materia orgánica respecto a la mineral que las tomadas en los laterales y en la corona. En esta última, la película está constituida fundamentalmente por materia orgánica (>80% peso).

- En la conducción de impulsión no se observaron diferencias apreciables entre la tubería original y la nueva, en lo que respecta a la relación materia orgánica/materia mineral.

- En los laterales y coronación no se acusan cambios importantes, en lo que respecta a la relación materia orgánica/materia mineral, en los distintos puntos a lo largo de la tubería.

- Los valores más bajos de materia orgánica, respecto a la mineral, encontrados en la película del fondo de la conducción, podrían atribuirse a la sedimentación de la materia en suspensión más densa que transporta el agua, probablemente formada por materia mineral (arenillas).

Coliformes y estreptococos

- Las muestras de película biológica analizadas muestran la presencia de coliformes fecales y estreptococos. No se observan variaciones importantes del orden de magnitud entre las muestras del fondo, lateral y corona, para un mismo punto. Sin embargo, se observa una cierta tendencia a disminuir el orden de magnitud a lo largo del recorrido del agua en la tubería.

Clostridium sulfito-reductoras

- Las muestras de película tomadas en la tubería de impulsión y en la tubería de transporte contenían bacterias sulfito-reductoras en cantidades apreciables (del orden de $10^5/g$), sin que se hayan observado diferencias sensibles entre fondo, lateral y corona, ni a lo largo de la conducción.

La presencia de estas bacterias confirma la formación de sulfuros a partir de sulfitos en la película biológica.

Por otra parte, la presencia de bacterias sulfato-reductoras en el seno del agua depurada transportada, como ha podido constatarse en varias ocasiones en el laboratorio, indica un proceso de reducción biológica de sulfatos en el seno del agua.

Influencia de la presencia de la película biológica sobre la circulación del fluido

El estudio del flujo de un fluido en las proximidades de una película biológica es difícil debido a su naturaleza viscoelástica (Lewandowski y Stoodley, 1995). Es por ello que todavía se sabe poco sobre la influencia de la película biológica sobre el flujo del líquido en sus proximidades. Sin embargo, sí se sabe que su presencia afecta a la hidrodinámica de la conducción, pudiendo aumentar o disminuir la fricción dependiendo de la cantidad de película acumulada (Lewandowski *et al.*, 1995).

Estudios realizados por Picologlou *et al.* (1980) apuntaron un aumento considerable de la fricción después de que la película biológica alcanzara un espesor aproximadamente igual al espesor de la capa límite hidrodinámica para una superficie lisa. Posteriores estudios realizados por Lewandowski y Stoodley (1995) en laboratorio indicaron que la presencia de película biológica disminuía la fricción de la conducción en estudio, aunque los experimentos fueron realizados sólo en régimen laminar. Dichos resultados indicaban que para bajas velocidades de flujo la formación de película biológica hacía más lisa la superficie de la conducción (Lewandowski *et al.*, 1995; Lewandowski y Stoodley, 1995). También afecta a la caída de presión sólo después de que la velocidad de flujo supere un valor crítico, que en las condiciones experimentales del estudio de Lewandowski *et al.* (1995) fue de 0,6 m/s.

Si bien en nuestro caso la velocidad de circulación del agua depurada en la conducción suele estar comprendida entre 0,4 y 0,7 m/s, puesto que el régimen de circulación es turbulento, puede que no sea aplicable la observación realizada por Lewandowski *et al.* (1995)

Influencia de la película biológica sobre la transformación bioquímica del agua depurada

En general se estima que la concentración de biomasa en las películas biológicas está comprendida entre 10 y 60 kg de SSV/m³ (Henze *et al.*, 1995). La concentración suele sobrepasar los 30-40 kg SSV/m³ cuando la película tiene un espesor superior a 1 mm (Zhang y Bishop, 1994). Tomando un valor aproximado de 40 kg/m³, que es el más abundante en la bibliografía (Zhang y Bishop, 1994; Henze *et al.*, 1995), y un valor medio de la película biológica en la conducción de transporte de 3 mm (siendo conservativos, ya que se ha visto que en varios puntos el espesor es mayor), se llega a la conclusión de que el contenido de biomasa medida es de 800 g de SSV/m³ de fluido. Sin embargo, el agua residual depurada, transportada en contacto con la película fijada en la superficie de la conducción, suele contener unos 5-15 g SSV/m³.

El que en la película biológica existan del orden de 100 veces más bacterias que en el seno del agua residual determinará en gran medida los fenómenos que tendrán lugar durante el transporte del agua residual depurada, como puedan ser la generación de sulfuro, nitrificación y desnitrificación.

4.2 Condiciones sépticas durante el transporte del agua residual depurada

Se considera que un agua es séptica cuando presenta condiciones anaerobias. Si en el agua residual no existe oxígeno disuelto (OD) pero contiene otros aceptores de electrones, tales como el nitrógeno en forma oxidada (nitrato y nitrito) que pueden ser utilizadas por las bacterias heterótrofas como fuente de oxígeno, se dice que se tienen condiciones anóxicas.

La septicidad de un agua residual depende de su carácter reductor (Tech. Stand. Committee, 1989; Lefevre *et al.*, 1993; Lie y Welandar, 1994; Boon, 1995), de forma que la anaerobiosis aparece a valores de potencial de óxido-reducción (POR) del orden de (0, +50) mV. La variación del POR con el tiempo da cuenta de la progresión de las reacciones biológicas en el agua residual. La medida del POR es de utilidad en el estudio de los fenómenos de nitrificación y desnitrificación (Lefevre *et al.*, 1993) y en la generación de sulfuro (Boon, 1995), ya que cuando la concentración de oxígeno es muy baja, las condiciones pueden pasar de anóxicas a anaerobias muy rápidamente.

La película biológica adherida a la superficie interna de la conducción de transporte de agua depurada es la responsable de la mayoría de las reacciones bioquímicas que se producen durante el recorrido del agua. En esta película el POR ha de ser más negativo que en el seno del agua transportada, lugar donde se realiza la medida experimental. Por tanto, en ciertas ocasiones es posible que una medida del POR en el seno del agua refleje valores que no se corresponden exactamente con las condiciones a las que se están produciendo las reacciones en la película biológica (Mosey, 1985).

En las Figuras 3.1-3.20 (apartado 3.2) se aprecia como el OD desaparece en los

primeros kilómetros de recorrido, de forma que a partir de unas 5-10 horas de tiempo de residencia la concentración de OD en el medio es inferior a 0,5 mg/l. El consumo del OD se atribuye a la acción de las bacterias heterótrofas responsables de procesos de oxidación de la materia orgánica y de las bacterias autótrofas responsables de la nitrificación (Henze *et al.*, 1995).

En las Figuras 3.1-3.20 se puede observar como la ausencia de OD y la aparición de POR negativos no se produce siempre de manera simultánea. En las Figuras 3.3 y 3.4 (29/11/94 y 19/12/94) se aprecia como en el momento en que ha desaparecido el OD, el POR todavía se mantiene positivo. Por otra parte, en las Figuras 3.11 y 3.16 (27/4/95 y 22/6/95) se observa como el POR alcanza valores negativos aproximadamente al mismo tiempo que el OD desaparece.

En las Figuras 4.1-4.4 se presenta la evolución de los compuestos oxidados de nitrógeno, nitrato y nitrito (N-NO_x^-), junto con el OD y el POR. De acuerdo a datos bibliográficos (Lefevre *et al.*, 1993; Lie y Welander, 1994) se ha considerado que se puede aceptar condiciones de ausencia de OD y N-NO_x^- (nitrógeno en forma de nitrato y nitrito) cuando la concentración de cada uno de estos componentes en el seno del agua es inferior a 0,5 mg/l. Suele considerarse 0,5 mg/l como el valor crítico de concentración de OD en el agua residual para que un proceso aerobio tenga lugar, aunque se considera más aceptable un valor de 1 mg/l (Malik *et al.*, 1995).

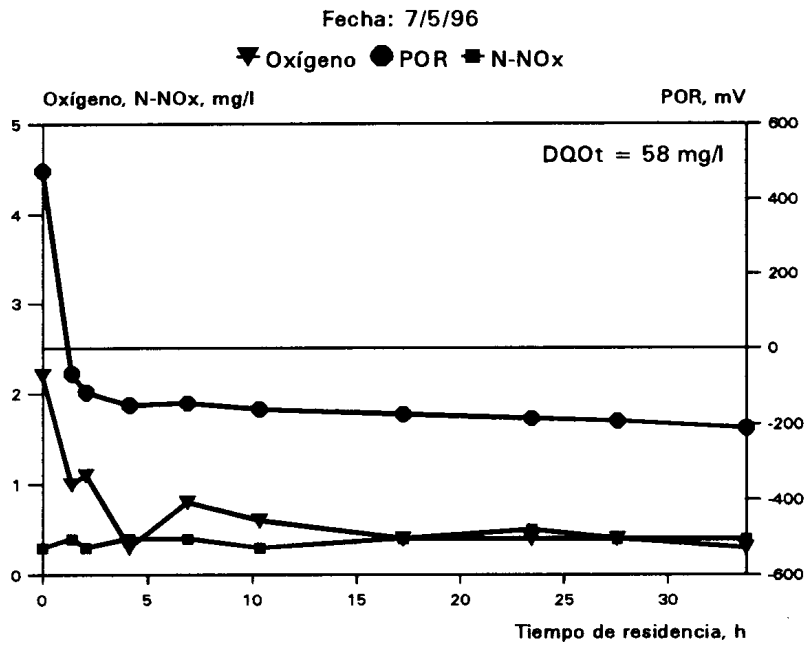


Figura 4.1

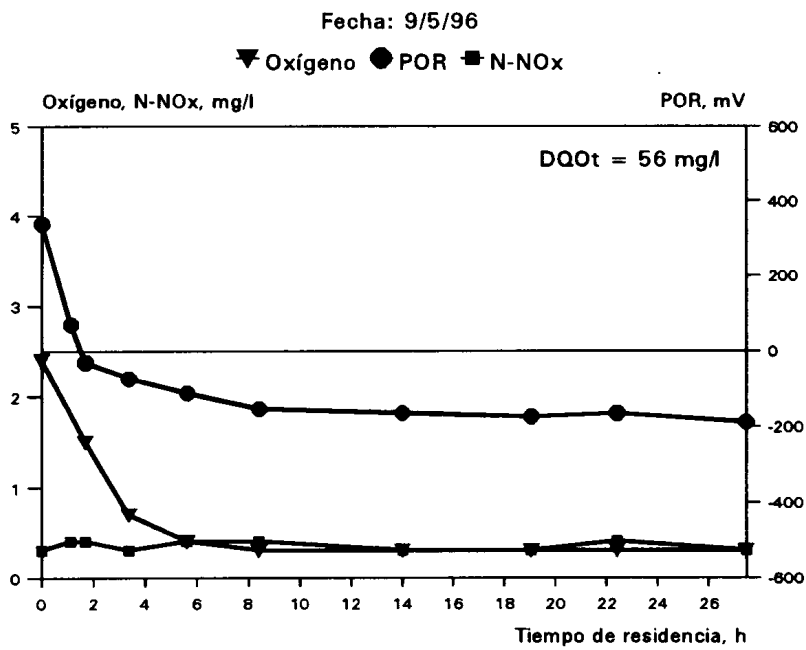


Figura 4.2

Fecha: 13/1/97

▼ Oxígeno ● POR ■ N-NOx

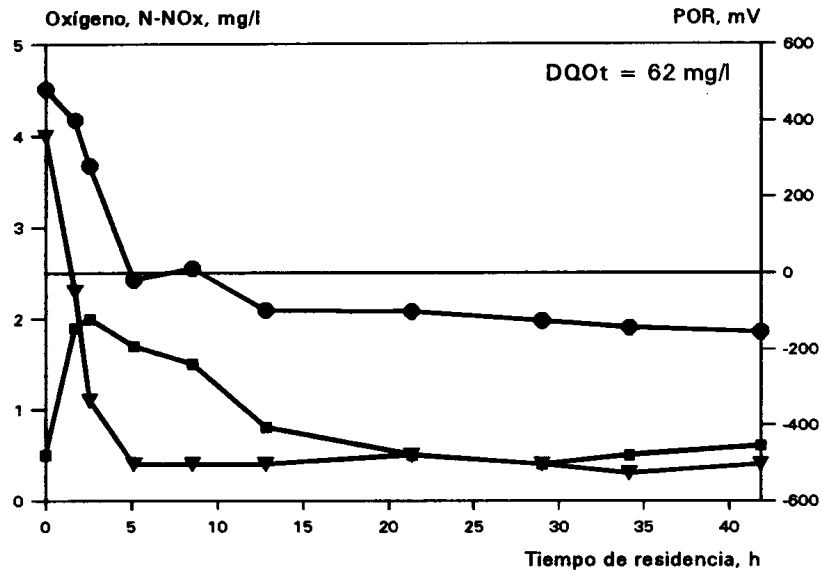


Figura 4.3

Fecha: 16/1/97

▼ Oxígeno ● POR ■ N-NOx

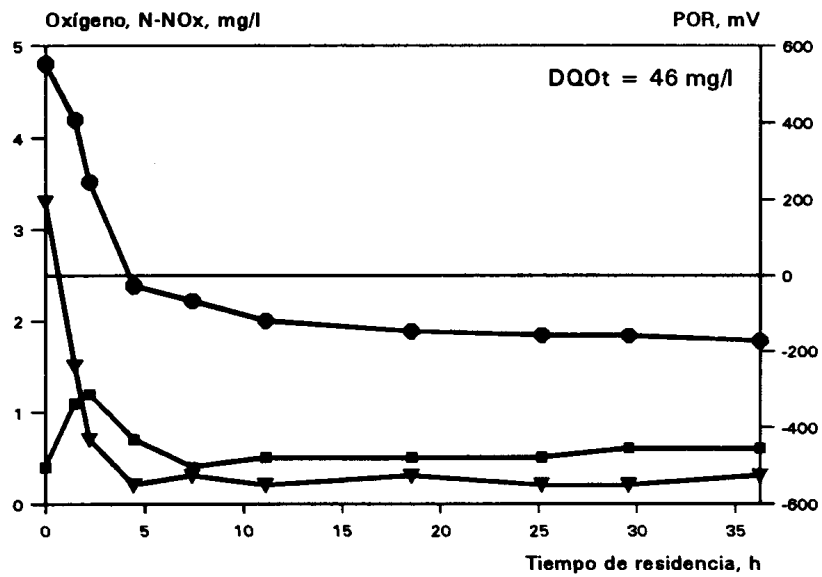


Figura 4.4

Las Figuras 4.1 y 4.2 (7 y 9 de mayo 1996) muestran como en unas 5 horas de tiempo de residencia se alcanzan las condiciones anaerobias, puesto que la concentración de OD y $N\text{-NO}_x^-$ presente en el medio es inferior a 0,5 mg/l. En estos dos días no se ha producido nitrificación en los primeros km de la conducción, con lo que se pasa directamente de la aerobiosis a la anaerobiosis. El POR alcanza valores negativos en el momento en que se alcanzan las condiciones anaerobias (Rodier, 1989). Al no existir nitrógeno en forma oxidada en ninguno de estos dos experimentos, la septicidad del agua residual (medida como POR) depende sólo de la presencia de OD. En las Figuras 4.1 y 4.2 se aprecia el paralelismo existente entre la evolución del POR y la evolución del OD.

En las Figuras 4.3 y 4.4 correspondientes a los días 13 y 16 de enero de 1997 se puede observar como el OD se consume mucho más rápidamente que en los días 7 y 9 de mayo de 1996. Esto se puede atribuir al fenómeno de nitrificación que se produce en estos dos días al comienzo de la conducción. Es decir, al consumo de OD llevado a cabo por las bacterias heterótrofas en los días 13 y 16 de enero de 1996 hay que sumar el de las bacterias autótrofas (nitrificación). Sin embargo, al desaparecer el OD del medio y existir $N\text{-NO}_x^-$, no se tienen condiciones anaerobias sino condiciones anóxicas. Las condiciones anaerobias aparecen a partir del momento en que el nitrógeno en forma oxidada desaparece del medio.

El POR no alcanza valores negativos hasta que la concentración de OD y $N\text{-NO}_x^-$ es inferior a 0,5 mg/l. En ausencia de OD la septicidad del agua residual (medida como POR) depende de la presencia de $N\text{-NO}_x^-$. El descenso de $N\text{-NO}_x^-$ y POR se produce de forma más o menos paralela. En estos dos experimentos (13 y 16 enero 1997) se observa claramente la existencia de tres zonas: aerobia al comienzo de la

conducción, caracterizado por valores de POR positivos; anóxica cuando se ha consumido el OD pero existe nitrógeno en forma oxidada en el medio, también caracterizado por POR positivo; anaerobia, caracterizada por POR negativo y ausencia tanto de OD como de N-NO_x^- .

Teniendo en cuenta todo lo dicho hasta ahora, de las Figuras 3.1-3.20 (apartado 3.2) correspondientes al transporte del agua residual depurada en el periodo de noviembre de 1994 a junio de 1995 se puede deducir que el desplazamiento entre la aparición de valores de POR negativos (anaerobiosis) y la desaparición del OD, que se aprecia en algunos experimentos (Figuras 3.3 y 3.4, 29/11/94 y 19/12/94) debe corresponder a la existencia de una zona anóxica atribuible a la presencia de nitrógeno en forma oxidada en el medio. De la misma forma, aquellos experimentos en los que el POR alcanza valores negativos simultáneamente a la desaparición del OD (Figuras 3.11 y 3.16, 27/4/95 y 22/6/95) deberán estar caracterizados por la ausencia de N-NO_x^- en el medio, ya que es en esta situación en la que se pasa directamente de condiciones aerobias a anaerobias.

El descenso que experimenta el POR es muy drástico en las primeras horas de circulación, donde se produce el consumo de OD y la aparición de condiciones anóxicas o anaerobias. En este tramo el POR desciende exponencialmente, de forma que puede pasar de +400 mV a -100 en unas 5 horas de circulación. Una vez alcanzadas las condiciones anaerobias, el descenso del POR se hace mucho más lento, de tal forma que no suele descender más de 100 mV en las siguientes 20-30 horas de circulación.

El valor del POR medido en el seno del agua transportada que se alcanza al final de la conducción, o lo que es lo mismo, el grado de anaerobiosis que se tiene al final de la conducción suele estar comprendido entre -150 y -200 mV. La mayor parte de la circulación del agua residual tiene lugar en condiciones anaerobias. El OD se consume

muy rápidamente al tratarse de una conducción cerrada y no ser posible la reaireación. También, al no haber $N-NO_x^-$ en el medio, por lo general se pasa de condiciones aerobias directamente a condiciones anaerobias. Generalmente, a partir del km 10 de la conducción de transporte se tienen condiciones anaerobias. Esto significa más de 50 km de transporte anaerobio del agua residual depurada. La anaerobiosis tiene consecuencias negativas sobre el transporte del agua residual, pues en estas condiciones se producen fenómenos tan perniciosos como puede ser la generación de sulfuro.

Se ha relacionado el grado de anaerobiosis que se alcanza al final de la conducción con la concentración de materia orgánica del medio. El resultado se puede ver en la Figura 4.5, en la que se ha representado la concentración de materia orgánica y el POR alcanzado en los dos últimos puntos de la conducción. Dado que el POR da una idea de la capacidad del agua residual de reaccionar biológicamente, parece lógico pensar que la capacidad reactiva de la biomasa presente en el agua residual dependerá del aporte de sustrato (materia orgánica) a la película biológica. En la figura se puede observar como cuanto mayor es el contenido de materia orgánica del agua residual más reductor se hace el medio.

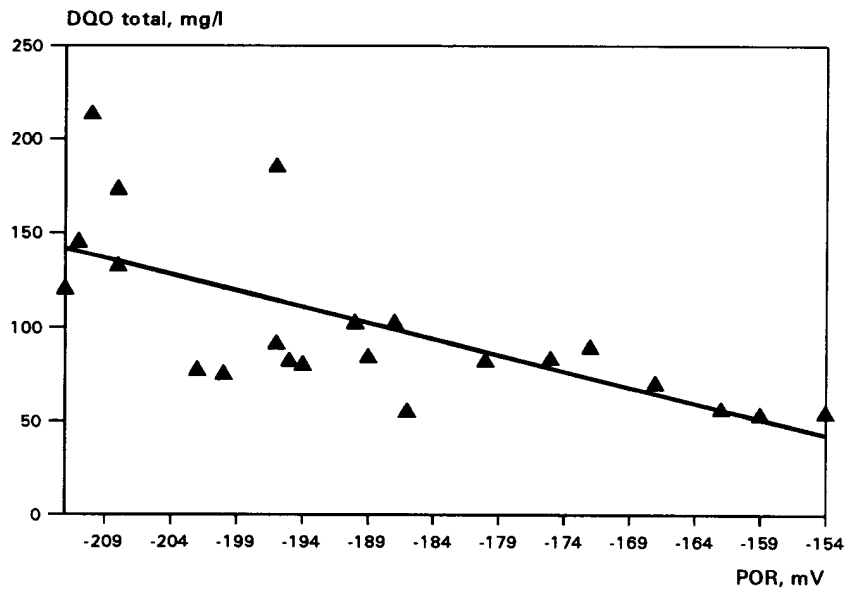


Figura 4.5 DQO total y POR al final de la conducción

4.2.1 Influencia de la Inyección de Agua Blanca en la septicidad del agua residual depurada

En las Figuras 4.6-4.20 se ha representado la evolución del OD, N-NO_x⁻ y POR durante el transporte del agua residual depurada con la introducción de agua blanca en el punto kilométrico 10 de la conducción.

El agua blanca introducida en la conducción de transporte está saturada, y en algunos casos, sobresaturada en OD, lo que constituye un aporte extra de OD al agua residual transportada.

En las figuras se puede ver como tanto el OD como el POR aumentan como consecuencia de la introducción del agua blanca, pasando en la mayoría de los casos de condiciones anaerobias, antes de la inyección, a condiciones aerobias. También se observa en muchos casos la existencia de un proceso de nitrificación seguido de un proceso de desnitrificación.

En estas condiciones, el OD se consume muy rápidamente (a mayor velocidad que en el tramo inicial de la conducción), normalmente en menos de 2 horas. Esto es atribuible a la existencia del proceso de nitrificación demandante de OD. En el tramo inicial de la conducción no suele existir nitrificación, y cuando la hay es de baja intensidad. Por tanto, en el tramo inicial de la conducción el consumo de OD corresponde en su mayor parte a la acción de las bacterias heterótrofas. Tras la inyección del agua blanca, a la contribución de las heterótrofas hay que sumar la de las autótrofas (nitrificantes).

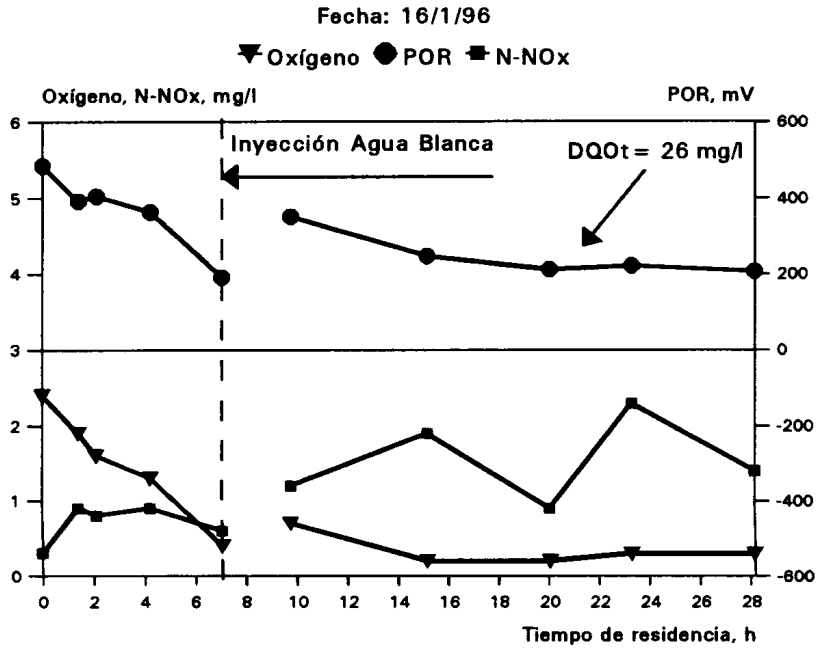


Figura 4.6

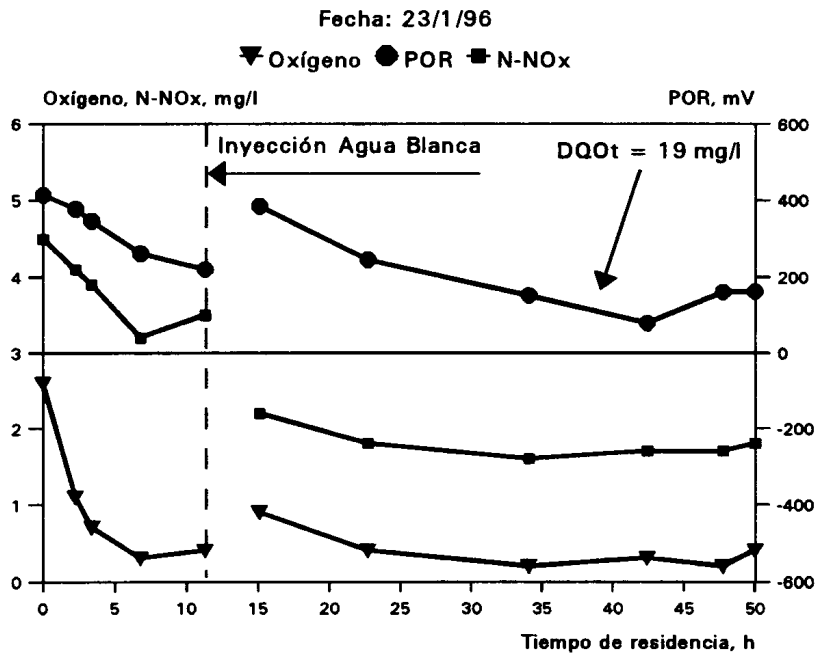


Figura 4.7

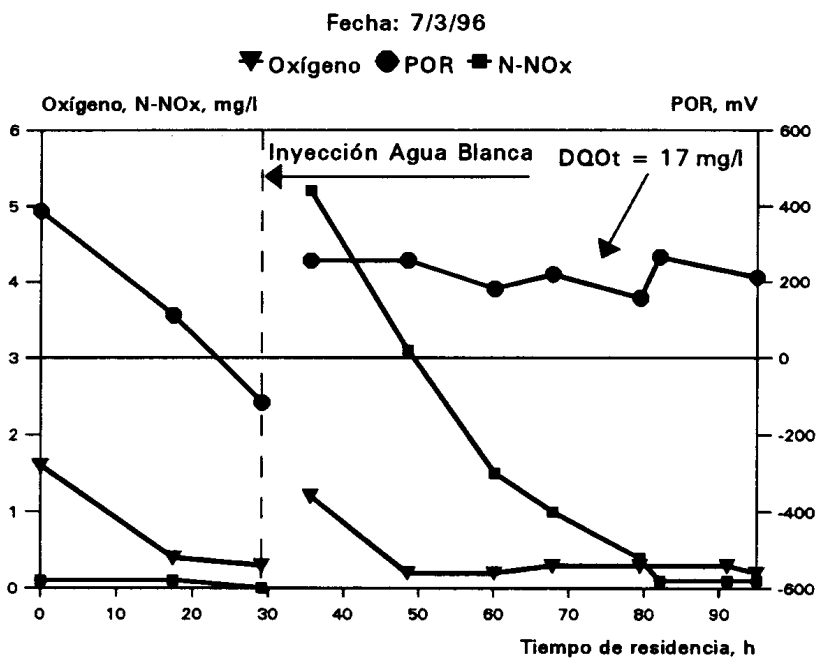


Figura 4.8

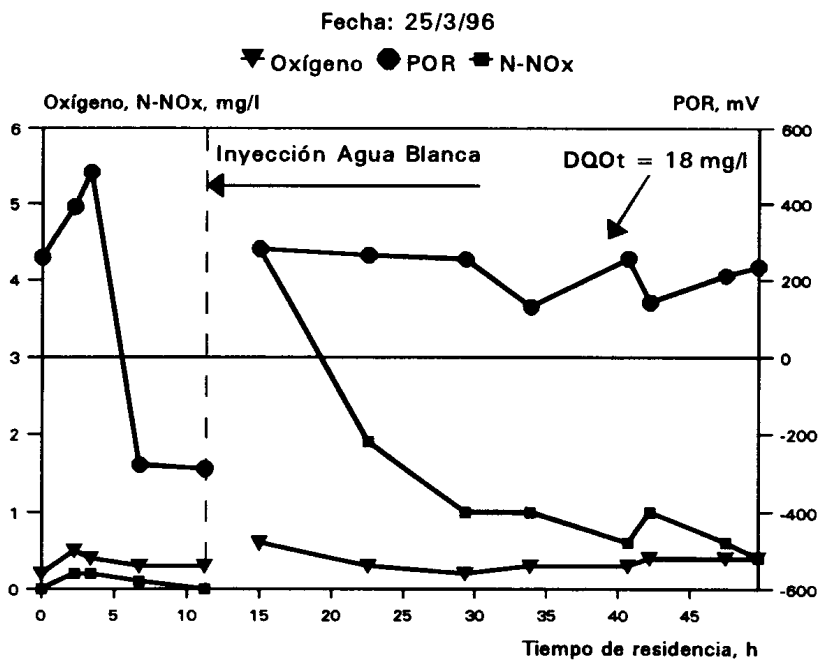


Figura 4.9

Fecha: 23/4/96

▼ Oxígeno ● POR ■ N-NOx

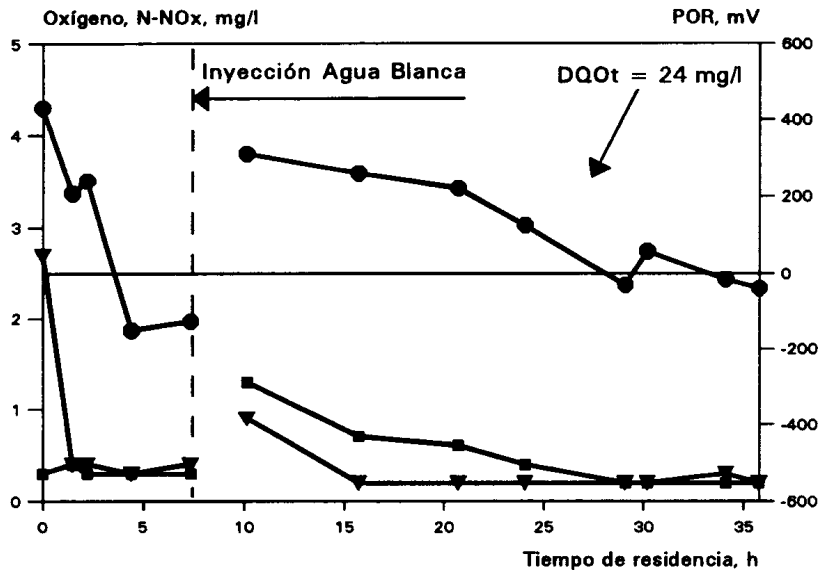


Figura 4.10

Fecha: 16/5/96

▼ Oxígeno ● POR ■ N-NOx

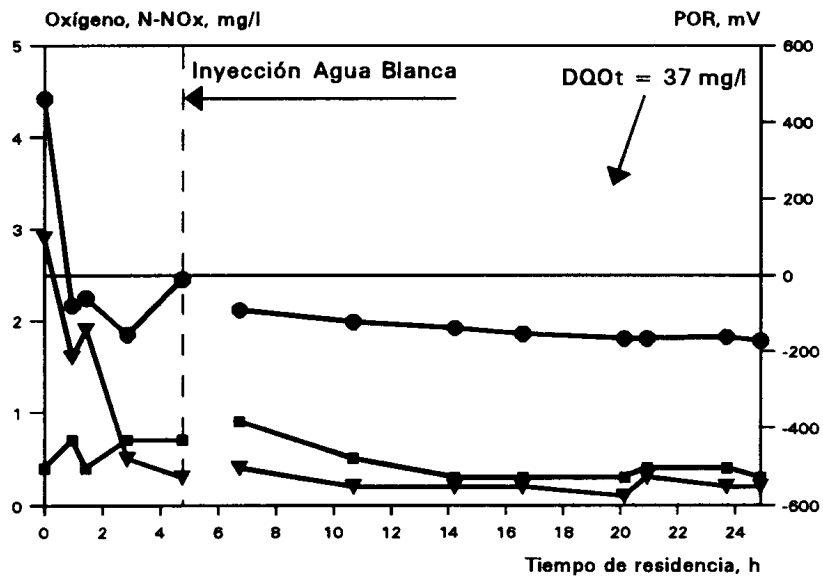


Figura 4.11

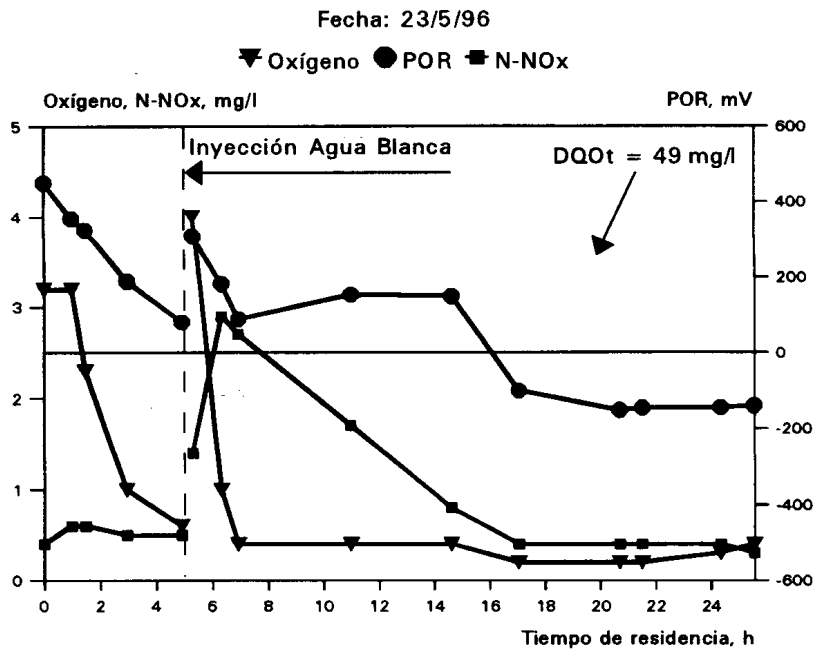


Figura 4.12

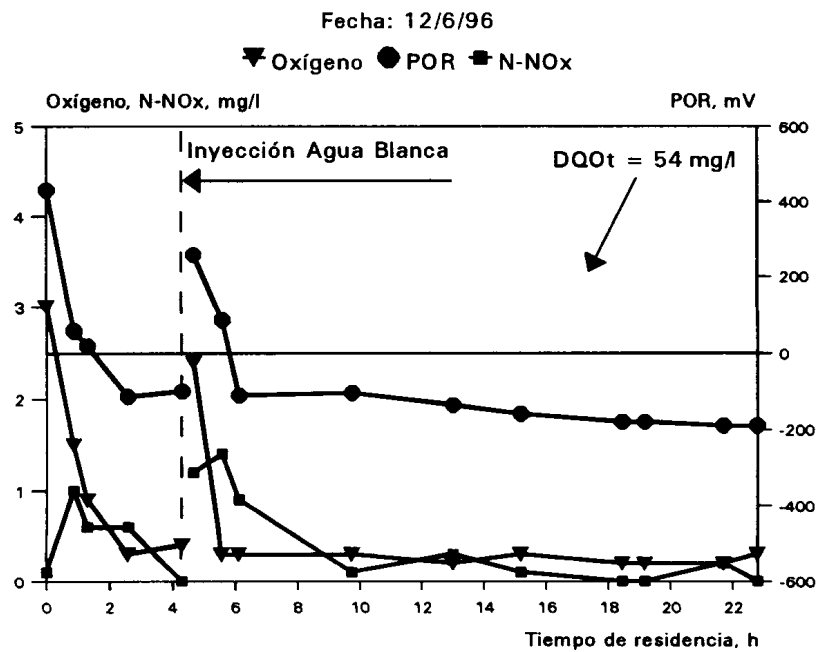


Figura 4.13

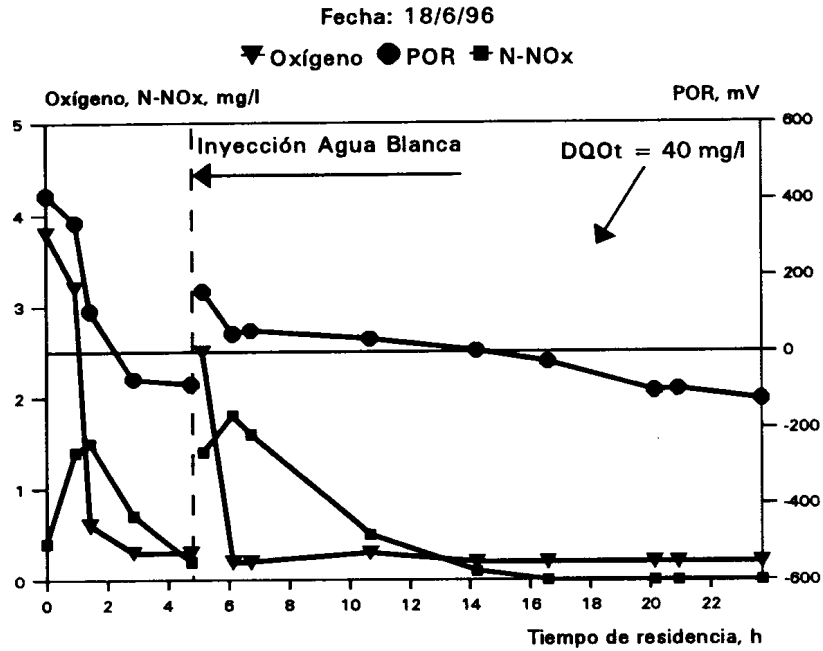


Figura 4.14

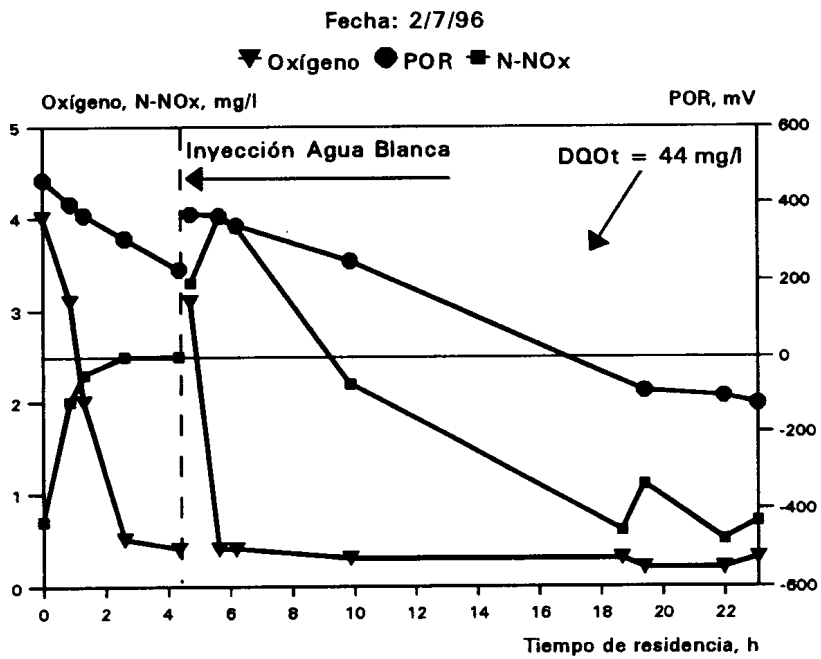


Figura 4.15

Fecha: 16/7/96

▼ Oxígeno ■ N-NOx

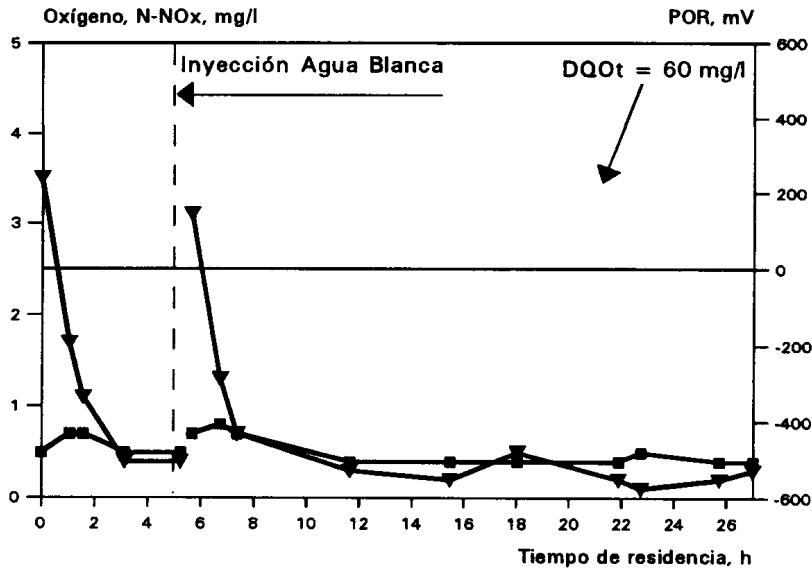


Figura 4.16

Fecha: 18/7/96

▼ Oxígeno ● POR ■ N-NOx

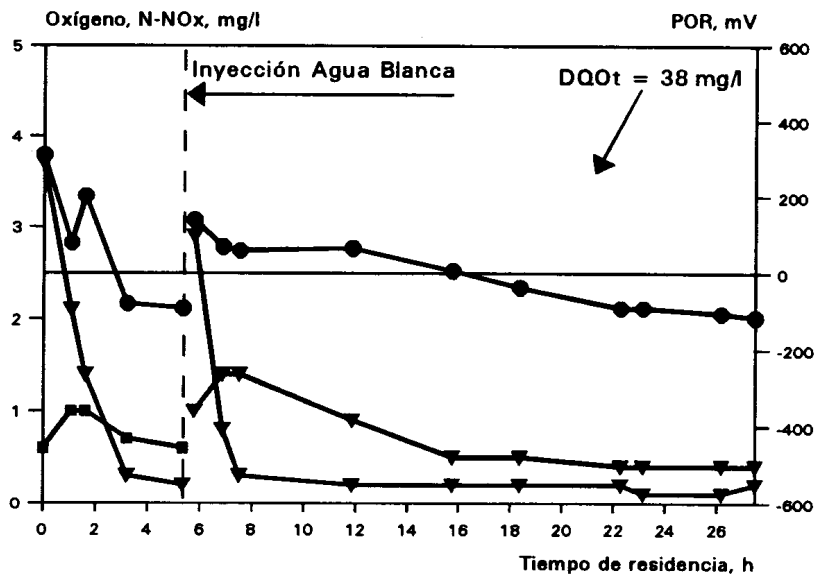


Figura 4.17

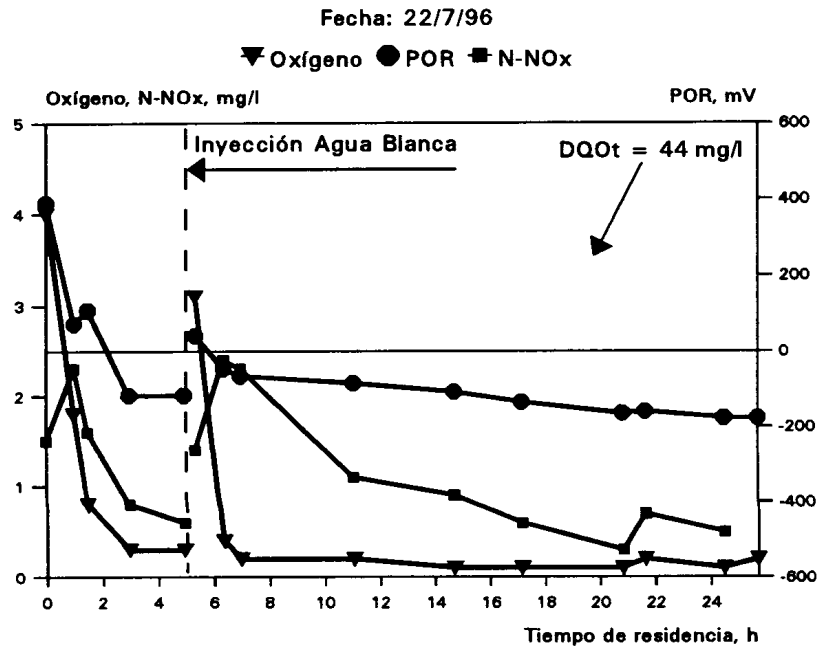


Figura 4.18

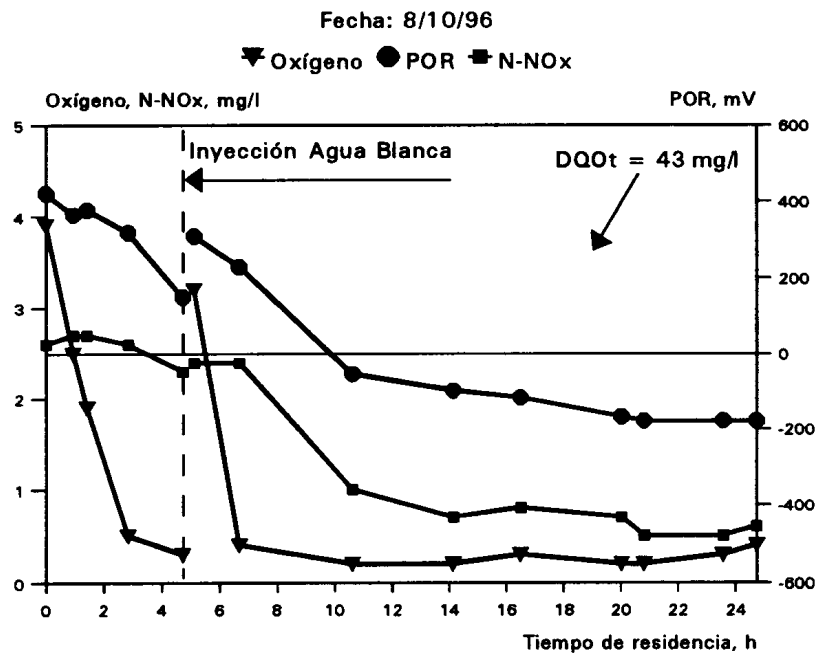


Figura 4.19

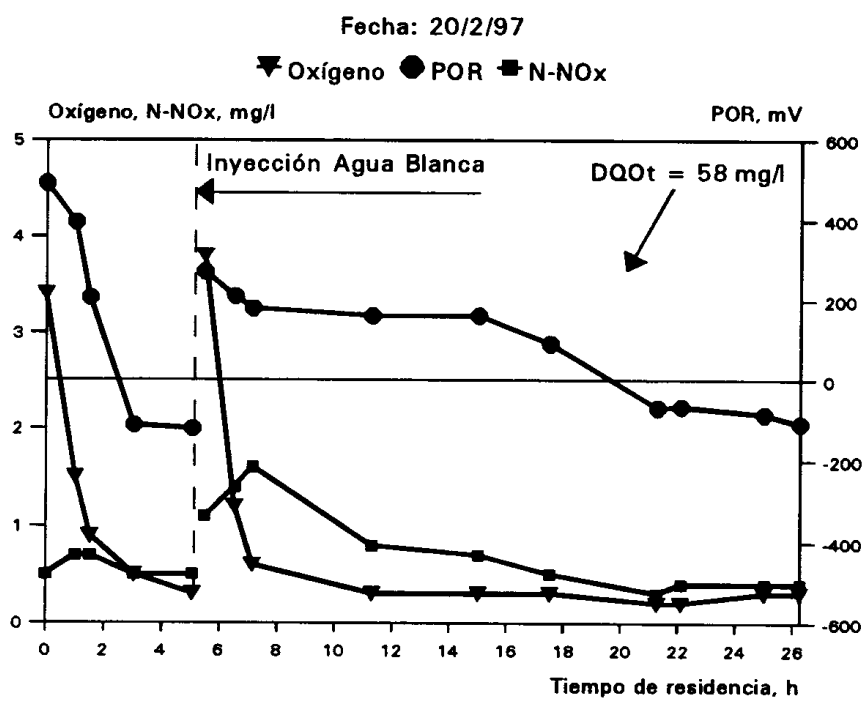


Figura 4.20

En aquellos casos en que tras la inyección de agua blanca la nitrificación es débil (Figura 4.11 y 4.13, 16/5/96 y 12/6/96), la ausencia de OD y la aparición de valores de POR negativos se produce de manera simultánea, como ya se había constatado en el apartado anterior correspondiente al transporte del agua residual depurada sin dilución por agua blanca. En este caso se puede hablar de un sistema en el que se pasa de condiciones aerobias a anaerobias directamente. No existe zona de anoxia debido a la ausencia de nitrógeno en forma oxidada.

En el resto de los casos, al existir un proceso de nitrificación de mayor o menor intensidad en cada uno de ellos, aparecen claramente las tres zonas: aerobiosis, anoxia y anaerobiosis. En estas figuras (4.12, 4.14, 4.15, 4.17, 4.19 y 4.20), se observa como tras la inyección del agua blanca el OD desaparece rápidamente, dando lugar a la existencia de condiciones anóxicas, debido a la presencia de $N-NO_x^-$ en el medio. A partir del momento en que comienzan las condiciones anóxicas comienza un proceso de desnitrificación, y el POR desciende lentamente sin alcanzar valores negativos hasta la desaparición del $N-NO_x^-$. Mientras duran las condiciones anóxicas y se produce la desnitrificación, la evolución del POR es más o menos paralela a la del nitrato+nitrito, como se puede ver en las Figuras 4.6-4.20. Alrededor del punto en que la concentración de $N-NO_x^-$ es del orden de 0,5 mg/l, el POR alcanza valores negativos, o lo que es lo mismo, se alcanzan las condiciones anaerobias.

En estas Figuras correspondientes al transporte de agua residual depurada con la inyección de agua blanca también se puede ver como en el tramo inicial de la conducción, previo a la introducción del agua blanca, el comportamiento del OD, POR y $N-NO_x^-$ coincide con lo comentado en el apartado 4.2. El OD y el POR desciende de manera más o menos paralela, en función de la existencia de $N-NO_x^-$ en el medio, y la anaerobiosis comienza tras la desaparición del OD y nitrógeno en forma oxidada del medio.

La introducción de agua blanca saturada en OD en la conducción de transporte inhibe en algunos casos, y retrasa en la mayoría de ellos, la aparición de condiciones anaerobias en la conducción de transporte, con el consiguiente efecto que éste tiene sobre los procesos relacionados con la ausencia de OD, como es la generación de sulfuro. Durante el transporte del agua residual depurada sin la inyección de agua blanca se alcanzaba un valor de POR al final de la conducción que se situaba prácticamente en todos los casos entre los valores de -150 y -200 mV. Con la introducción del agua blanca se ha pasado a obtener un valor de POR al final de la conducción en algunos casos superior a -100 mV e incluso positivo. De cualquier forma, aunque tras la inyección de agua blanca haya habido también valores de POR inferiores a -150 mV, en estos casos se ha reducido el tiempo de transporte anaerobio del agua residual depurada.

Se ha intentado relacionar la concentración de materia orgánica al final de la conducción con el grado de septicidad del agua residual al final de la misma, durante el transporte del agua residual depurada tras la inyección del agua blanca. En la Figura 4.21 se observa como al aumentar el contenido de materia orgánica del medio aumenta la septicidad del mismo, y que a concentraciones de materia orgánica inferiores a 30 mg/l de DQO total el POR permanece positivo. Esto se puede observar claramente en las Figuras 4.6-4.10, correspondientes a los meses de enero, marzo y abril de 1996. En los 5 días de medida correspondientes a ese periodo la DQO total fue del orden de 15-25 mg/l tras la introducción del agua blanca, debido a que la proporción de agua blanca introducida en la conducción durante dicho periodo fue bastante mayor que en el resto del año.

En estas 5 figuras se puede ver como el OD se consume en las primeras horas

de circulación del agua residual depurada, y la existencia de un proceso de nitrificación que da lugar a la presencia de una elevada concentración de compuestos oxidados de nitrógeno (1-5 mg/l N-NO_x⁻). En dos casos (Figuras 4.6 y 4.7, 16/1/96 y 23/1/96) el N-NO_x⁻ no desaparece, y el POR permanece positivo, como era de esperar debido a la presencia del nitrato y nitrito. Estos dos casos corresponden a una DQO total media en la conducción de 26 y 19 mg/l respectivamente. En los otros tres casos (Figuras 4.8-4.10, 7/3/96, 25/3/96 y 23/4/96) la DQO total es de 17, 18 y 24 mg/l, respectivamente, y sí se produce el consumo del N-NO_x⁻, sin embargo, el POR permanece positivo en los días de marzo y apenas se hace negativo en el correspondiente a abril.

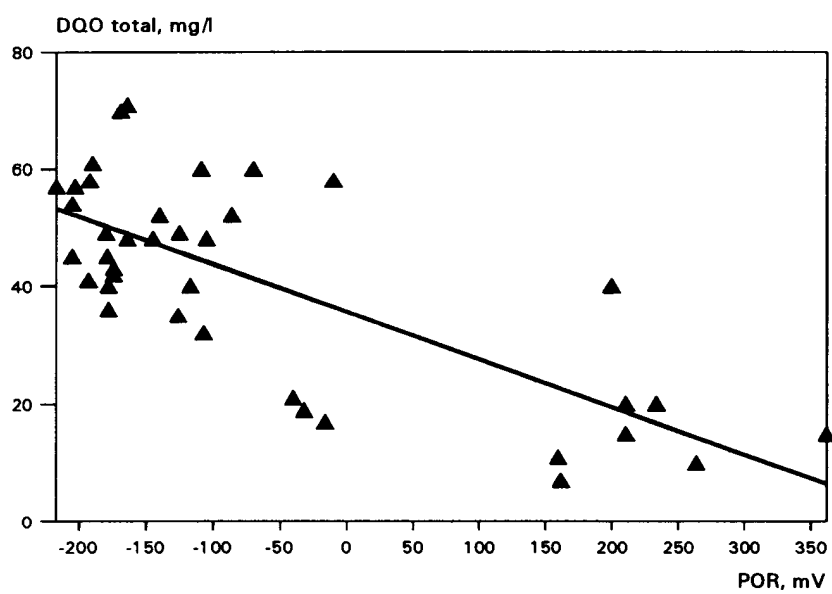


Figura 4.21 DQO total y POR con inyección de agua blanca

4.2.2 Velocidad de consumo de OD

Se ha calculado la velocidad de consumo de OD en el momento inicial del transporte, en cada uno de los días de medida en los que se ha podido ajustar el consumo del OD a una ecuación polinómica.

En la Tabla 4.1 se muestran las velocidades iniciales de consumo de OD ($-r_i$), junto con la concentración de OD, materia orgánica (DQO total), temperatura y caudal. La velocidad de consumo se ha referido a la película biológica en lugar de al cuerpo total del agua residual, ya que la proporción de microorganismos presentes en la película biológica es mucho mayor (del orden de 100 veces) que la existente en el seno del agua residual.

Las velocidades de consumo de OD que aparecen en la bibliografía son del orden de 2-3 hasta 20 mg OD/(l·h) (Boon y Lister, 1975) como consumo de OD en el seno del agua residual, y respecto a la película biológica 0,7 g OD/(m²·h) a 15°C (Boon y Lister, 1975) y 1,4 g OD/(m²·h) a 23 °C y 2,2 m/s (Pomeroy y Parkhurst, 1972). Si se comparan los resultados obtenidos en el sistema en estudio con los ya propuestos en la bibliografía se puede ver que las velocidades de consumo de OD del sistema en estudio son menores de los propuestas en la bibliografía. Lo cual parece lógico si se tiene en cuenta que el sistema en estudio presenta una carga orgánica muy inferior a un agua bruta con la que fueron obtenidos los resultados de la bibliografía.

Tabla 4.1 Velocidades iniciales de consumo de OD

Fecha	$-r_i$ g/(m ² ·h)	DQO _i mg/l	DQO _f mg/l	T °C	OD mg/l	Caudal m ³ /h
24/11/94	0,319	75	60	22,4	4,0	431
3/4/95	0,300	142	97	22,0	3,7	431
27/4/95	0,244	111	80	21,7	2,8	431
7/7/95	0,433	100	63	25,4	4,5	682
26/7/95	0,254	85	60	25,0	5,0	390
31/7/95	0,338	129	81	25,2	5,0	390
3/8/95	0,346	77	62	25,5	5,0	414
16/1/96	0,070	56	40	20,0	2,4	400
23/1/96	0,132	42	33	18,5	2,6	250
7/5/96	0,114	56	65	22,7	2,2	410
9/5/96	0,102	59	50	22,0	2,4	504
16/5/96	0,144	82	70	22,8	2,9	594
23/5/96	0,140	72	65	22,8	3,2	576
12/6/96	0,318	84	60	24,7	3,0	657
18/6/96	0,287	67	44	23,7	3,8	594
2/7/96	0,208	62	48	24,7	4,0	648
16/7/96	0,341	70	45	25,4	3,5	540
18/7/96	0,265	78	53	24,6	3,7	529
22/7/96	0,478	65	48	24,7	4,0	572
8/10/96	0,241	57	40	24,2	3,9	598
13/1/97	0,217	70	60	20,0	4,0	331
16/1/97	0,238	52	40	20,0	3,3	382
20/2/97	0,355	80	60	20,3	3,4	558

Con el fin de ponderar la influencia de las distintas variables sobre la velocidad de consumo de OD, se ha realizado un análisis estadístico de regresión múltiple entre la velocidad de consumo de OD y las variables ya comentadas, mediante el paquete estadístico SYSTAT, del que se desprende, tal como se muestra en la Tabla 4.2, una relación clara entre la velocidad de consumo de OD y la concentración inicial de OD y el caudal, presentando coeficientes de correlación estándar de 0,614 y 0,322. Sin embargo, los coeficientes de correlación para la DQO y la temperatura son sensiblemente menores.

Tabla 4.2

Variable	Coficiente	Error estándar	Coficiente estándar	Tolerancia
constante	-0,154	0,198	0,000	-
OD (mg/l)	0,079	0,029	0,614	0,497
Caudal (m ³ /h)	0,000	0,000	0,322	0,561
DQO _t (mg/l)	0,001	0,001	0,180	0,836
T (°C)	-0,003	0,013	-0,068	0,359

La relación existente entre la velocidad de consumo de OD y la concentración inicial de OD parece lógica, ya que la velocidad de reacción de consumo de OD debe ser proporcional a la concentración de OD, bien se trate de una reacción de primer orden o de orden 0,5 (Harremoës, 1978).

La relación entre la velocidad de consumo de OD y el caudal también parece bastante lógica, ya que cuanto mayor sea el caudal, más turbulento será el régimen de circulación del agua residual, y por tanto más fácil será el transporte de los nutrientes y del OD hacia la película biológica, con lo que se favorece el consumo de OD.

Respecto a la DQO, es de esperar que cuanto mayor sea la concentración de materia orgánica mayor será el consumo de OD llevado a cabo por las bacterias heterótrofas. Sin embargo, hay que tener en cuenta que existen procesos que consumen OD y no materia orgánica (nitrificación). Por ello, puede ocurrir que para una misma concentración de materia orgánica la velocidad de consumo de OD será mayor o menor dependiendo de si en el medio se produce nitrificación o no.

La temperatura juega un papel importante en todas las reacciones en las que están implicados los microorganismos (Henze *et al.*, 1995). Sin embargo, la influencia que pueden tener otras variables, como pueden ser la concentración inicial de OD y el caudal, hace que el efecto que pueda tener la temperatura sea difícil de discernir con los datos disponibles.

4.3 Temperatura, conductividad y pH

A continuación se describe el comportamiento de la temperatura, la conductividad eléctrica y el pH del agua residual transportada a lo largo de la conducción, en el periodo en estudio.

4.3.1 Evolución de la temperatura

En la Figura 4.22 se ha representado la evolución de la temperatura media del agua residual depurada transportada a lo largo de todo el periodo de estudio (noviembre 1994 - febrero 1997). La temperatura del agua residual depurada en los meses de invierno se sitúa en torno a los 20°C, similar a la temperatura ambiente de la costa oriental de la isla de Tenerife en esa época del año. En los meses de verano la temperatura del agua residual alcanza los 25-26°C, también similar a la temperatura ambiente de la costa oriental de Tenerife para dicho periodo.

En la Figura 4.23 se muestra la evolución de la temperatura del agua blanca introducida en la conducción de transporte durante el periodo de estudio. La gráfica comienza en julio de 1995, que coincide con el inicio del aporte de agua blanca. Se puede observar como la oscilación anual de su temperatura es menor que la del agua residual depurada. La temperatura mínima en los meses de invierno no baja de los 22°C y la máxima difícilmente supera los 25°C.

Todos los resultados experimentales de temperatura obtenidos en los diferentes puntos de la conducción de transporte indican que la variación de temperatura a lo largo de todo el recorrido (61 km) no supera los 3°C, tal como se puede observar en las tablas de datos presentadas en el Anexo.

Esta variación de temperatura no se ve afectada por el aporte de agua blanca. A título de ejemplo, la Figura 4.24 corresponde a la variación de temperatura en tres muestras típicas, a lo largo de la conducción transportando exclusivamente agua depurada, mientras la Figura 4.25 corresponde a otros tres experimentos con transporte de agua depurada que incluye aporte de agua blanca.

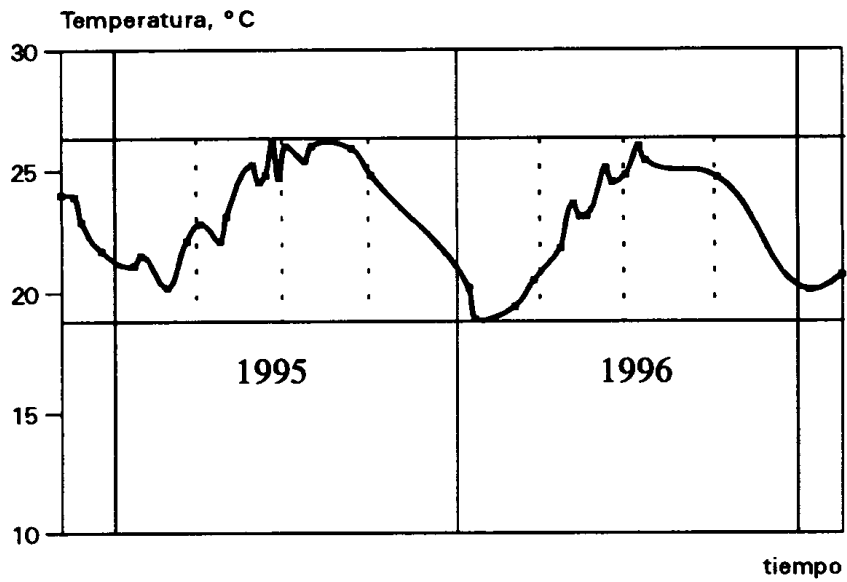


Figura 4.22 Evolución anual de la temperatura del agua residual

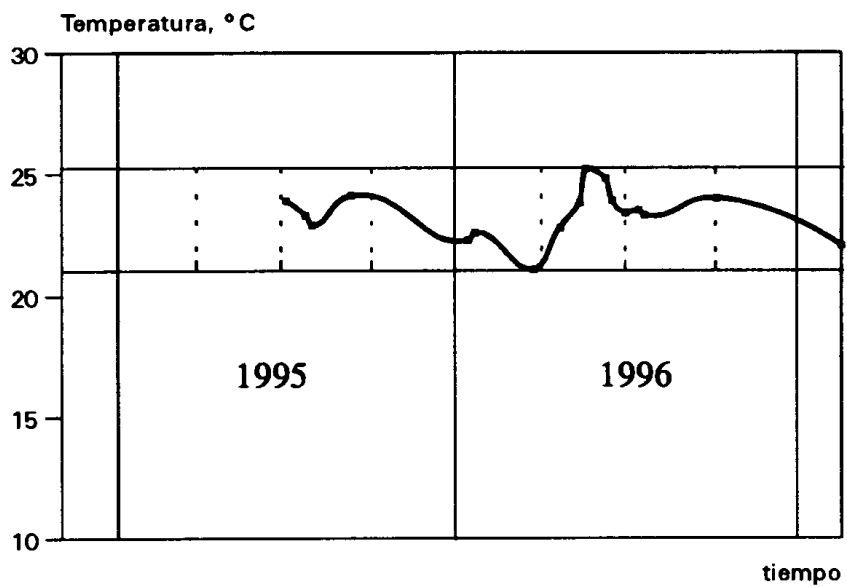


Figura 4.23 Evolución anual de la temperatura del agua blanca

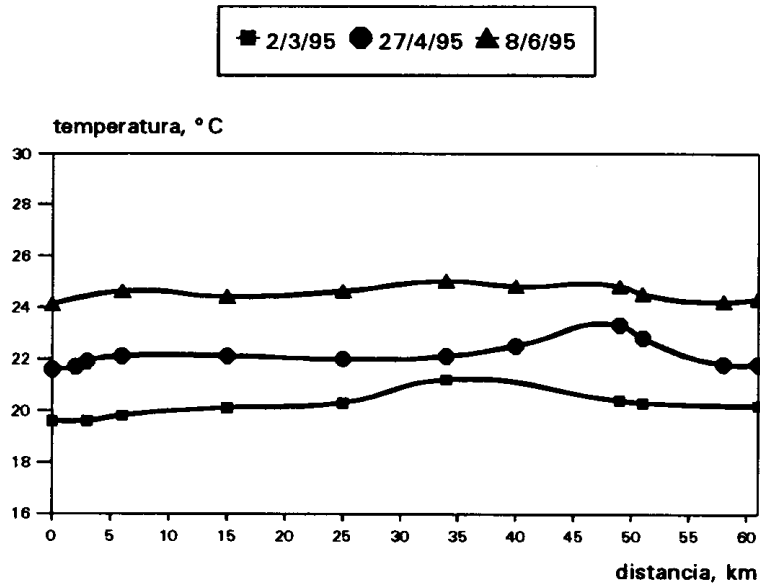


Figura 4.24 Variación de temperatura a lo largo de la conducción

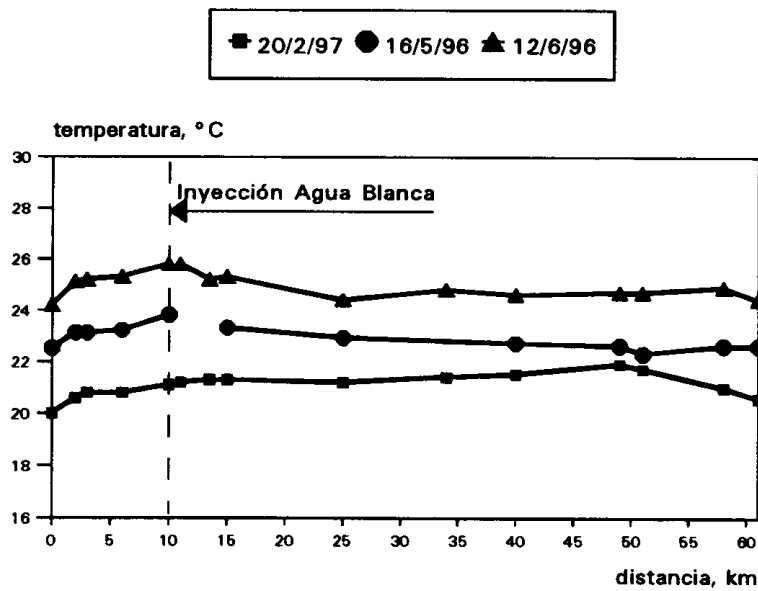


Figura 4.25 Variación de la temperatura con inyección de agua blanca

4.3.2 Evolución de la conductividad

Los resultados experimentales de conductividad medidos en los diferentes puntos de la conducción de transporte indican que la conductividad no varía apreciablemente a lo largo del transporte, tal como se puede observar en las tablas de datos presentadas en el Anexo.

El efecto de la introducción de agua blanca sobre la conductividad es de dilución, puesto que el agua blanca presenta una conductividad de aprox. 200 mS/cm y la depurada unos 1600 mS/cm. Dependiendo de la relación entre los caudales de agua depurada y de agua blanca el descenso de la conductividad será mayor o menor.

A título de ejemplo en las Figuras 4.26 y 4.27 se presenta la evolución de la conductividad a lo largo de la conducción para los días 13 de enero de 1997 y 18 de junio de 1996, correspondientes al transporte del agua depurada sin y con dilución de agua blanca.

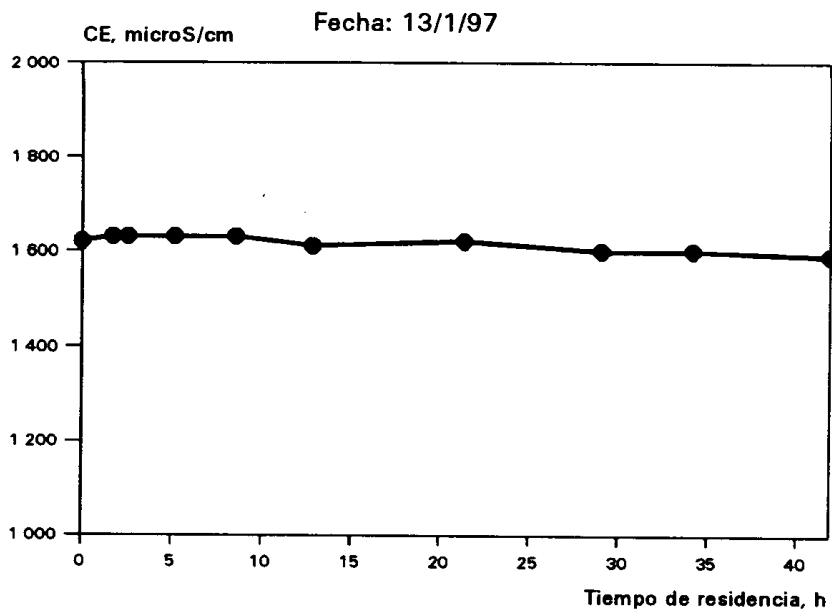


Figura 4.26

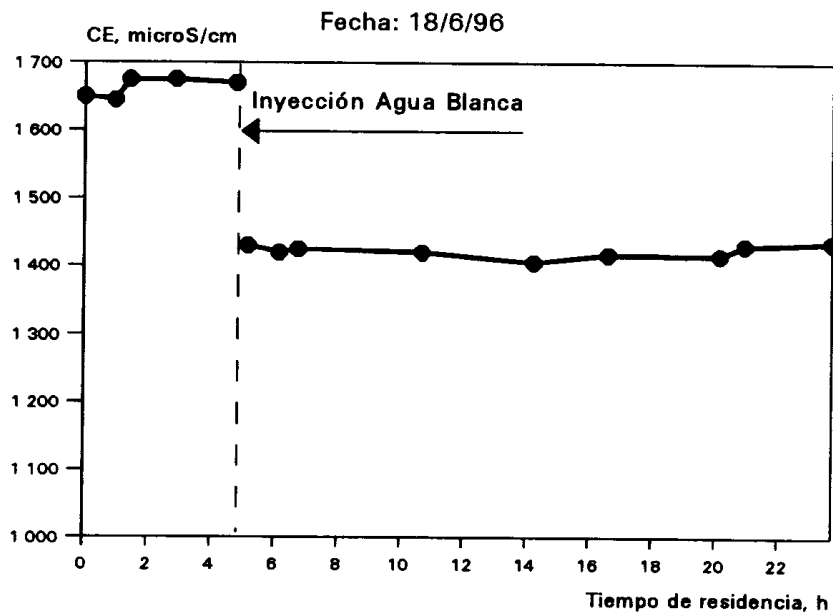


Figura 4.27

En la Figura 4.28 se presenta la evolución de la conductividad del agua transportada a lo largo de los dos años de estudio. Los datos de conductividad de los años 1994 y 1995 corresponden al agua de la Estación de Bombeo situada antes del Depósito de El Tablero desde donde parte la conducción de transporte. Los datos de 1996 pertenecen al agua residual transportada por la conducción en estudio. En la Figura se observa como la conductividad oscila entre 1500 y 1700 mS/cm a lo largo de los dos años. El invierno de 1996 fue particularmente lluvioso, lo que se manifiesta en el descenso de la conductividad del agua residual en ese periodo, ya que la Depuradora trata las aguas domésticas y pluviales.

En la misma figura se puede ver la evolución de la conductividad del agua transportada después de haber sido mezclada con la blanca, durante el año 1996. Debido al efecto de dilución que tiene la inyección del agua blanca en la conducción de transporte, la conductividad del agua que llega a la Balsa del Valle de San Lorenzo es inferior a la de entrada en la conducción. Este descenso en el valor de la conductividad dependerá de la relación entre los caudales de agua residual y blanca. Como la relación caudal de agua depurada/agua blanca suele estar comprendida entre 4 y 5, al inyectar el agua blanca la conductividad pasa de aprox. 1600 a aprox. 1400 mS/cm.

En el invierno de 1996, la relación caudal de agua depurada/agua blanca fue más pequeña: aproximadamente 1-2, correspondiendo a un periodo particularmente lluvioso. Debido a las elevadas precipitaciones, la demanda de agua para la agricultura descendió de manera notable, y por tanto el caudal de agua depurada transportada hacia el sur de la isla. Sin embargo, el caudal de agua blanca permaneció constante durante todo el periodo, por lo que algunos días, el caudal de agua blanca introducida en la conducción fue superior al de agua residual depurada.

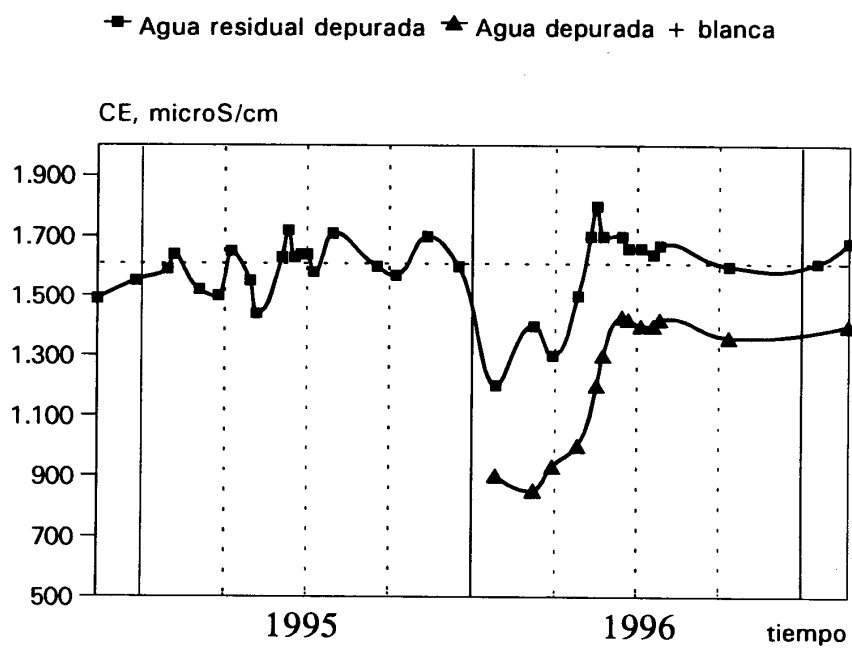


Figura 4.28 Variaci3n anual de la CE del A.R.D antes y tras la inyecci3n de A.B

4.3.3 Evolución del pH

El pH del agua residual en la entrada de la conducción se sitúa en torno a 7,5-8,0, que coincide con el rango de pH óptimo para la mayoría de las reacciones que tienen lugar en el agua residual, como pueden ser la generación de sulfuro, nitrificación, etc. (Tech. Stand. Committee, 1989; Henze *et al.*, 1995).

Los datos experimentales de pH en los diferentes puntos de la conducción, para todas las muestras realizadas, se muestran en las tablas del Anexo. En general, se observa un ligero descenso del pH a lo largo de la conducción.

En las Figuras 4.29-4.40, y a modo de ejemplo, se ha representado la evolución del pH, correspondientes al periodo comprendido entre mayo de 1996 y febrero de 1997. Este periodo es de interés por disponer la máxima información experimental sobre la evolución de los compuestos de nitrógeno, así como de medidas en el tramo inmediatamente posterior a la introducción del agua blanca, ya que como se discutirá más adelante, la evolución del pH puede estar relacionada con la evolución de los compuestos de nitrógeno.

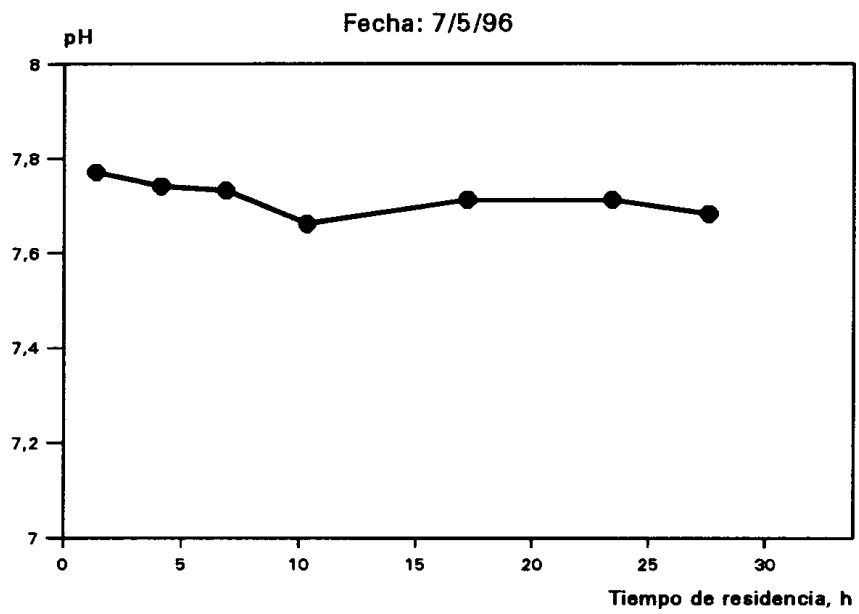


Figura 4.29

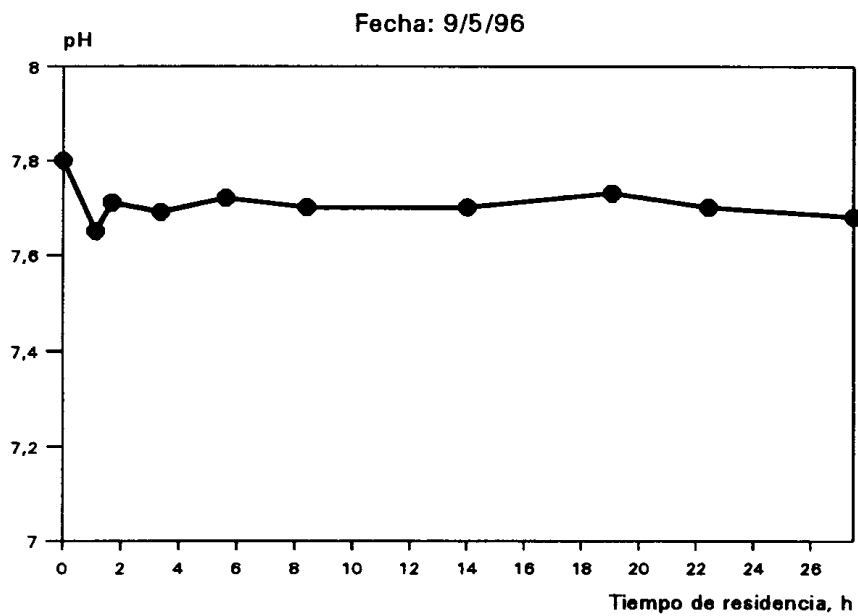


Figura 4.30

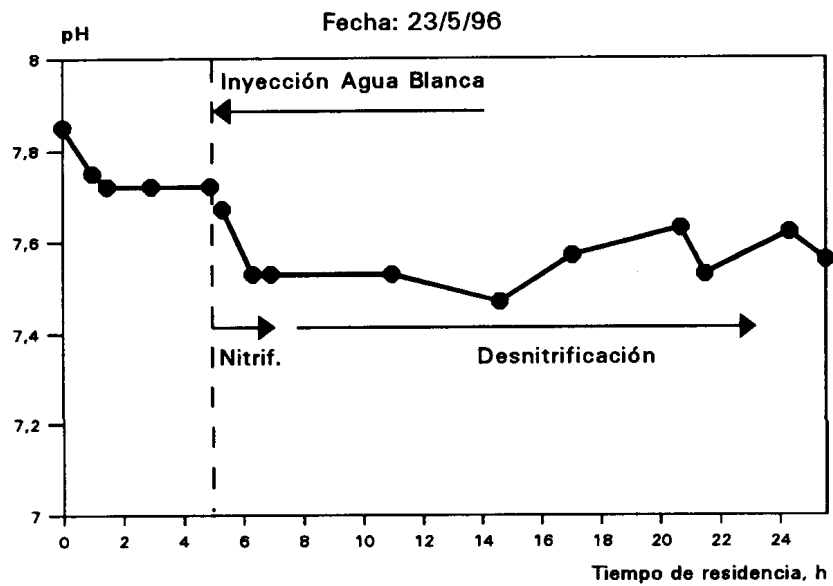


Figura 4.31

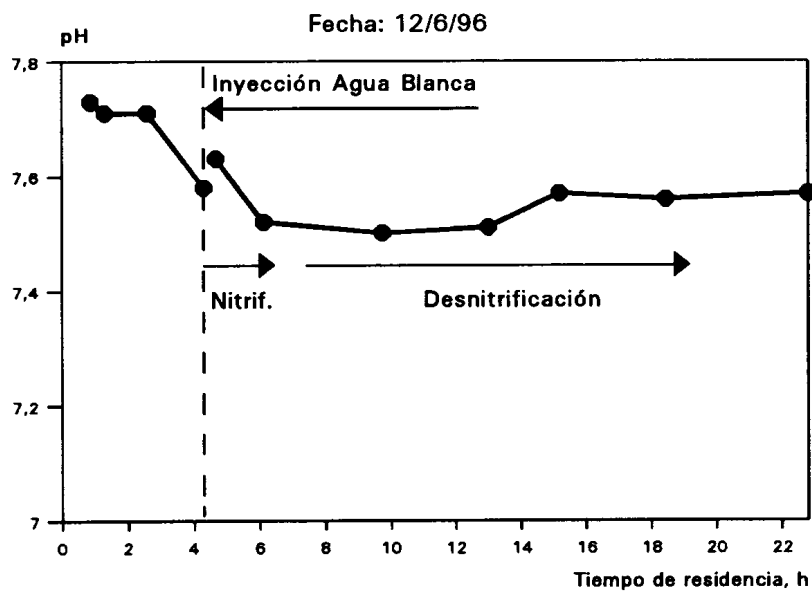


Figura 4.32

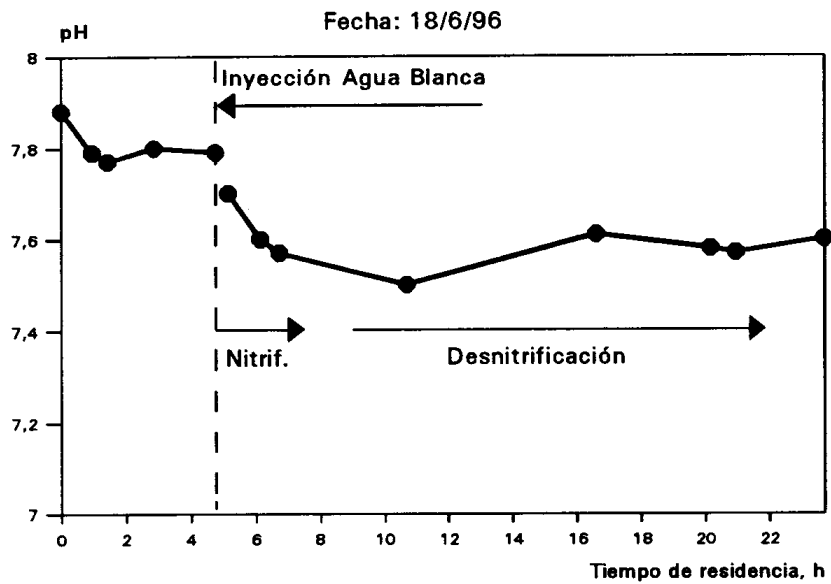


Figura 4.33

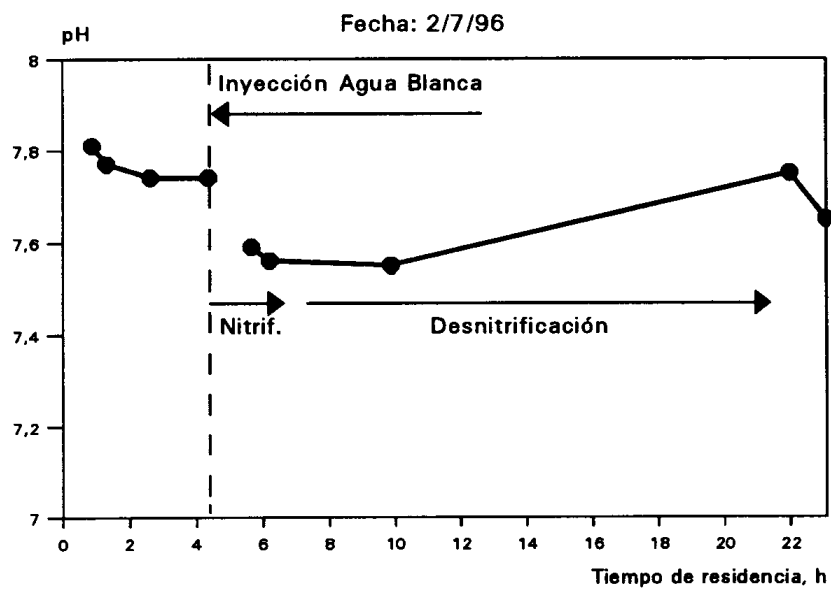


Figura 4.34

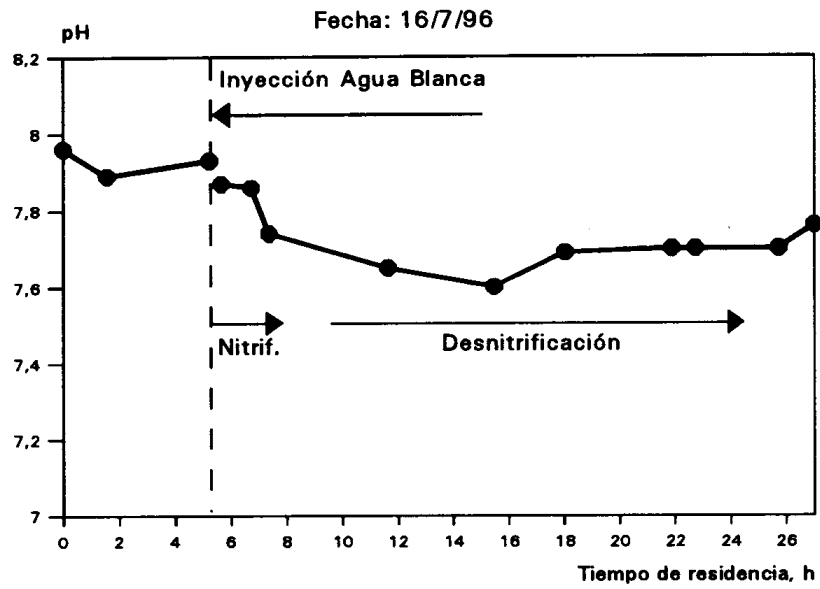


Figura 4.35

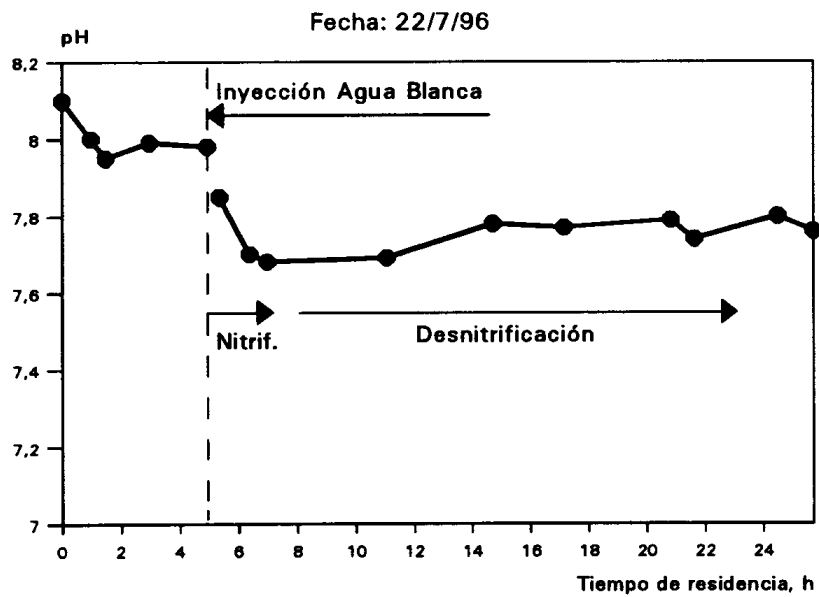


Figura 4.36

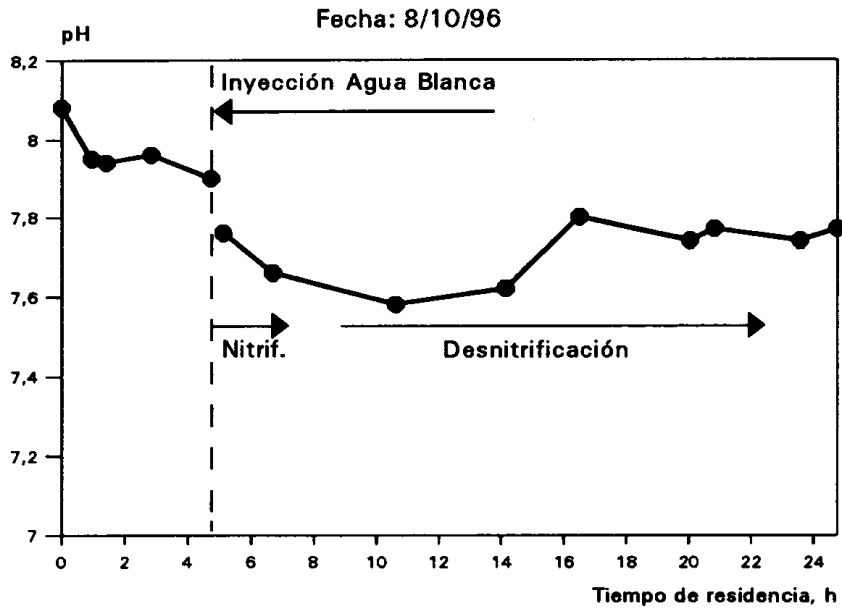


Figura 4.37

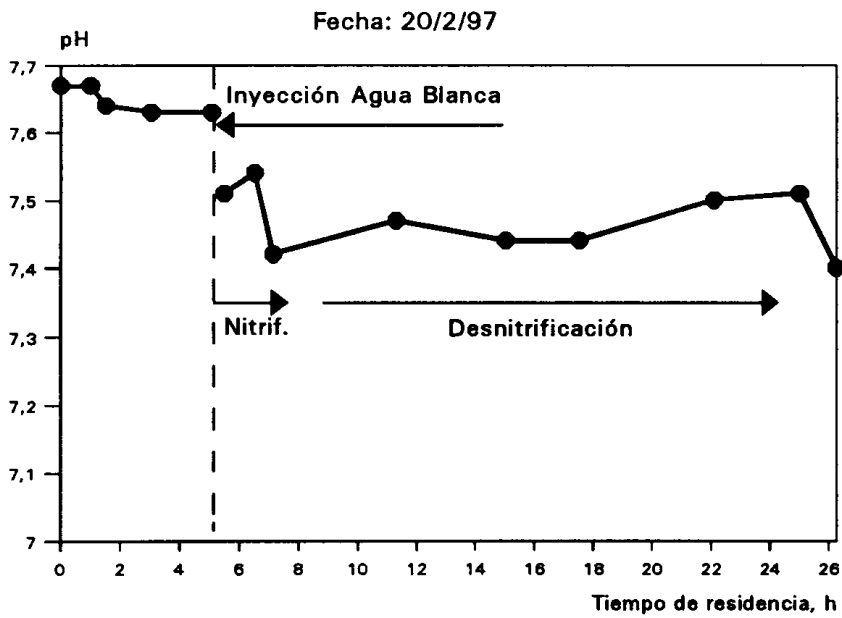


Figura 4.38

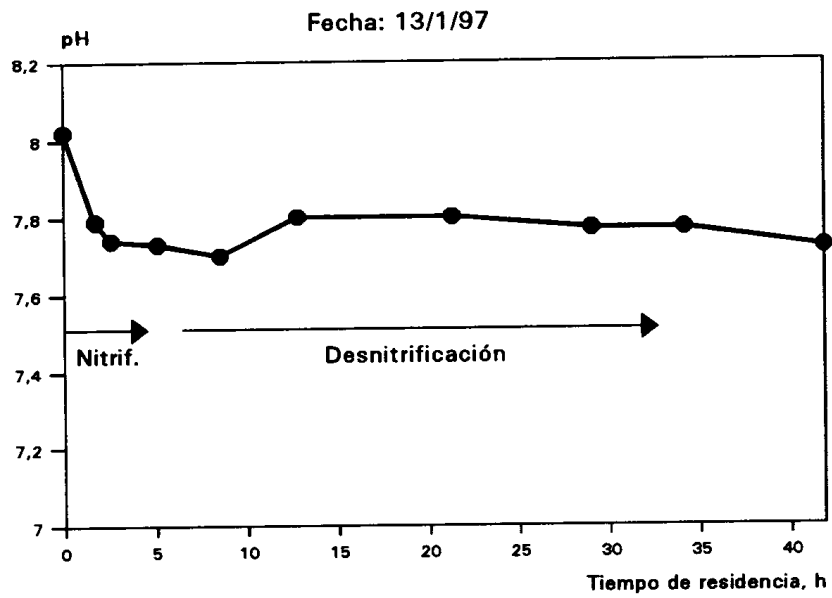


Figura 4.39

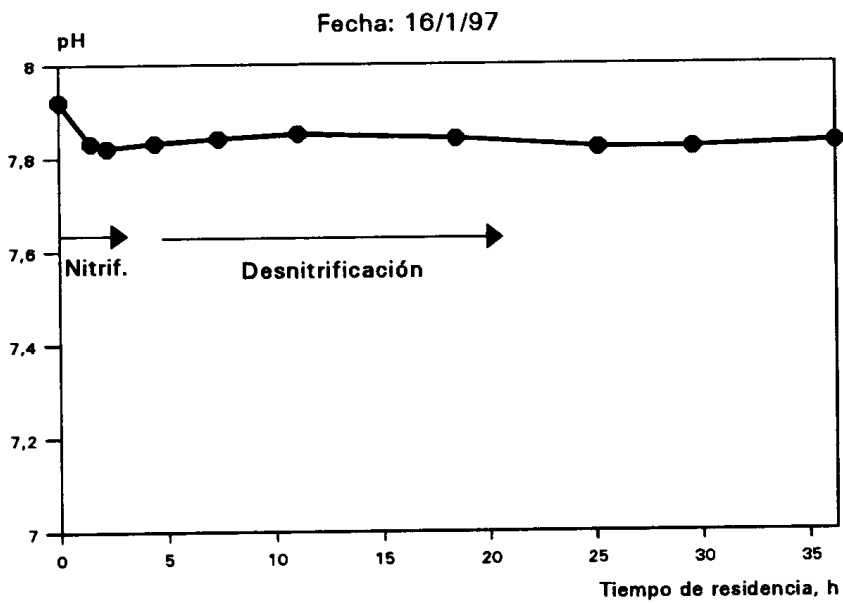


Figura 4.40

En las Figuras 4.29 y 4.30 correspondientes a los días 7 y 9 de mayo de 1996, y 4.39 y 4.40 correspondientes a los días 13 y 16 de enero de 1997 se ha observado un ligero descenso del pH durante el transporte del agua residual, atribuible a procesos anaerobios. El descenso suele ser del orden de 0,2-0,3 unidades de pH.

En las Figuras 4.39 y 4.40 correspondientes a los días 13 y 16 de enero de 1997 se observa como el pH desciende en los primeros km de la conducción, a continuación aumenta y posteriormente vuelve a descender. Este comportamiento se puede atribuir a la existencia de un proceso de nitrificación-desnitrificación que tiene lugar durante el transporte del agua depurada, tal como se discute en el apartado 4.2 sobre la septicidad del agua transportada.

El descenso de pH coincide con la aparición de los compuestos oxidados de nitrógeno, lo que es lógico teniendo en cuenta que la nitrificación disminuye la alcalinidad del agua, como se indica en el apartado 1.1.2.2 de la Introducción (Henze *et al.*, 1995). El posterior aumento de pH coincide con el proceso de desnitrificación que sucede a la nitrificación, lo cual también es lógico, ya que la desnitrificación aumenta la alcalinidad del agua (Henze *et al.*, 1995). Tras la desnitrificación el pH se mantiene aproximadamente constante o desciende ligeramente.

En las Figuras 4.29 y 4.30 de los días 7 y 9 de mayo de 1996 no se observa un proceso de descenso-aumento similar al de los días 13 y 16 de enero de 1996, lo que puede ser atribuible a que en estos dos días no existe nitrificación (ver Figura 4.1 y 4.2 (apartado 4.2)). De cualquier forma, el pH sufre un ligero descenso a lo largo de la conducción, que como ya se ha dicho puede estar relacionado con la aparición de la anaerobiosis.

Influencia de la Inyección de Agua Blanca en el pH

En las Figuras 4.31-4.38 se observa la evolución del pH en los experimentos de transporte del agua residual depurada con la inyección del agua blanca. Se observa un comportamiento similar al de los días 13 y 16 de enero de 1997 comentados anteriormente, en el que existe un fenómeno de descenso de pH paralelo a la nitrificación, y posteriormente un aumento de pH paralelo a la desnitrificación.

En la mayoría de las Figuras se observa como en el tramo inmediatamente posterior a la inyección del agua blanca, se produce un descenso del valor del pH, que coincide con la nitrificación. Cuando ya ha cesado la formación de nitrito y nitrato, y comienza el proceso de la desnitrificación, el pH aumenta.

Es necesario tener en cuenta que en el tramo inicial de la conducción, aunque no exista nitrificación, normalmente el pH disminuye, lo que no puede atribuirse a ningún fenómeno de nitrificación. Es posible que tras la inyección del agua blanca, el descenso del pH puede atribuirse a otros fenómenos, y no exclusivamente a la nitrificación.

4.4 Evolución de la materia orgánica

Dentro de este apartado se analiza el comportamiento experimentado por la materia orgánica durante el transporte del agua residual depurada, observando para ello los parámetros que caracterizan el contenido de materia orgánica de un agua residual (DQO y TOC), así como la materia en suspensión (MES), que está constituida fundamentalmente por materia orgánica.

Se ha intentado encontrar una relación entre los distintos parámetros de medida de la materia orgánica (DQO total, DQO soluble y TOC (soluble)). En las Figuras 4.41-4.43 se pueden ver las relaciones encontradas entre estos parámetros. Para la realización de dichas gráficas se han utilizado todos los datos obtenidos durante el transporte del agua residual depurada. Se observa una buena correlación entre la DQO total y la DQO soluble. De la Figura 4.41 se deduce que aproximadamente el 72% de la DQO total se encuentra en forma soluble.

Hay que tener en cuenta que las relaciones halladas entre los distintos parámetros pueden no ser válidas fuera del intervalo de concentraciones utilizado en este estudio.

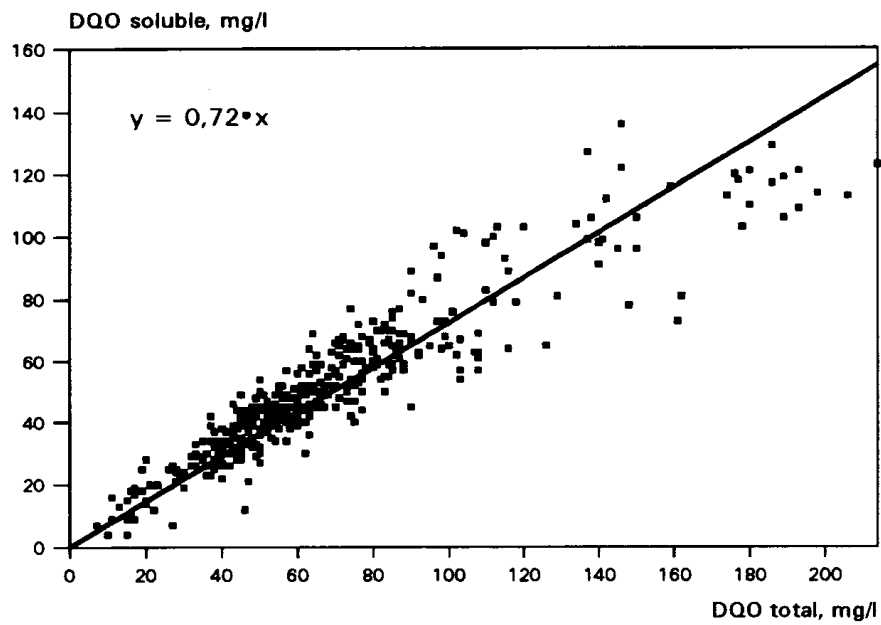


Figura 4.41 Relación entre DQO total y DQO soluble

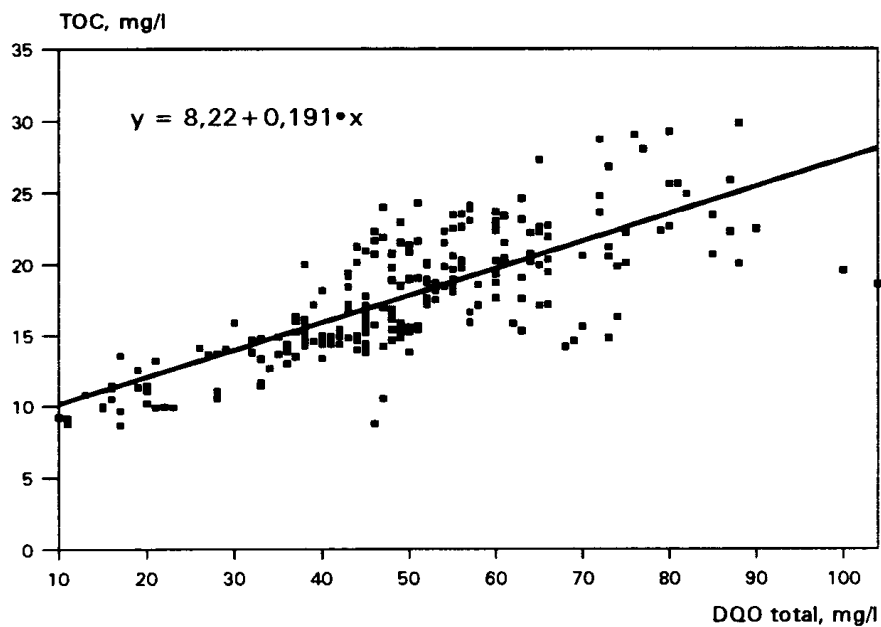


Figura 4.42 Relación entre DQO total y TOC

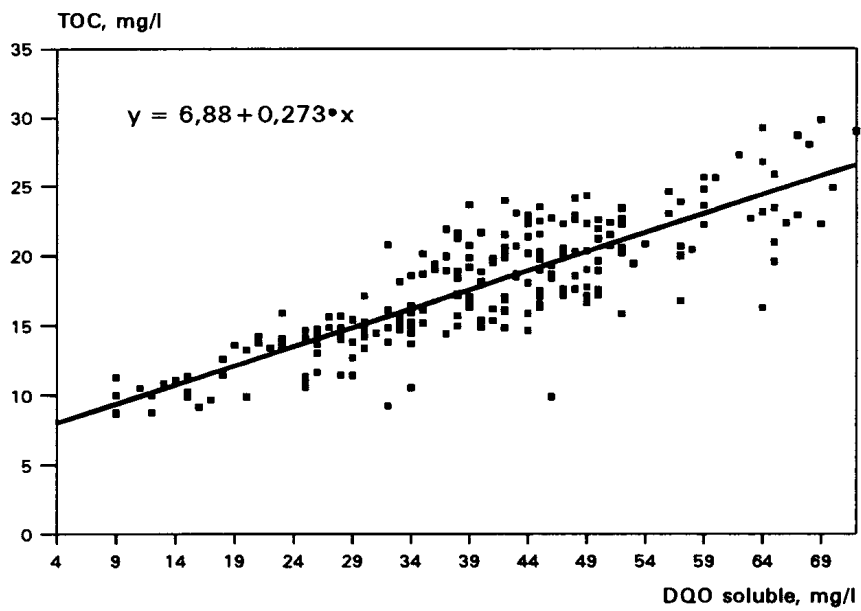


Figura 4.43 Relación entre DQO soluble y TOC

Durante el transporte del agua residual depurada es difícil apreciar la existencia de un comportamiento sistemático de la materia orgánica a lo largo de todos los muestreos. A título ilustrativo, en las Figuras 4.44-4.48 se presentan los cinco experimentos en los que se dispone de datos de TOC (11/11/94, 7/5/96, 9/5/96, 13/1/97 y 16/1/97). Es preciso destacar el error que se comete al realizar la medida de la DQO, que en el sistema estudiado puede ser del orden de la posible variación que pueda experimentar este parámetro.

Por ello, en aras de una mayor representatividad se ha calculado el valor medio de la DQO y de la materia en suspensión (MES) de cada punto de muestreo en dos periodos distintos (invierno y verano de 1995), caracterizados por una temperatura del agua de 20-22°C y 24-26°C, y se han representado frente al tiempo de residencia del agua en la conducción (Figuras 4.49 y 4.50).

Para el periodo de invierno se han elegido 5 muestreos con caudales y temperaturas similares, y en los que se haya tomado muestra en los mismos puntos de muestreo (23/1/95, 2/2/95, 24/3/95, 3/4/95 y 27/4/95). En este periodo no se ha presentado la DQO soluble por no disponer de datos de la misma en los 5 muestreos elegidos. Para el periodo de verano se han tomado los 4 experimentos realizados en junio de 1995.

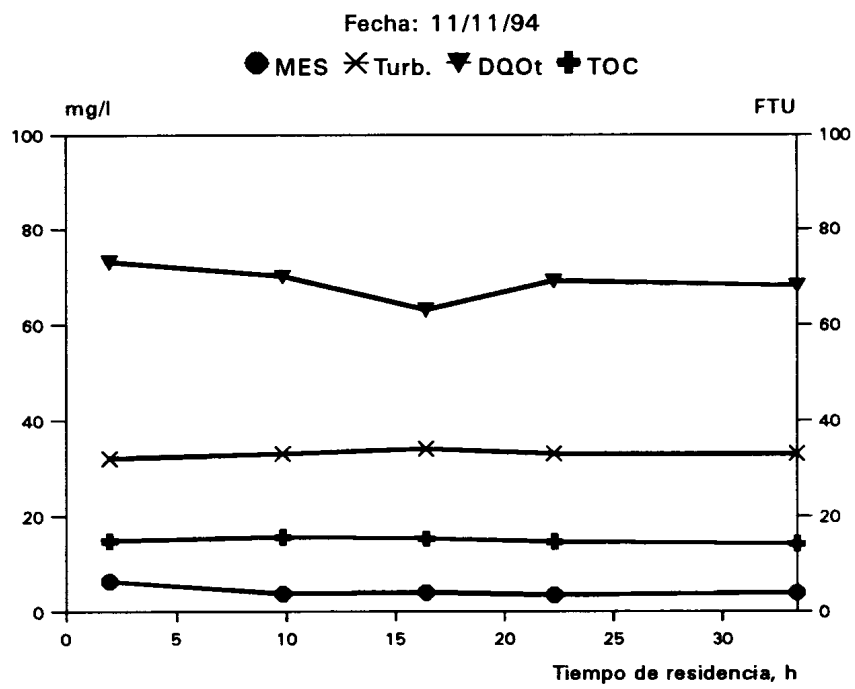


Figura 4.44

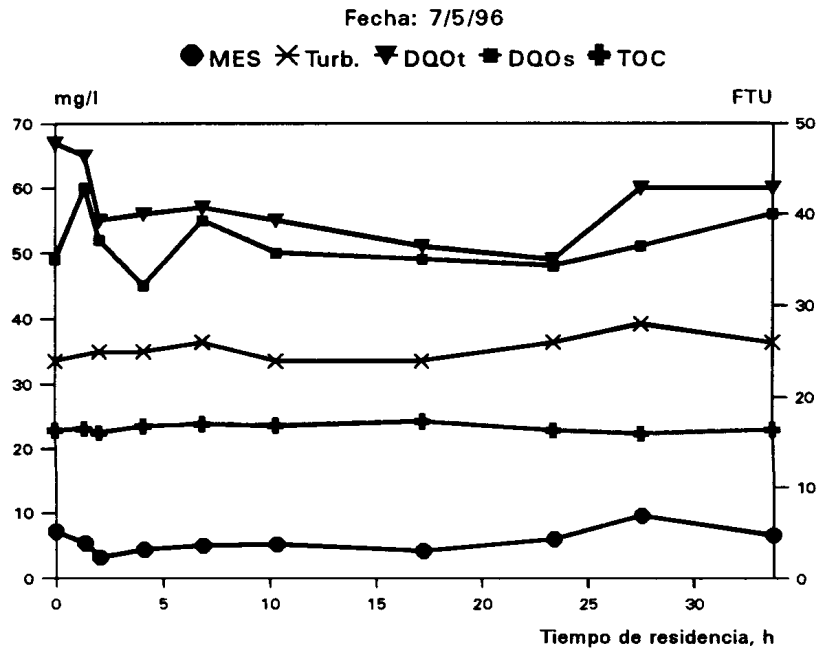


Figura 4.45

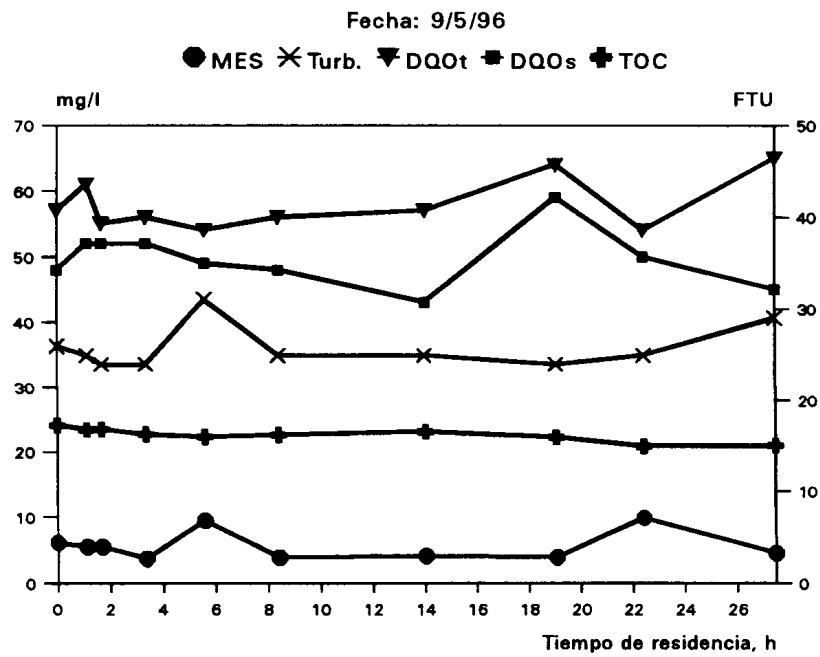


Figura 4.46

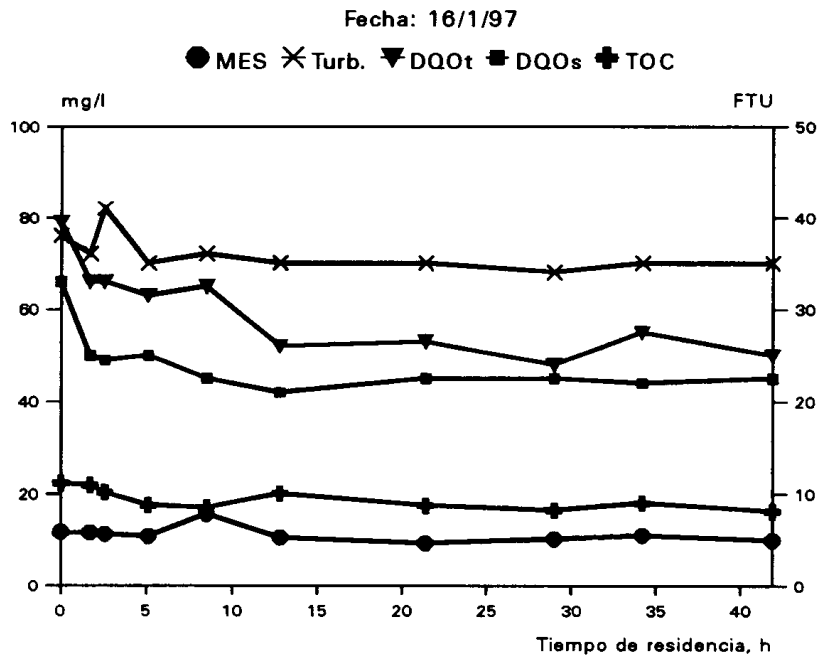


Figura 4.47

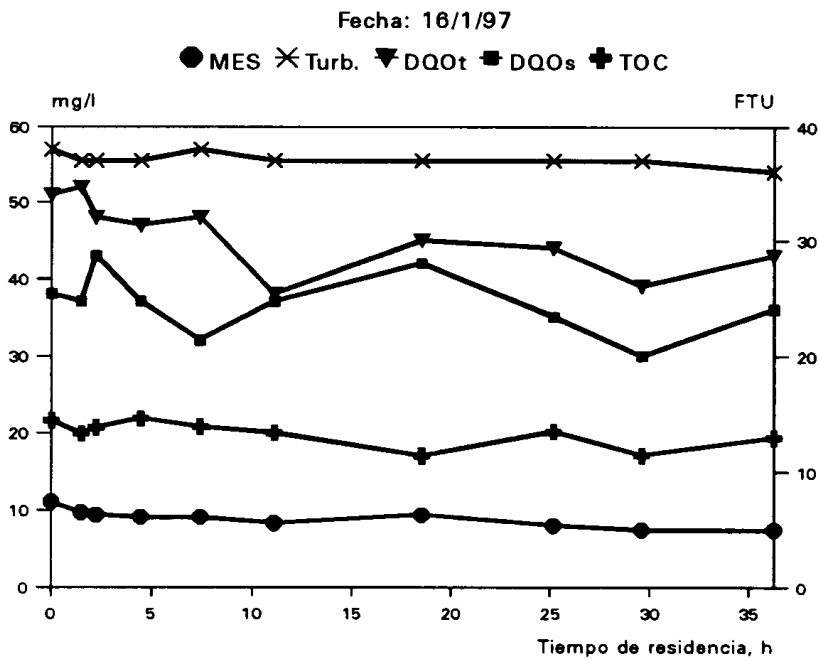


Figura 4.48

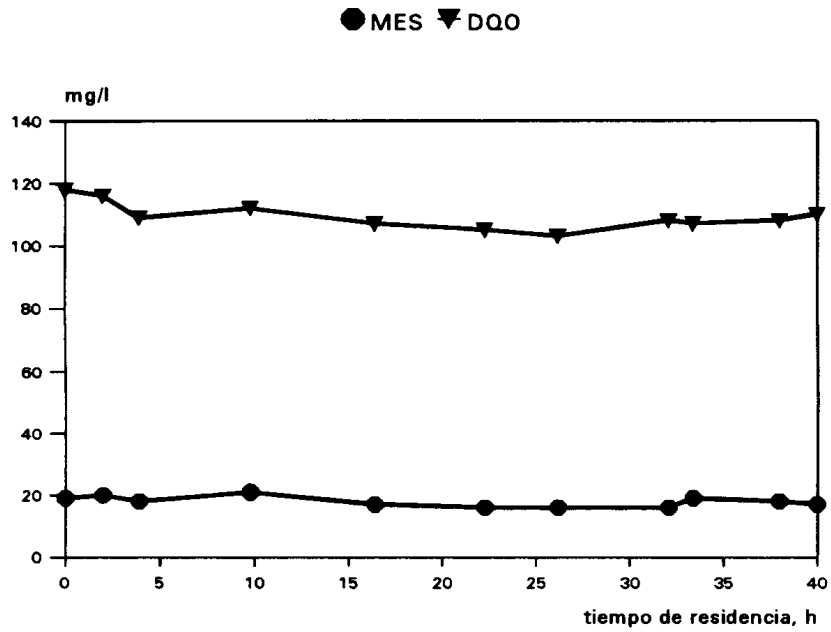


Figura 4.49 Evoluci3n media de la materia org nica (invierno 1995)

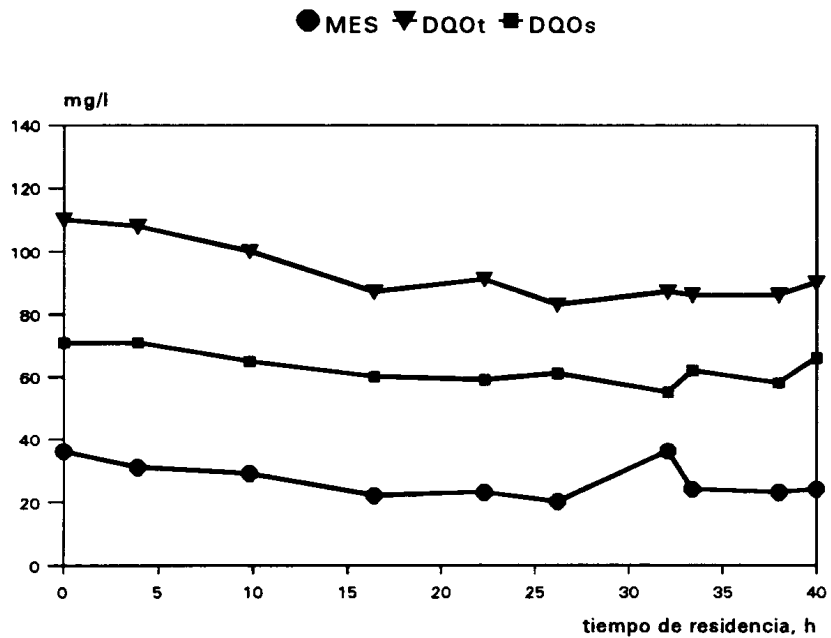


Figura 4.50 Evoluci3n media de la materia org nica (verano 1995)

En el periodo de invierno (Fig. 4.49), se observa un ligero descenso de la DQO total, que es inferior al 10%. Esta pequeña disminución se produce en el tramo inicial de la conducción, donde existen condiciones aerobias, pudiendo ser atribuible a la oxidación aerobia de la materia orgánica (Pomeroy y Parkhurst, 1972; Lohse, 1988; Nielsen *et al.*, 1992). La MES no parece sufrir cambios significativos, según se puede ver en dicha Figura.

En el periodo de verano (Fig. 4.50), se observa una disminución en la DQO superior a la que se observa para el periodo de invierno, tanto para la DQO total (18%), como para la DQO soluble (15%). Esto puede ser atribuible a la mayor temperatura de este periodo (aprox. 25°C), sensiblemente mayor que en el periodo de invierno (21°C).

Pomeroy y Parkhurst (1972), observaron un descenso del 26% en la DBO₅ en una conducción por gravedad durante un tiempo de residencia de 4 horas. Thomas *et al.* (1985), observaron un 20% de eliminación de DQO en una alcantarilla en la que se había favorecido la oxigenación gracias a una alta ventilación. Raunkjær *et al.* (1995) registraron una eliminación del 25% y 14% en la concentración de DQO disuelta y total respectivamente, en condiciones aerobias a 15°C, en una conducción por gravedad con un tiempo de residencia de 3 horas.

En cualquier caso el consumo relativo de materia orgánica que se ha conseguido en el sistema en estudio no es tan alto como los que aparecen en la bibliografía, lo que se puede atribuir a la baja carga orgánica del sistema, ya que el consumo depende de la concentración de materia orgánica y de MES (Malik, 1996). Además, es necesario tener en cuenta que el tiempo de aerobiosis del sistema estudiado suele ser inferior a 5 horas.

4.4.1 Influencia de la Inyección del Agua Blanca en la materia orgánica

Tras la inyección del agua blanca se produce un fenómeno de dilución de los distintos componentes de la materia orgánica. Se han representado los experimentos realizados posteriormente al 23 de mayo de 1996, donde se dispone de datos en el tramo inmediatamente posterior a la introducción del agua blanca (Fig. 4.51-4.59).

En cualquier caso, la reducción de materia orgánica observada en el agua depurada estudiada es poco significativa comparada con las reducciones que tienen lugar en transporte por sistemas de alcantarillado de aguas residuales brutas. Así, Pomeroy (1959) observó una reducción en la DBO_5 de un 44% en una conducción de 61 cm de diámetro, 8,8 km de longitud y un caudal medio de $300 \text{ m}^3/\text{h}$. Tanaka y Takenaka (1995) registraron reducciones de 30-55% y 30-75% para la DBO_5 total y soluble respectivamente, a 25°C . Bentzen *et al.* (1995) mediante la inyección de nitrato en una tubería a presión con un tiempo de retención de 5 horas, encontraron que, además de inhibir la generación sulfuro, conseguían una eliminación de DBO_5 del 35% en un intervalo de temperatura entre 12 y 22°C .

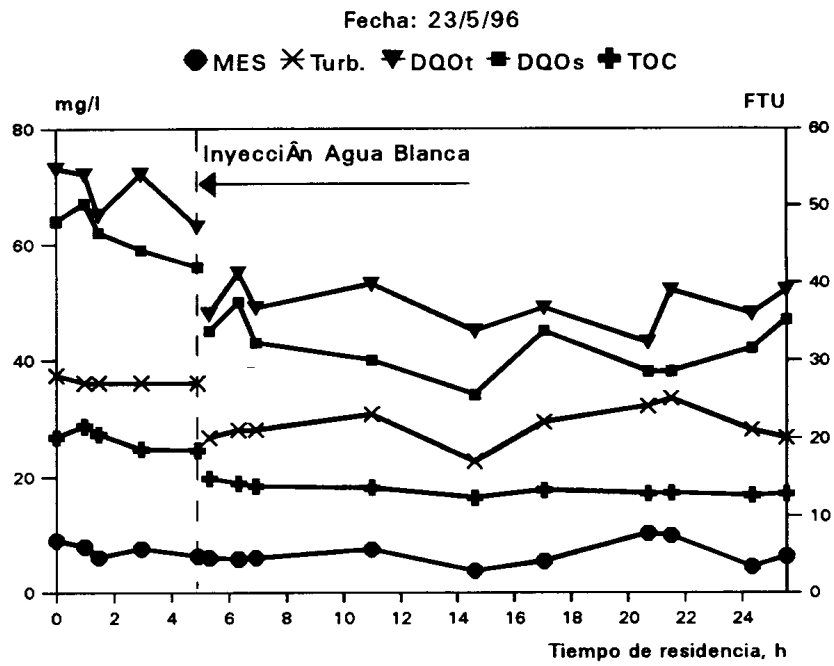


Figura 4.51

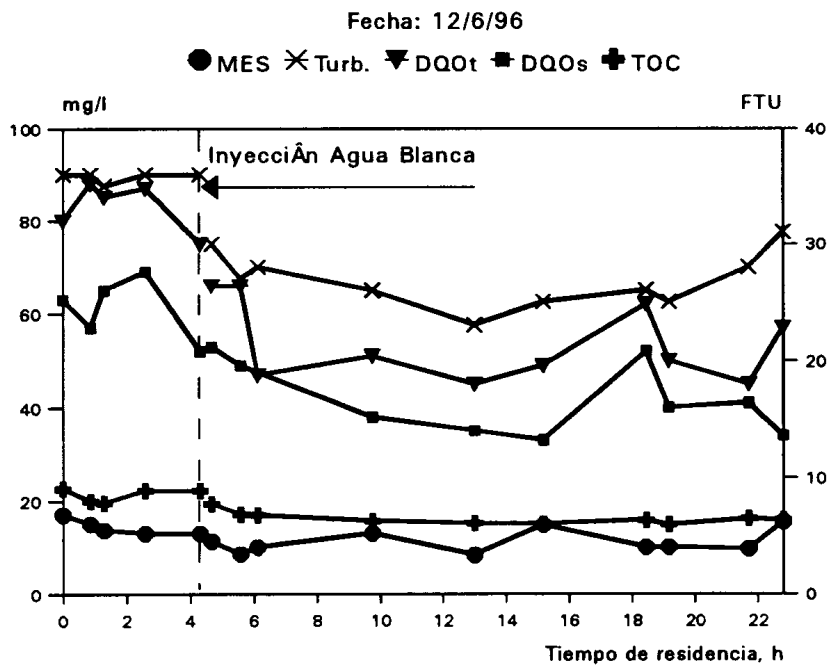


Figura 4.52

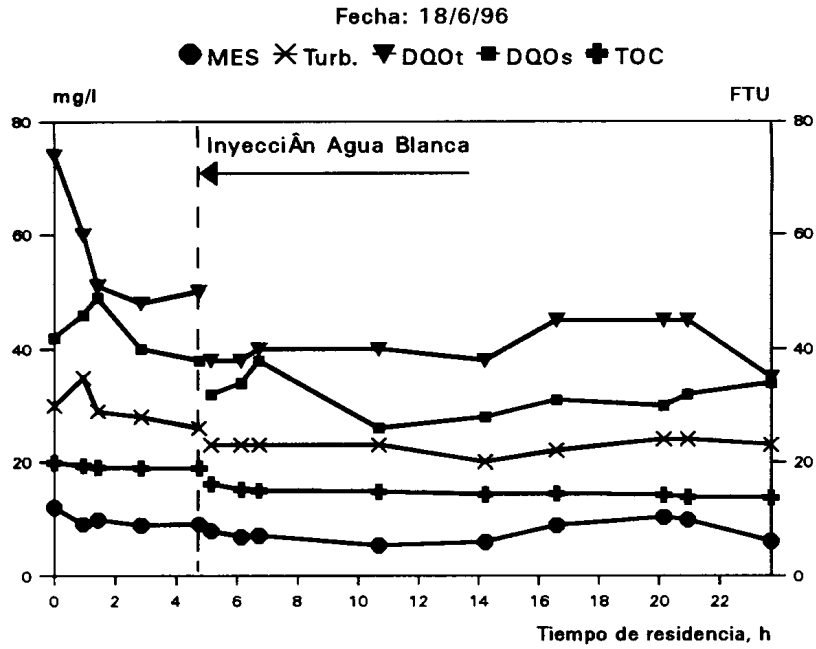


Figura 4.53

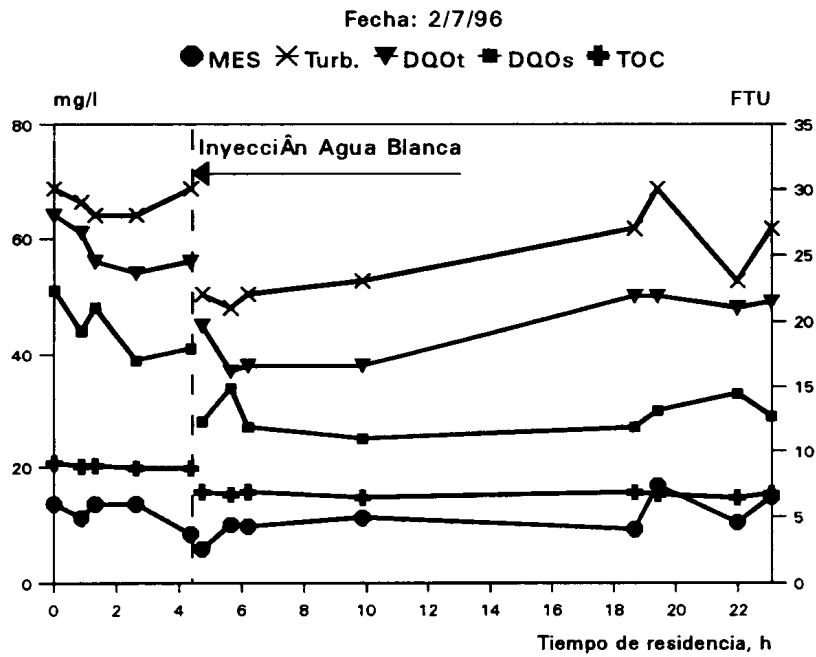


Figura 4.54

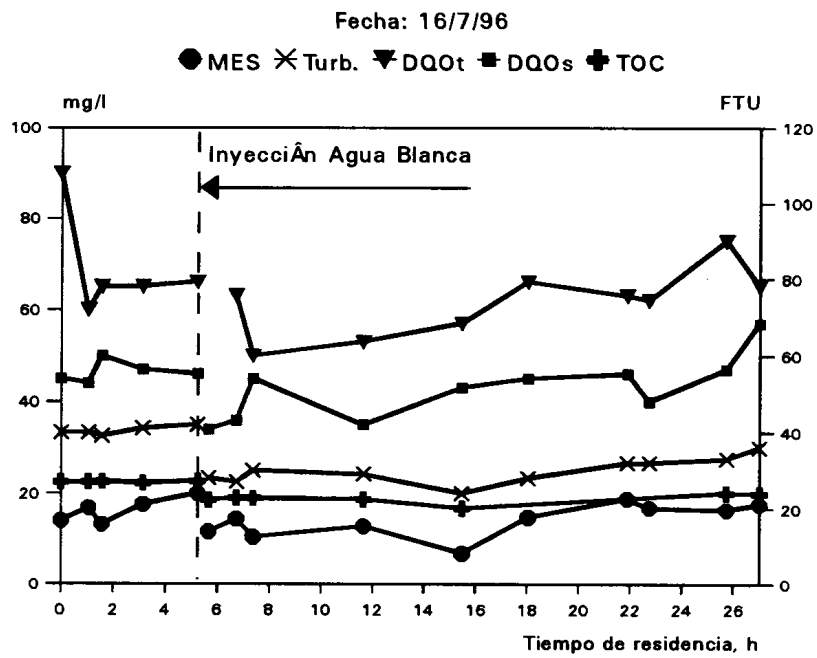


Figura 4.55

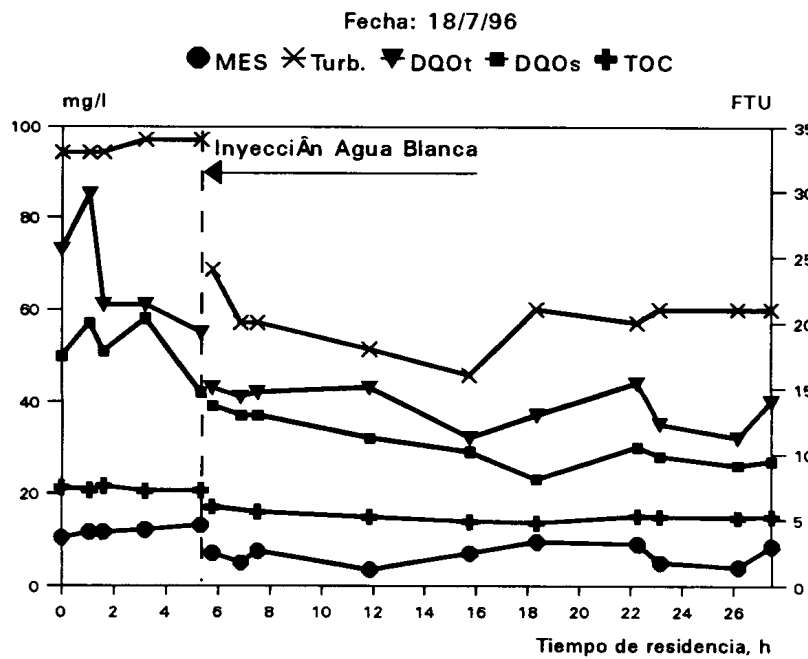


Figura 4.56

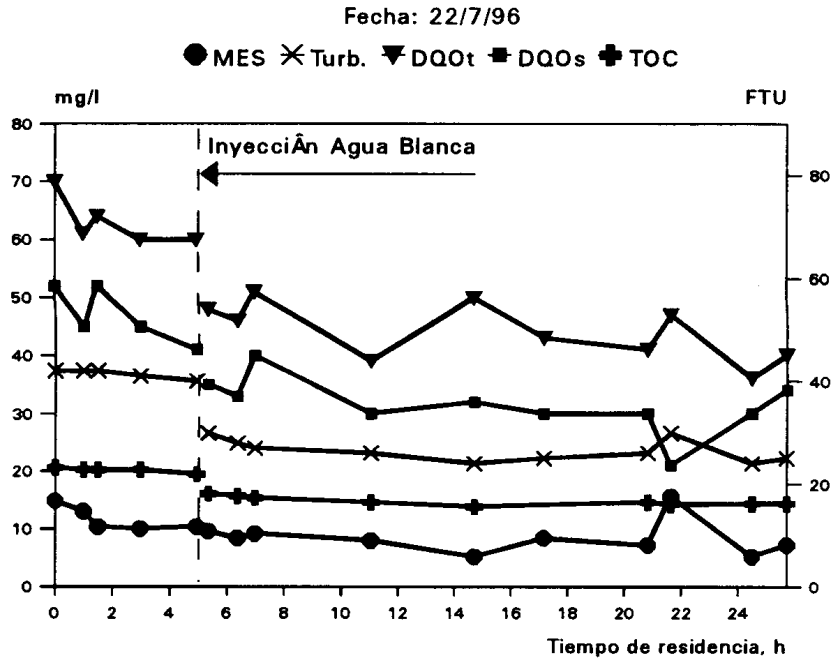


Figura 4.57

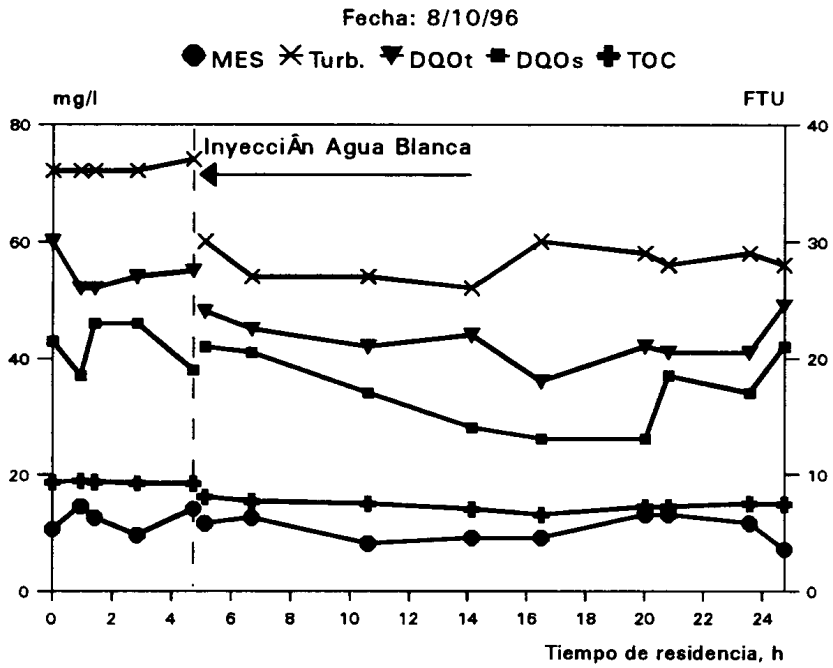


Figura 4.58

Fecha: 20/2/97

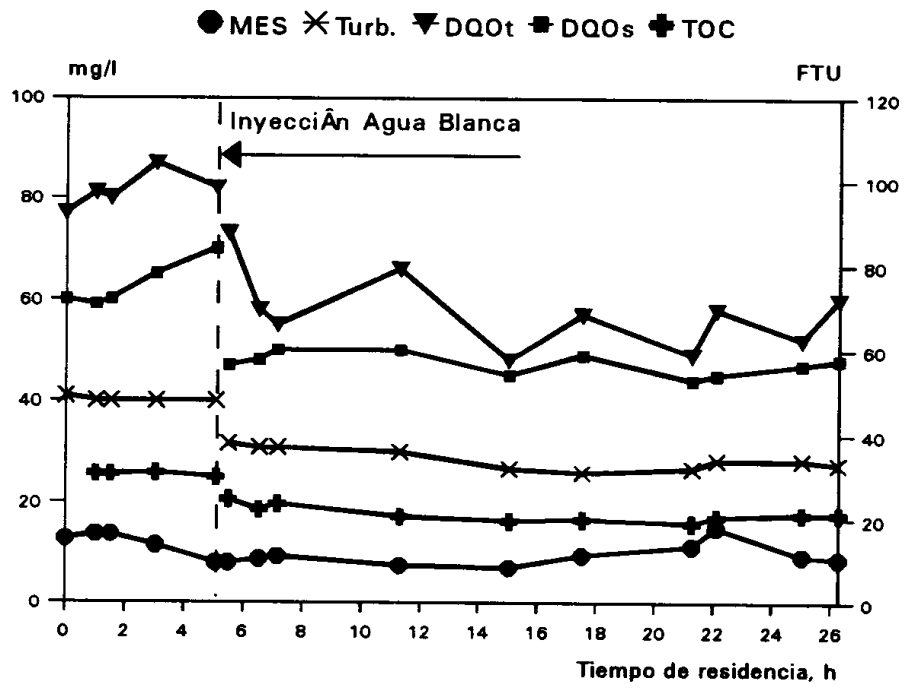


Figura 4.59

4.4.2 Materia en suspensión (MES)

Se ha intentado determinar si durante el transporte del agua residual depurada se producen fenómenos de sedimentación.

Aunque mediante cálculo se podría estimar la sedimentación en la conducción de la materia en suspensión que lleva el agua, las dificultades en conocer con certeza las propiedades de las partículas implicadas y las características de fricción de la superficie interna de la conducción, además de otras variables, aconsejan llevar a cabo observaciones visuales periódicas del estado interno de la conducción en diferentes puntos, siempre que las condiciones operativas del sistema lo permitan.

No obstante, Agamit S.A. y Zafrir Weinstein Engineers & Consultants Ltd. (1993) han estimado que un agua que ha sufrido una decantación secundaria, conteniendo sólidos en suspensión del orden de 30 mg/l, puede ser transportada por tuberías a velocidades próximas a 0,4 m/s sin que aparezcan procesos de sedimentación en las mismas.

En cualquier caso, en el sistema estudiado se han aprovechado las obras que en determinadas épocas del año se han realizado en la conducción de transporte para averiguar si se han producido fenómenos de sedimentación. En ningún caso se han observado depósitos significativos en el fondo de la conducción.

Hay que tener en cuenta que el contenido de MES del agua residual en estudio es notablemente inferior al de las conducciones de agua residual bruta para las que se han realizado la mayoría de los estudios.

En las Figuras 4.49 y 4.50 se puede ver la evolución media de la MES durante los periodos de invierno y verano de 1995. La evolución experimentada por este parámetro es similar a la de la materia orgánica.

Se ha intentado encontrar una relación entre la MES y los parámetros de medida de materia orgánica, especialmente la DQO. La diferencia entre la DQO total y la soluble debe corresponder a la contribución de la MES a la DQO total. En la Figura 4.60 se ha representado la diferencia entre la DQO total y la DQO soluble frente a la MES.

También se ha intentado encontrar una relación entre la MES y la turbidez, y entre la turbidez medida en NTU y en FTU. En las Figuras 4.61-4.63 se presentan la relaciones encontradas. En las tres representaciones se han utilizado todos los datos obtenidos en este estudio.

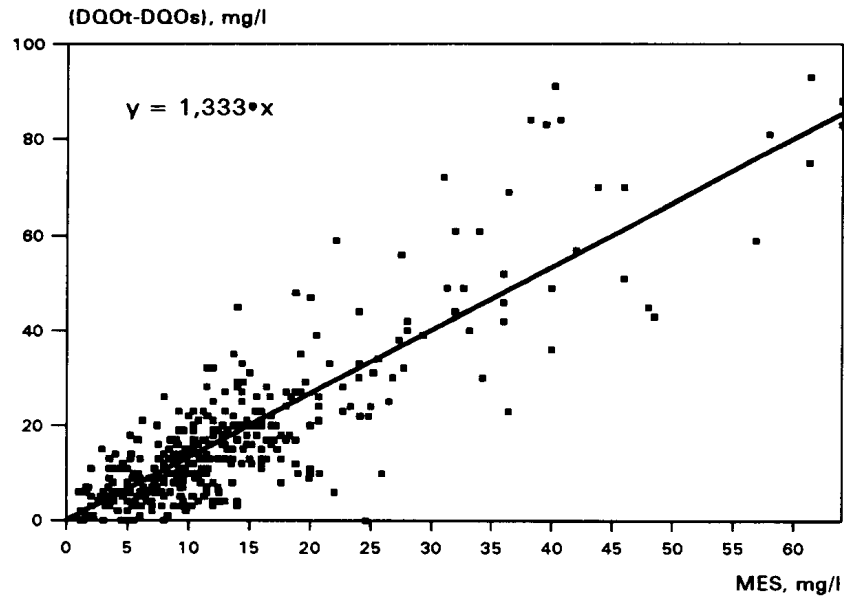


Figura 4.60 Relación entre la MES y (DQO total - DQO soluble)

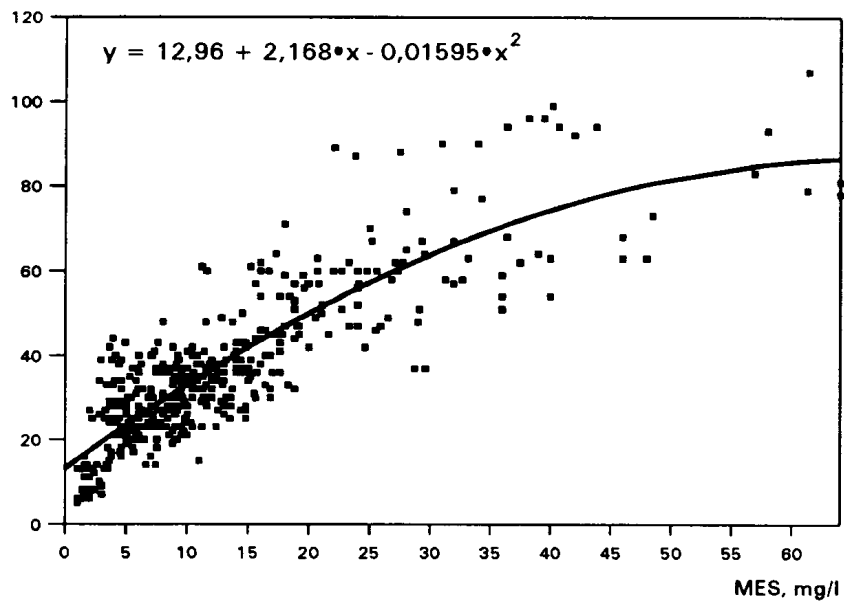


Figura 4.61 Relación entre la MES y la turbidez (FTU)

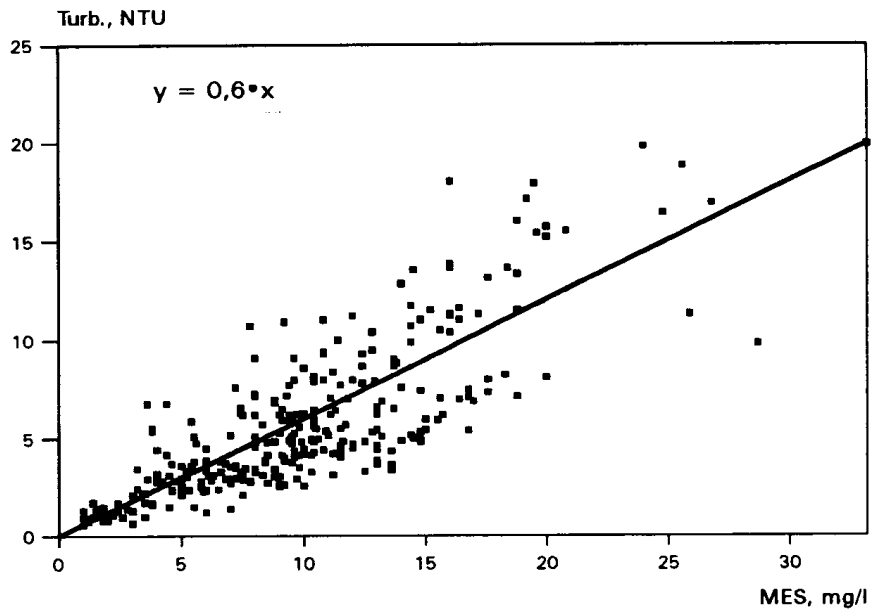


Figura 4.62 Relación entre la MES y la turbidez (NTU)

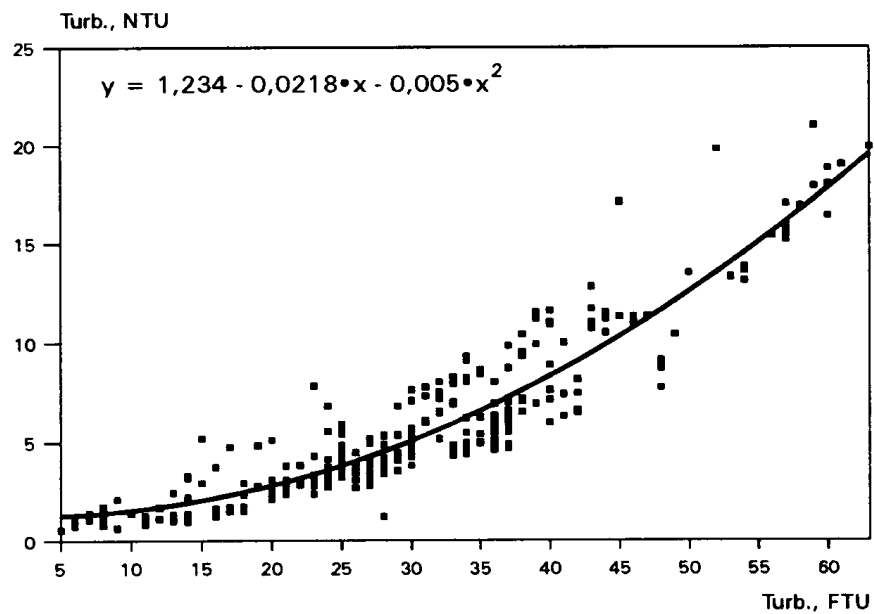


Figura 4.63 Relación entre la turbidez en FTU y en NTU

4.5 Evolución del sulfato y sulfuro

La formación de sulfuro en aguas residuales, tanto brutas como depuradas se debe a la reducción anaerobia del sulfato, a través de la acción de las bacterias sulfato-reductoras (Pomeroy y Bowlus, 1946; Parker, 1965; Pomeroy y Parkhurst, 1972; Thistlethwayte, 1972; Boon y Lister, 1975; Lohse, 1988; Schmitt, 1991; Nielsen *et al.*, 1992; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1997). Por tanto, en una agua dada, la evolución del sulfato está relacionada con la del sulfuro

4.5.1 Generación de sulfuro

Durante el transporte del agua residual depurada a lo largo de la conducción, desde el Depósito Regulador de El Tablero hasta la Balsa del Valle de San Lorenzo, se genera sulfuro, cuya evolución se presenta en las Figuras 3.1-3.20 (apartado 3.2). Esta generación comienza en el momento en que las condiciones son claramente anaerobias, es decir, cuando la concentración de OD es inferior a 0,5 mg/l y el POR es inferior a -100 mV. Esto coincide con lo propuesto en la Bibliografía (Tech. Stand. Committee, 1989; Boon, 1995).

Si bien, las bacterias sulfato-reductoras necesitan condiciones de ausencia de OD para poder realizar su actividad, experimentalmente se ha observado que la generación de sulfuro se produce en muchas ocasiones con concentraciones de OD de 0,3-0,5 mg/l. Esto se atribuye a que la producción de sulfuro tiene lugar fundamentalmente en la película biológica adherida a la superficie interna de la conducción de transporte (Lohse, 1988; Faup *et al.*, 1989; Mori *et al.*, 1991; Schmitt, 1991; Attal *et al.*, 1992), donde la concentración de OD es mucho menor que en el seno del agua residual donde se ha realizado la medida del OD.

Además, en el sistema en estudio, la biomasa medida como sólidos suspendidos volátiles (SSV), es mucho mayor en la película biológica que como materia suspendida, tal y como se ha explicado en el apartado 4.1.

En las Figuras 3.1-3.20 (apartado 3.2) se puede observar que el contenido de sulfuro medido al final de la conducción varía en un intervalo muy amplio que va desde 1 hasta 19 mg/l. El sulfuro medido en el agua residual de la conducción de transporte es la suma de todas las especies de sulfuro posibles (H_2S , HS^- y S^{2-}).

En la Tabla 4.3 se muestra el contenido de metales del agua residual depurada medida en la Estación de Bombeo (23 mayo 1996) y el producto de solubilidad de los sulfuros metálicos correspondientes (Manufacturing Chemists Association, 1968). Dada la baja concentración de metales en el sistema en estudio, tal como se puede ver en la Tabla 4.3, se puede considerar despreciable la cantidad de especies precipitadas.

La conducción de transporte circula completamente llena, por lo que no existe transferencia de materia líquido-gas a lo largo de la conducción. El punto final de la misma es una arqueta de rotura, abierta a la atmósfera, formada por un depósito de 1000 m^3 de capacidad desde el cual el agua pasa a la Balsa de San Lorenzo. Es en la arqueta de rotura donde se produce la transferencia de materia líquido-gas, y donde se libera el H_2S gaseoso a la atmósfera. La fracción de H_2S molecular respecto al sulfuro total en disolución depende del pH del medio.

Tabla 4.3

Sulfuro metálico	Producto de solubilidad (18-25°C)	Concentración de S ²⁻ (mol/l)	Concentración del metal (mg/l)
Sulfuro manganoso	1,4 x 10 ⁻¹⁵	3,7 x 10 ⁻⁸	0,02
" ferroso	3,7 x 10 ⁻¹⁹	6,1 x 10 ⁻¹⁰	0,06
" de cinc	1,2 x 10 ⁻²³	3,5 x 10 ⁻¹²	0,03
" de níquel	1,4 x 10 ⁻²⁴	1,2 x 10 ⁻¹²	0,02
" estannoso	1,0 x 10 ⁻²⁵	3,2 x 10 ⁻¹³	<0,5
" de cobalto	3,0 x 10 ⁻²⁶	1,7 x 10 ⁻¹³	-
" de plomo	3,4 x 10 ⁻²⁸	1,8 x 10 ⁻¹⁴	<0,1
" de cadmio	3,6 x 10 ⁻²⁹	6,0 x 10 ⁻¹⁵	<0,01
" de plata	1,6 x 10 ⁻⁴⁹	3,4 x 10 ⁻¹⁷	-
" de cobre	8,5 x 10 ⁻⁴⁵	9,2 x 10 ⁻²³	<0,03
" mercuríco	2,0 x 10 ⁻⁴⁹	4,5 x 10 ⁻²⁵	<0,1

La relación existente entre la concentración de H₂S gas en fase acuosa y la concentración de H₂S gas en la atmósfera de aire en contacto con el líquido es la siguiente (USEPA, 1974):

$$\frac{[H_2S]_{acuoso}}{[H_2S]_{aire}} = 560,18246 - 5,2702927T + 0,01670283 \cdot T^2 - 0,00001777778 \cdot T^3 \quad (4.1)$$

donde:

$$[H_2S] = \text{mg/l}$$

$$T = \text{K}$$

Utilizando la ley de los gases ideales, se ha calculado la concentración de H_2S molecular medido en el último punto de la conducción de transporte y la concentración de H_2S gas, en ppm volumétricas, si se alcanzara el equilibrio líquido-gas en el punto de descarga, para cada uno de los días de muestreo. Los resultados se presentan en la Tabla 4.4. Generalmente, a menos que el punto de descarga esté completamente cerrado, o existan condiciones muy turbulentas, las concentraciones H_2S en fase gaseosa medidas en la práctica suelen ser inferiores al 10% de la concentración de equilibrio, dentro de un intervalo que oscila entre el 1 y el 20% del valor teórico (Tech. Stand. Committee, 1989).

Como se puede ver en la Tabla 4.4 en numerosas ocasiones se han obtenido concentraciones de H_2S gaseoso en equilibrio superiores a 1000 ppm. Suponiendo que la concentración que se mide en la práctica sea el 10% del equilibrio, concentraciones superiores a 100 ppm siguen constituyendo un foco de malos olores que pueden ocasionar problemas a los gestores del transporte y almacenamiento del agua residual depurada si existen zonas habitadas en los alrededores del punto de descarga. De la misma forma, concentraciones de esa magnitud pueden ser muy peligrosas si la transferencia líquido-gas se produce en una zona cerrada, como pueden ser bocas de acceso, puntos de toma de muestra, etc.

Tabla 4.4 Concentración de H₂S libre en disolución al final de la conducción de transporte de agua residual depurada

Fecha	S ²⁻ total (mg/l)	PH	% H ₂ S desion.	H ₂ S desion. (mg/l)	H ₂ S gas (ppm vol.)
11/11/94	2,5	7,60	18	0,45	137
24/11/94	5,6	7,38	27	1,51	459
2/3/95	6,5	7,42	28	1,82	500
24/3/95	19,1	7,55	20	3,82	1096
3/4/95	16,8	7,52	24	4,03	1177
5/4/95	13,9	7,43	27	3,75	1112
27/4/95	7,2	7,52	24	1,73	498
2/5/95	11,8	7,47	25	2,95	877
1/6/95	3,6	7,65	17	0,61	190
8/6/95	4,8	7,61	18	0,86	263
15/6/95	7,5	7,53	22	1,65	510
22/6/95	6,7	7,53	22	1,47	440
7/5/96	2,7	7,68	17	0,46	125
9/5/96	1,5	7,68	17	0,26	76
13/1/97	1,1	7,72	17	0,19	51
16/1/97	1,7	7,83	14	0,24	66

La evolución del sulfuro y sulfato para cada uno de los seguimientos realizados se presenta en las Figuras 3.21-3.40 (apartado 3.2). En estas figuras las concentraciones están expresadas en milimoles por litro, para poder comparar el consumo de sulfato y la generación de sulfuro. Se puede observar como en la mayoría de los casos, la generación de sulfuro coincide aproximadamente con el consumo de sulfato.

4.5.2 Relación sulfuro-POR

Teniendo en cuenta la ecuación de Nernst el valor del POR necesario para la reducción del sulfato viene dado por (Mosey, 1985):

$$POR (mV) = +248 - 73,9 \text{ pH} - 7,39 \log \frac{[S^{2-}]}{[SO_4^{2-}]} \quad (4.2)$$

En el sistema en estudio el valor teórico del POR necesario para la reducción del sulfato se sitúa en torno a -300 mV. Sin embargo, el valor del POR medido en la conducción de transporte cuando se han alcanzado las condiciones anaerobias es muy superior a -300 mV, y suele estar comprendido en el intervalo -150,-200 mV (ver Figuras 3.1-3.20, apartado 3.2).

Esta diferencia entre el POR teórico y el POR experimental se atribuye a que en la conducción de transporte el POR se ha medido en el seno del agua residual, mientras que la reducción del sulfato tiene lugar en la película biológica adherida a la pared de la conducción, y en los sedimentos que pudieran existir en la tubería (Lohse, 1988; Faup *et al.*, 1989; Mori *et al.*, 1991; Schmitt, 1991; Attal *et al.*, 1992). Al existir unas condiciones anaerobias mucho más severas en la película biológica que en el seno del agua residual, el POR medido en la película biológica debe ser muy inferior al que se mide en el seno del agua residual, y probablemente llegue a ser del orden de -300 mV.

Sin embargo, desde el punto de vista práctico resulta mucho más útil conocer el valor del POR en el seno del agua residual que en la película biológica, ya que la medida del POR en el seno del agua residual es mucho más fácil de realizar que la medida en la película biológica. La posible relación que se encuentre entre el POR en el seno del agua residual y la concentración de sulfuro sería de gran utilidad en el seguimiento y control del almacenamiento y del transporte del agua residual depurada.

Con objeto de encontrar una relación entre la concentración de sulfuro en el agua residual y el POR medido en el seno de la misma, se ha representado el logaritmo neperiano de la concentración de S^{2-} frente al POR de muestras de agua residual depurada en condiciones claramente anaerobias. Se han representado 110 puntos con un POR inferior a -140 mV. Un valor de POR en el agua residual del orden de -140 mV marca también el comienzo de la generación de sulfuro (Tech. Stand. Committee, 1989; Boon, 1995).

Como se puede ver en la Figura 4.64. Los valores de POR y de sulfuro representados gráficamente se han correlacionado de manera aceptable ($r^2 = 0,71$) a la siguiente ecuación:

$$S^{2-} = \exp (-8,06 - 0,051 \cdot POR) \quad (4.3)$$

donde:

$$S^{2-} = \text{mg/l}$$

$$POR = \text{mV}$$

Esta ecuación ha sido desarrollada para un sistema de agua residual depurada con una DQO total comprendida entre 50 y 180 mg/l, y valores de sulfuro comprendidos entre 0 y 19 mg/l y de POR entre -211 y -140 mV.

Aunque el POR medido en el seno del agua residual no coincide con el valor teórico de potencial de reducción de sulfato, esta ecuación es importante ya que permite calcular la concentración aproximada de sulfuro del agua residual a partir de un parámetro de fácil medida como es el POR.

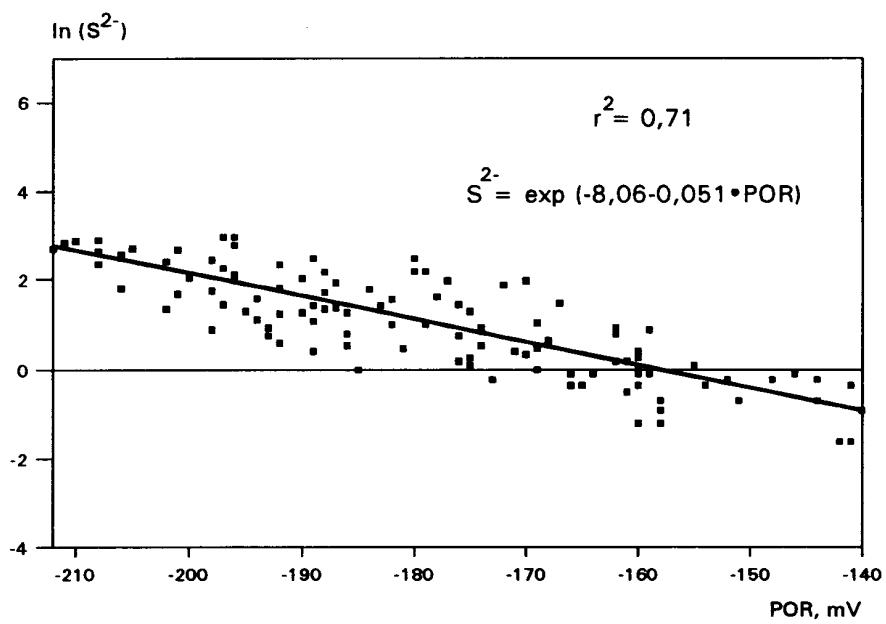


Figura 4.64 Relación entre $\ln(S^{2-})$ y el POR

La ecuación obtenida para la conducción estudiada es diferente de la propuesta en la Universidad de Haifa (Israel) (Agamit & Zafrir Weinstein Ltd., 1993):

$$S^{2-}(\text{mg/l}) = \exp(-0,025 - 0,0097 \cdot \text{POR}) \quad (4.4)$$

donde:

$$S^{2-} = \text{mg/l}$$

$$\text{POR} = \text{mV}$$

En la Tabla 4.5 se dan los valores experimentales de sulfuro medidos al final de la conducción en cada uno de los experimentos realizados y los valores predichos por la ecuación de Haifa y la Ec. 4.3 propuesta en este estudio.

Tabla 4.5

Valores de S^{2-} experimentales y predichos por la Ec. de Haifa y la Ec. 4.3 al final de la conducción.

Fecha	POR (mV)	S^{2-} exp. (mg/l)	S^{2-} pred. Ec. 4.3 (mg/l)	S^{2-} pred. Haifa (mg/l)
11/11/94	-162	2,5	1,2	4,7
29/11/94	-186	2,2	4,2	5,9
19/12/94	-154	0,0	0,8	4,3
23/1/95	-190	3,5	5,1	6,2
2/2/95	-159	2,4	1,1	4,6
2/3/95	-172	6,5	2,0	5,2
24/3/95	-197	19,1	7,3	6,5
3/4/95	-211	16,8	14,9	7,6
5/4/95	-208	13,9	12,8	7,3
27/4/95	-196	7,2	6,9	6,5
2/5/95	-189	11,8	4,9	6,1
1/6/95	-175	3,6	2,4	5,3
8/6/95	-194	4,8	6,3	6,4
15/6/95	-190	7,5	5,1	6,2
7/5/96	-211	2,7	14,9	7,6
9/5/96	-189	1,5	4,9	6,1
13/1/97	-155	1,1	0,9	4,4
16/1/97	-174	1,7	2,3	5,3

4.5.3 Cinética de generación de sulfuro

Los datos experimentales de concentración de sulfuro, obtenidos en las muestras tomadas a lo largo de la conducción mientras transportaba agua residual depurada en todo su recorrido, se han representado frente al tiempo de residencia (Figuras 4.65-4.83).

Como se puede observar, en la mayoría de los casos la generación de sulfuro se hace apreciable a partir de un tiempo de residencia mínimo. Este tiempo mínimo varía dependiendo de las características del agua, que afecta a las condiciones de septicidad. En todos los casos, una vez iniciada, la velocidad de generación de sulfuro es prácticamente constante, como se deduce de la distribución de puntos experimentales alineados aceptablemente sobre una recta.

La velocidad de formación de sulfuro puede obtenerse, por tanto, a través de la regresión lineal de los puntos experimentales, lo que se puede ver en las Figuras 4.65-4.83. Por otra parte, y puesto que la concentración de biomasa en la película biológica es del orden de 100 veces superior a la de los sólidos suspendidos, se ha considerado que la generación de sulfuro tiene lugar fundamentalmente en la película biológica y no en el seno del agua residual, por lo que la velocidad de generación de sulfuro se expresa en unidades de $g S^2/(m^2 \cdot h)$. Para ello, se ha multiplicado la velocidad de generación por la relación volumen/área de la conducción, $V/A = 0,15 m^3/m^2$, considerando despreciable el espesor de la película biológica respecto al diámetro de la conducción ($D=0,6 m$).

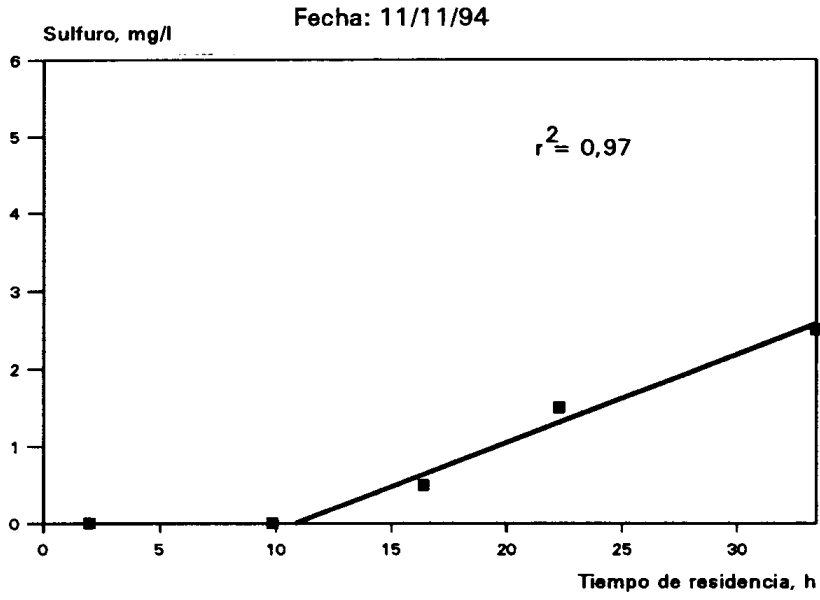


Figura 4.65

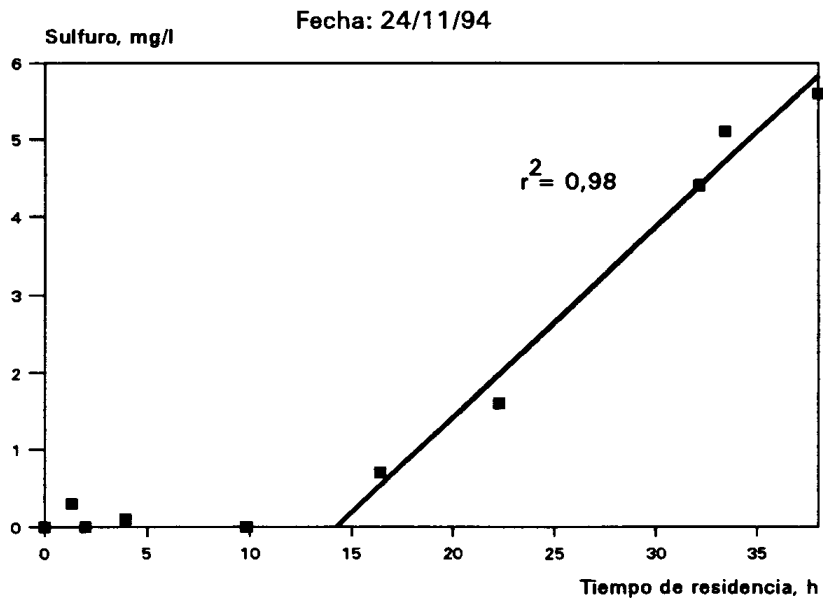


Figura 4.66

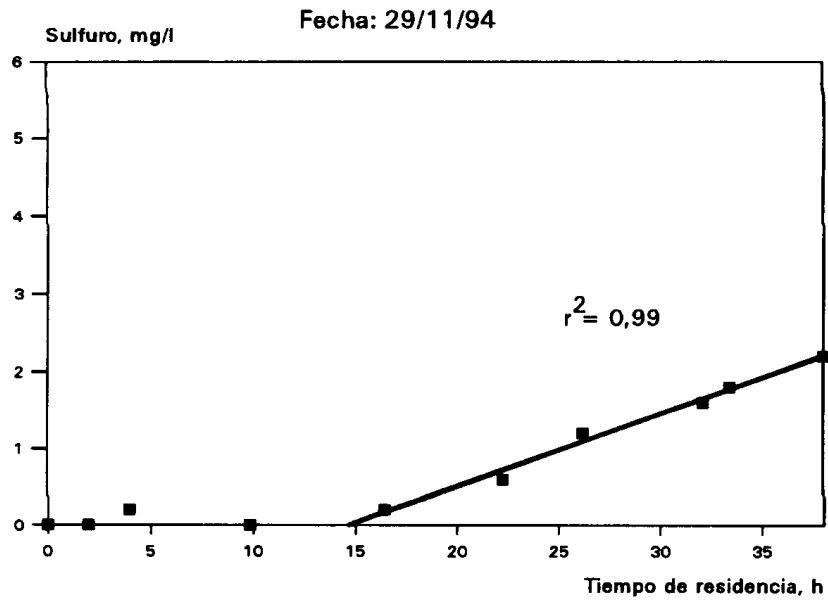


Figura 4.67

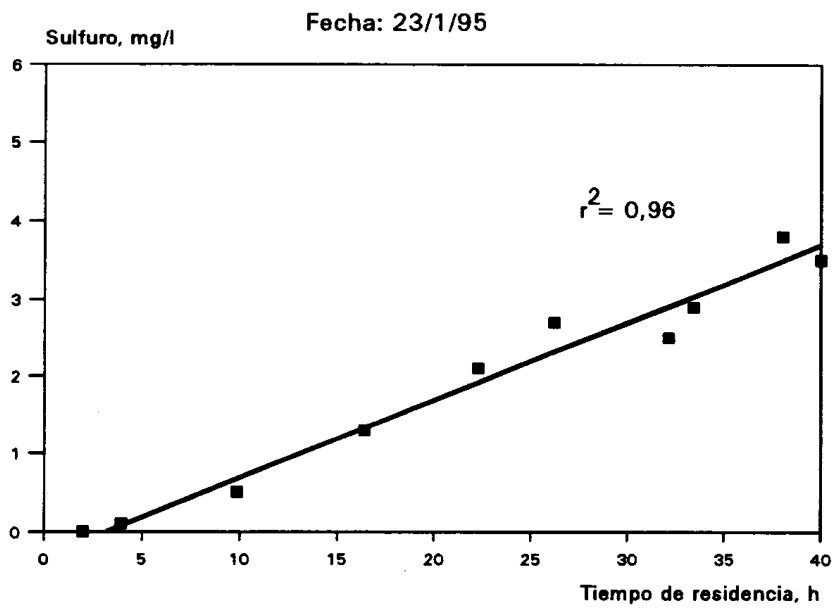


Figura 4.68

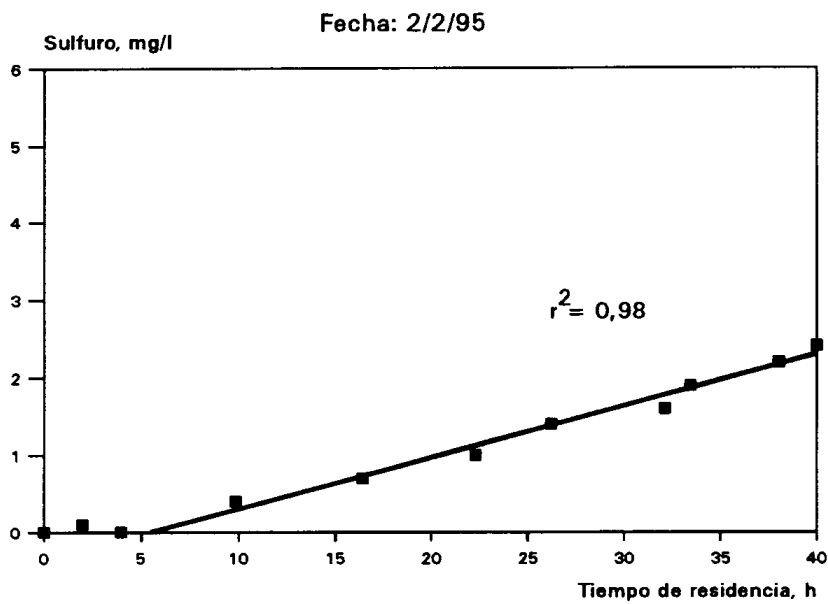


Figura 4.69

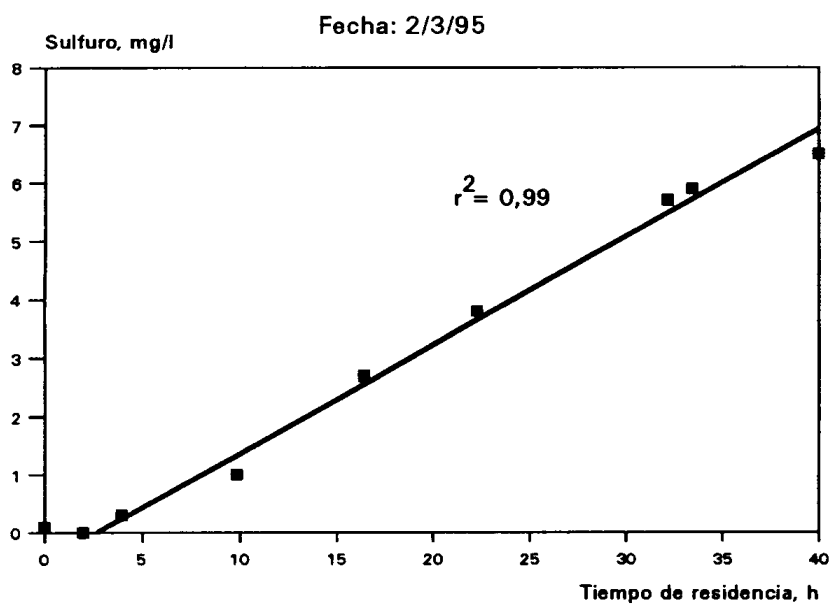


Figura 4.70

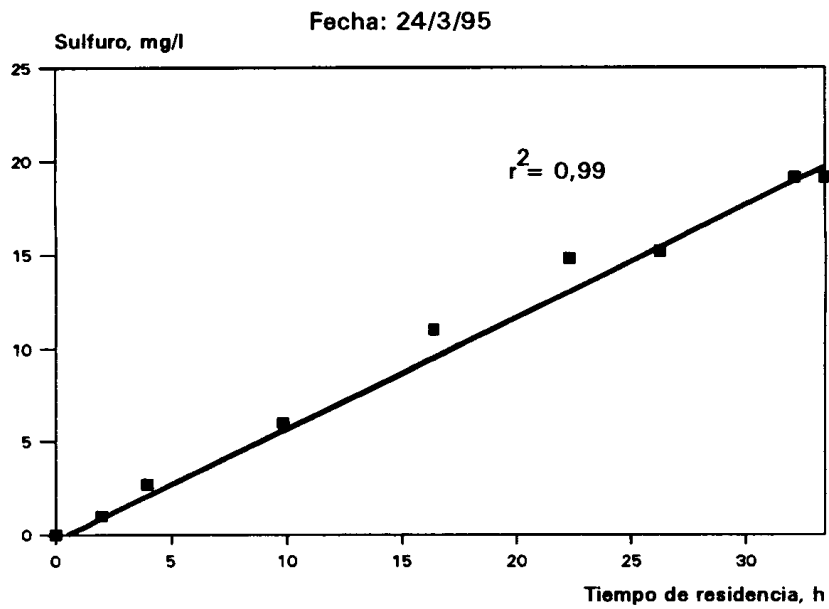


Figura 4.71

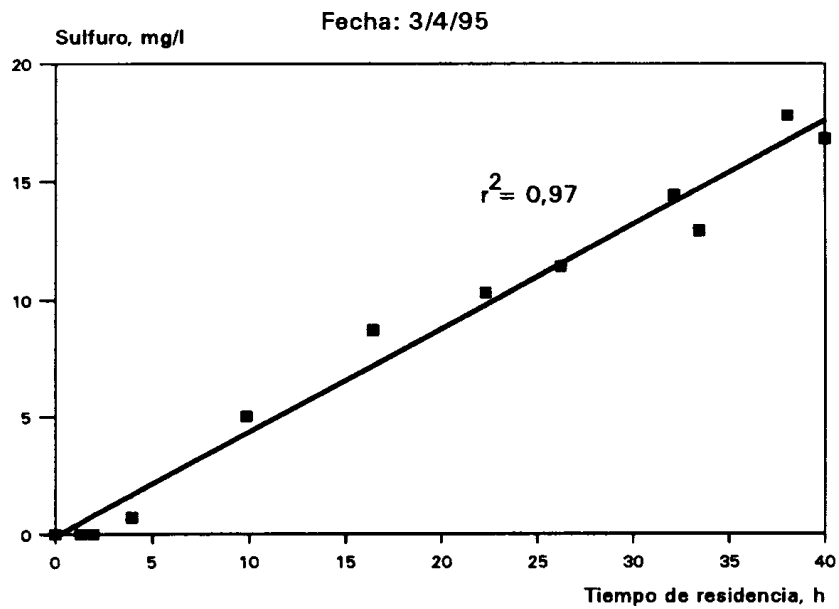


Figura 4.72

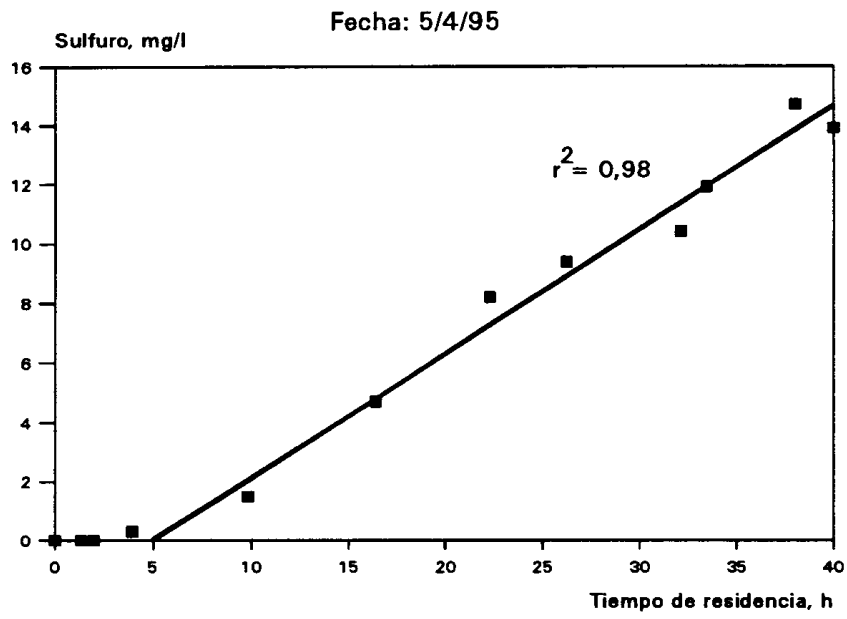


Figura 4.73

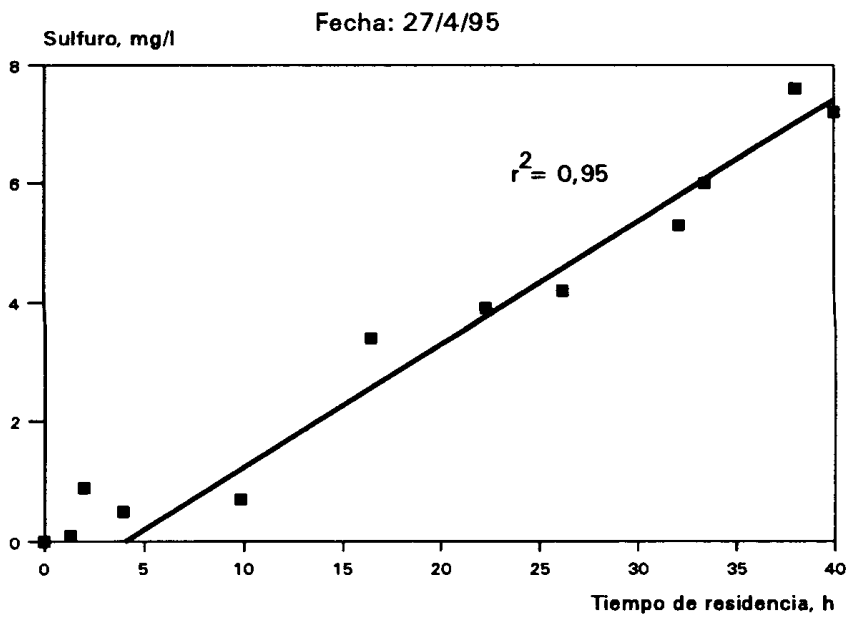


Figura 4.74

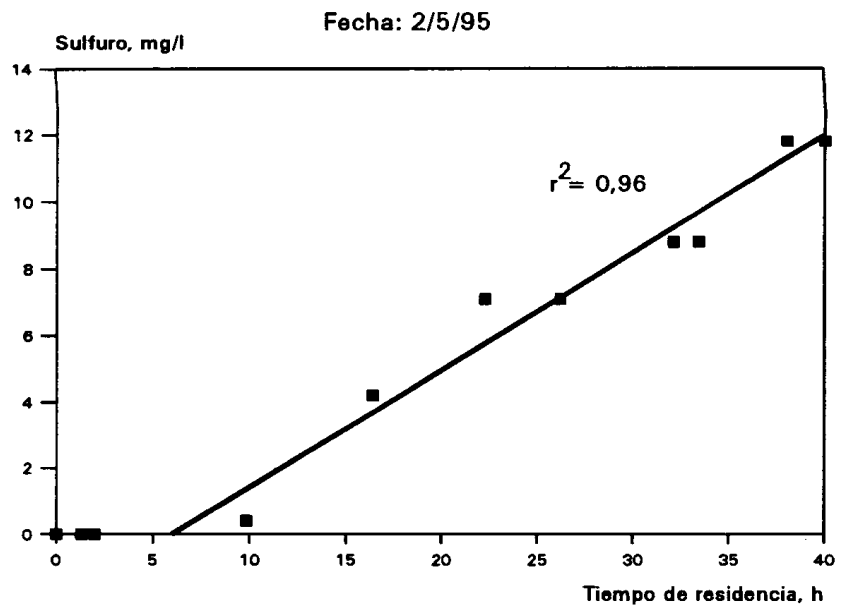


Figura 4.75

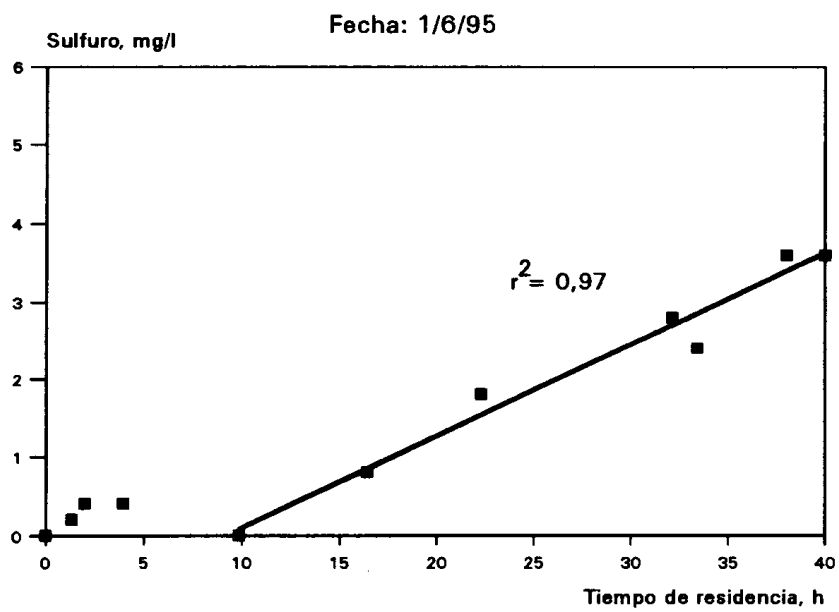


Figura 4.76

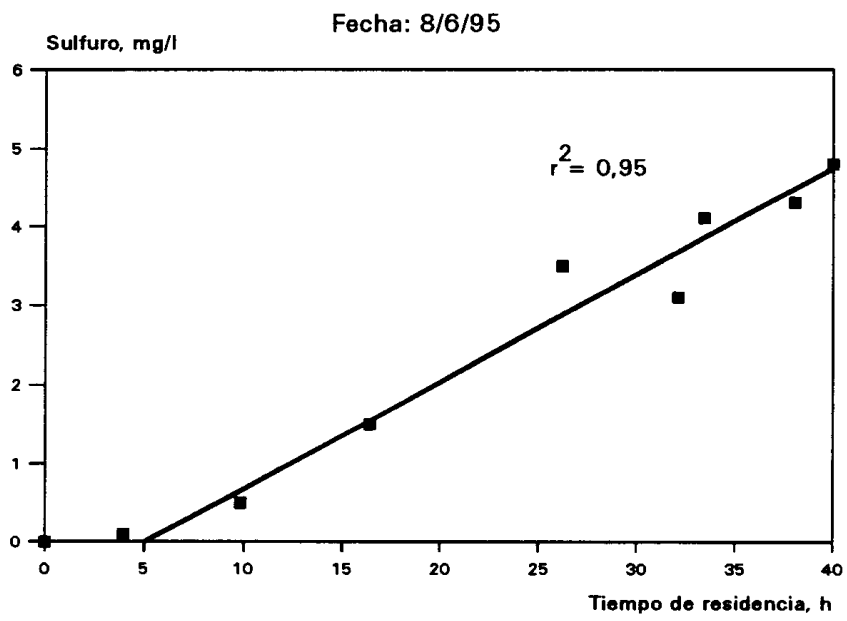


Figura 4.77

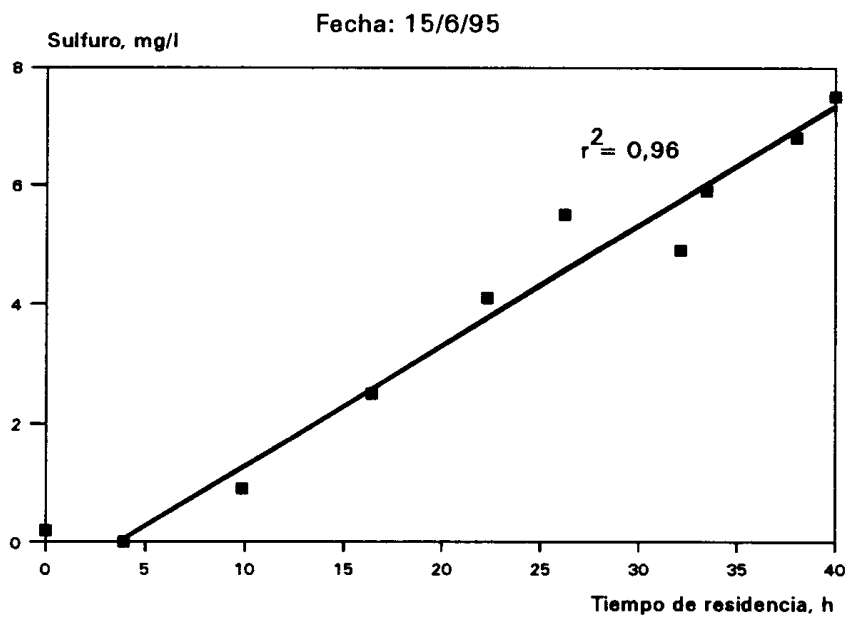


Figura 4.78

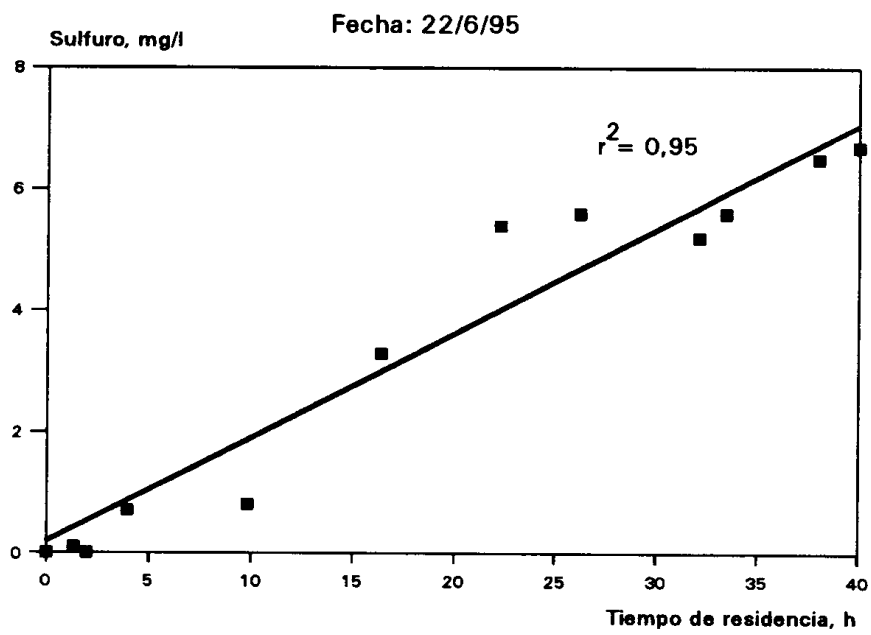


Figura 4.79

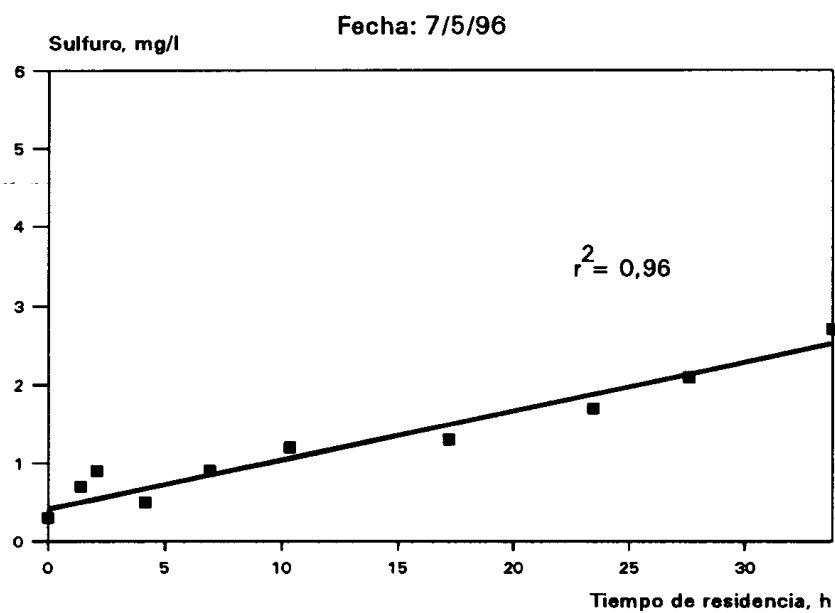


Figura 4.80

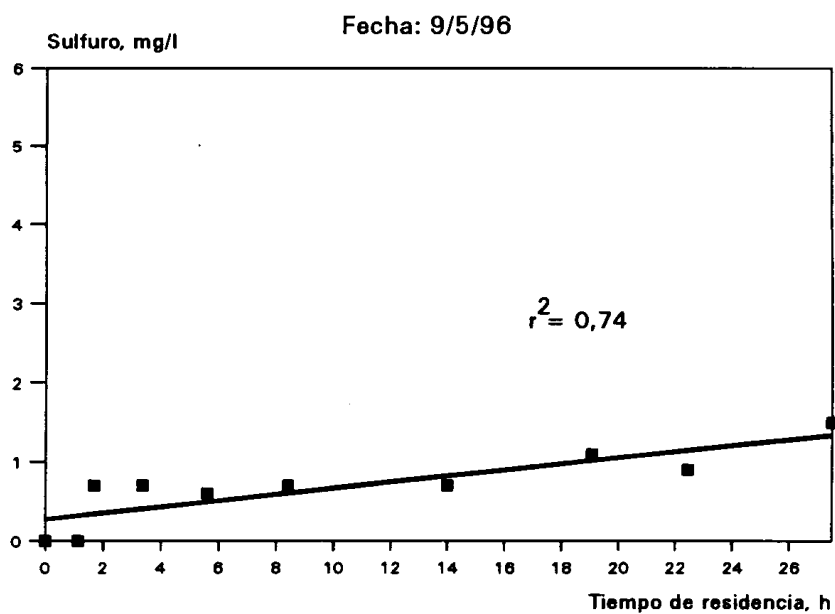


Figura 4.81

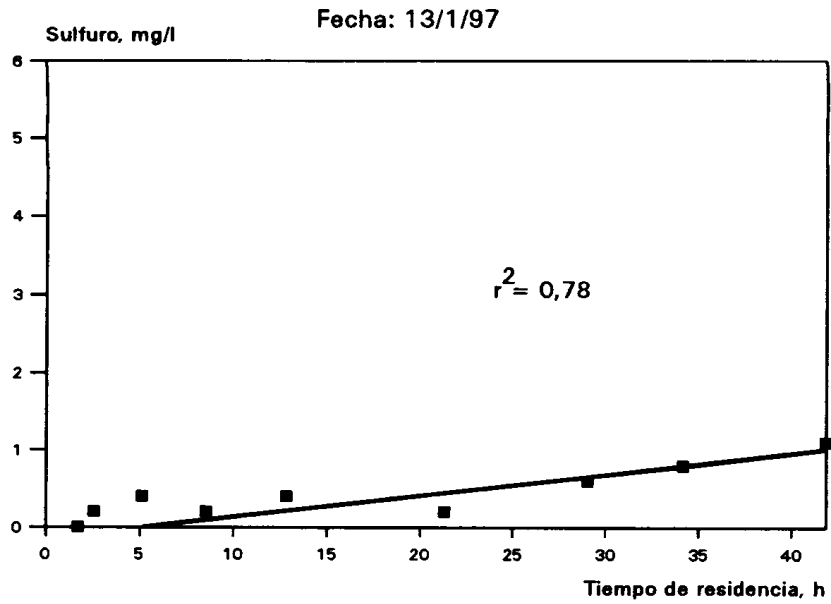


Figura 4.82

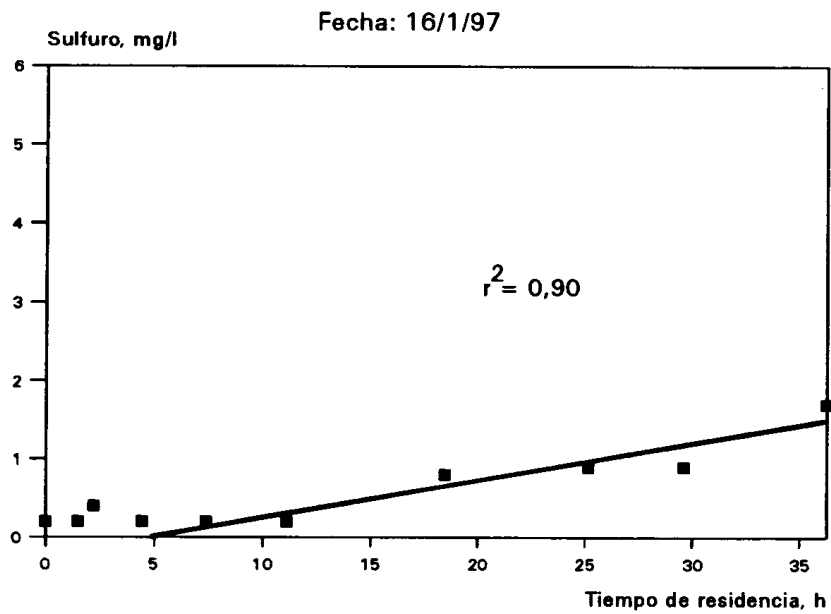


Figura 4.83

Influencia de las variables que afectan a la generación de sulfuro

Como ya han indicado numerosos autores (Thistlethwayte, 1972; Boon y Lister, 1975; Pomeroy y Parkhurst, 1977; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988; Boon, 1995), las variables que influyen de manera fundamental en la generación de sulfuro son la concentración de sulfato y de materia orgánica, y la temperatura.

En la Tabla 4.6 figuran las velocidades de generación de sulfuro de cada uno de los seguimientos realizados, junto con los valores medios de la DQO total, la DQO soluble, la concentración de sulfato y la temperatura. A efectos de facilitar el análisis posterior, los datos se han ordenado en la Tabla por orden creciente de velocidades, en lugar de por fechas de muestreo.

Influencia de la concentración de sulfato

Numerosos estudios realizados afirman que la concentración de sulfato no afecta a velocidad de generación de sulfuro, a concentraciones superiores a 10-20 mg/l (Pomeroy, 1974; Tech. Stand. Committee, 1989; Nielsen *et al.*, 1992). Por tanto, se puede concluir que el sulfato no influye en la velocidad de formación de sulfuro del sistema en estudio, puesto que la concentración de sulfato en la entrada de la conducción ha sido siempre superior a 70 mg/l.

Tabla 4.6

Velocidades de generación de sulfuro para los diferentes días de muestreo.

Fecha	r (g S ²⁻ /(m ² · h))	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	T (°C)
16/1/97	0,0077	46	37	121	20,5
13/1/97	0,0078	62	50	115	20,1
9/5/96	0,0087	56	52	132	22,8
2/2/95	0,0101	52	-	93	21,5
7/5/96	0,0128	58	52	134	23,6
29/11/94	0,0141	69	-	89	22,9
23/1/95	0,0150	71	-	99	21,1
1/6/95	0,0161	74	51	102	25,2
11/11/94	0,0171	69	-	87	24,0
8/6/95	0,0201	83	64	99	24,5
22/6/95	0,0270	87	66	95	26,2
2/3/95	0,0276	98	97	90	20,4
15/6/95	0,0303	105	60	103	24,8
27/4/95	0,0309	97	74	105	22,1
24/11/94	0,0368	71	59	76	24,8
2/5/95	0,0528	88	79	99	23,1
5/4/95	0,0627	129	-	101	22,8
3/4/95	0,0644	147	102	100	22,4
24/3/95	0,0870	183	117	89	22,1

Influencia de la temperatura

En la Tabla 4.6 se puede ver como la temperatura del agua residual se sitúa en el intervalo entre 20 y 26°C, correspondiente a un clima cálido. Este intervalo es relativamente corto si se tiene en cuenta que el fenómeno de la generación de sulfuro ha sido estudiado en climas templados y fríos, con intervalos de temperatura desde menos de 10 hasta 30° (Thistlethwayte, 1972; Boon y Lister, 1975; Pomeroy y Parkhurst, 1977; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988; Boon, 1995).

Henze *et al.* (1995) han propuesto un factor de temperatura para incluirlo en las cinéticas de reacciones en las que están implicadas microorganismos que ocurren en las películas biológicas:

$$r' = r \cdot f(T) \quad (4.5)$$

$$f(T) = 1,03^{T-20} \quad (4.6)$$

donde:

$$T = \text{°C}$$

Nielsen *et al.* (1997) utilizan este factor de temperatura en su ecuación de predicción, puesto que se ajusta muy bien a sus condiciones, ya que suelen obtener velocidades de generación de sulfuro relativamente altas a temperaturas inferiores a 20°C. Sin embargo, el factor de temperatura más utilizado desde hace muchos años en las ecuaciones de predicción de sulfuro, es $f(T)=1,07^{T-20}$ (Boon y Lister, 1975; Pomeroy y Parkhurst, 1977; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988; Boon, 1995).

Influencia de la concentración de materia orgánica

Según Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988) es la materia orgánica soluble la que influye de manera directa en la generación de sulfuro. En el apartado 2.3 de esta memoria se ha considerado como materia orgánica soluble la contenida en el agua filtrada través de un filtro de tamaño de poro de 1 mm.

En la Tabla 4.6 se puede ver como a medida que aumenta la concentración de materia orgánica (DQO) también aumenta la velocidad de generación de sulfuro. La importancia que tiene la materia orgánica en la generación de sulfuro queda patente en las ecuaciones de predicción de generación de sulfuro propuestas en la bibliografía (Thistlethwayte, 1972; Boon y Lister, 1975; Pomeroy y Parkhurst, 1977; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988; Boon, 1995; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1997), resumidas en la Tabla 4.7.

Se puede concluir, por tanto, que para las concentraciones de sulfato existentes, y condiciones de temperatura, durante el transporte del agua residual depurada, la materia orgánica es el parámetro que afecta de manera directa en la velocidad de generación de sulfuro.

Tabla 4.7 Ecuaciones de predicción de generación de sulfuro.

Autor	Ecuación
Thistlethwayte (1972)	$r = 0,5 \cdot 10^{-3} u DBO_5^{0,8} SO_4^{0,4} 1,139^{T-20}$
Boon y Lister (1975)	$r = 0,23 \cdot 10^{-3} DQO_t 1,07^{T-20}$
Pomeroy y Parkhurst (1977)	$r = 1 \cdot 10^{-3} DBO_5 1,07^{T-20}$
Hvitved-Jacobsen <i>et al.</i> ** (1988)	$r = a (DQO_s - 50)^{0,5} 1,07^{T-20}$
Boon ** (1995)	$\Delta S = 1,52 \cdot 10^{-3} DQO_t t_h \frac{1+0,004 \cdot D}{D} 1,07^{T-20}$
Hvitved-Jacobsen <i>et al.</i> *** (1997)	$r = a (DQO_s' - 50)^{0,5} 1,03^{T-20}$

donde:

$$r = \text{g S}^2/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$$

$$DBO_5, DQO, SO_4^{2-} = \text{mg/l}$$

$$u = \text{m/s}$$

$$T = ^\circ\text{C}$$

* $a = 1,5 \cdot 10^{-3}$ agua residual urbana (Dinamarca): $DQO_s < 500 \text{ mg/l}$; $3 \cdot 10^{-3}$ agua residual urbana + agua residual industrial (alimentaria): $DQO_s < 1000 \text{ mg/l}$; $6 \cdot 10^{-3}$ agua residual industrial (alimentaria): $DQO_s > 1000 \text{ mg/l}$

** DS= mg/l; t_h = minutos ; D (diámetro) = cm

*** $a = (1-2) \cdot 10^{-3}$ agua residual urbana (Dinamarca): $DQO_s < 500 \text{ mg/l}$; $(3-6) \cdot 10^{-3}$ agua residual urbana + agua residual industrial (alimentaria): $DQO_s < 1000 \text{ mg/l}$; $(7-10) \cdot 10^{-3}$ agua residual industrial (alimentaria): $DQO_s > 1000 \text{ mg/l}$

Desarrollo de una ecuación de predicción de generación de sulfuro

Debido a que en el sistema en estudio, la cinética de generación de sulfuro está controlada por la concentración de materia orgánica, la obtención de un modelo matemático riguroso de predicción es relativamente difícil, dada la complejidad de las reacciones implicadas (Nielsen y Hvitved-Jacobsen, 1988). Por ello, en la práctica, cuando el sustrato limitante es la concentración de materia orgánica, se debe recurrir al desarrollo de ecuaciones empíricas.

Las ecuaciones empíricas de predicción contienen aquellas variables que influyen de manera directa en la generación de sulfuro, tales como la temperatura y la materia orgánica. La ecuación de Thistlethwayte (1972) incluye también el sulfato y la velocidad de circulación del agua residual. Las ecuaciones que no tienen en cuenta la concentración de sulfato son aplicables sólo en el caso de que la concentración de sulfato sea superior a 10 mg/l. Recientemente, algunos autores han considerado la velocidad de circulación como un parámetro importante (Holder y Hauser, 1987). Sin embargo, la mayoría de las ecuaciones propuestas no tienen en cuenta la velocidad en las ecuaciones empíricas de formación de sulfuro.

Probablemente la velocidad de circulación afecta al espesor de la película biológica, de forma que a velocidades altas se producen fuerzas rasantes mayores que limitan el espesor. Por otra parte, velocidades de circulación altas favorecen el aporte de nutrientes hacia la película biológica.

En este estudio se ha considerado el tipo de ecuación ya propuesto anteriormente en la Bibliografía (Boon y Lister, 1975; Pomeroy y Parkhurst, 1977; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988; Boon, 1995):

$$r = a \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot DQO^b \quad (4.7)$$

donde:

$$r = \text{g S}^2/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$$

$$T = \text{°C}$$

$$DQO = \text{g/m}^3$$

a, b = coeficientes

Se ha utilizado el factor de temperatura $f(T)=1,07^{T-20}$ por ser el más ampliamente utilizado, y por ajustarse bien a los resultados experimentales obtenidos. No ha sido posible desarrollar otro tipo de factor de temperatura en la generación de sulfuro en el sistema en estudio, debido al limitado número de datos del que se dispone, y la enorme variabilidad en el contenido de materia orgánica para cada uno de los seguimientos, que además es el parámetro que influye de manera más importante.

Se ha representado gráficamente el logaritmo neperiano de $r/(1,07^{T-20})$ frente al logaritmo neperiano de la concentración de DQO total y DQO soluble, como se puede ver en las Figuras 4.84 y 4.85. A partir de dichas representaciones se obtiene una línea recta cuya pendiente es el exponente de la DQO, y cuya ordenada en el origen es el logaritmo neperiano de la constante a de la ecuación de predicción (Ec. 4.7). El exponente obtenido en ambos casos ha sido de 1,9 y 2,1, para la DQO total y la soluble, respectivamente. Es decir, la cinética encontrada experimentalmente es de orden 2 respecto a la DQO.

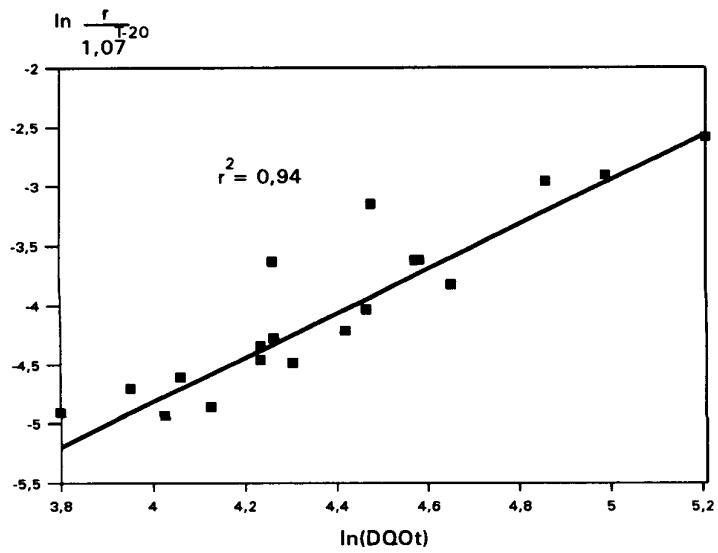


Figura 4.84 Ln(velocidad de generación de sulfuro) frente al ln(DQO total)

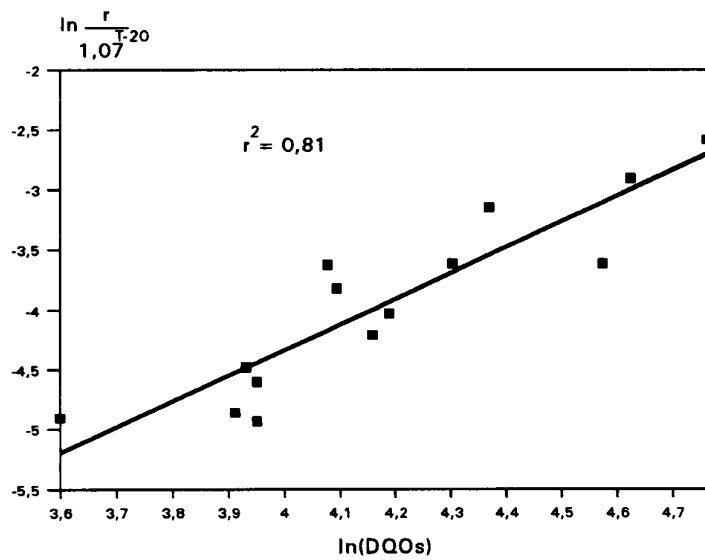


Figura 4.85 Ln(velocidad de generación de sulfuro) frente al ln(DQO soluble)

Muchos autores han encontrado una cinética de primer orden respecto a la materia orgánica, para aguas residuales (Thistlethwayte, 1972; Boon y Lister, 1975; Pomeroy y Parkhurst, 1977; Boon, 1995), y de orden 0,5 (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988, 1997). Sin embargo, Atkinson *et al.* (1974a,b) ha propuesto un modelo para describir el flujo de materia orgánica hacia la película biológica, suponiendo que la difusión en la misma es el factor que controla la velocidad de reacción y que no existe gradiente de concentración alguno a lo largo de la película líquida:

$$-r = \frac{E h k_0 S}{K_m + S} \quad (4.8)$$

donde:

-r = tasa de flujo de materia orgánica hacia la película biológica

E = factor de efectividad ($E \neq 1$)

h = espesor de la película biológica que se supone constante

k_0 = velocidad máxima de reacción

S = concentración de materia orgánica en un volumen elemental dentro de la masa líquida

K_m = constante de saturación

El factor de efectividad E da idea de la mayor o menor facilidad con que se produce la difusión de la materia orgánica hacia el interior de la película biológica. Atkinson *et al.* (1974a,b) considera que el factor de efectividad E es aproximadamente proporcional a la concentración de materia orgánica en el líquido ($E = f \cdot S$), de forma que la ecuación puede escribirse de la siguiente forma:

$$-r = \frac{f h k_0 S^2}{K_m + S} \quad (4.9)$$

donde f = factor de proporcionalidad

Si en la ecuación típica de Monod para las reacciones biológicas, se incluye un factor de efectividad E, similar al que utiliza Atkinson *et al.* (1974a,b), se tiene:

$$r = \frac{k' S^2}{K_m + S} \quad (4.10)$$

donde:

$k' = f \cdot h \cdot k_0$, que se puede considerar constante para una película biológica uniforme

Una cinética de segundo orden respecto al sustrato (S=DQO) se justifica con el modelo propuesto, si la concentración de sustrato es mucho más pequeña que K_m . En efecto, si $S \ll K_m$, se tiene:

$$r = k S^2 \quad (4.11)$$

donde:

$$k = k'/K_m$$

Las ecuaciones de predicción obtenidas para este sistema de agua residual depurada son diferentes de las propuestas por Boon y Lister (1975), Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988), Boon (1995) y Hvitved-Jacobsen *et al.* (1997) (Tabla 4.7). En las ecuaciones propuestas anteriormente el exponente de la DQO era 1 en las ecuaciones de Boon y Lister (1975) y Boon (1995) y de 0,5 en la ecuación de Hvitved-Jacobsen (1988). Hay que tener en cuenta la diferencia existente entre la concentración de materia orgánica del agua residual depurada utilizada en este estudio y la del agua residual bruta utilizada en el desarrollo de las ecuaciones propuestas en la Bibliografía.

Si se considera que la generación de sulfuro es de segundo orden respecto a la concentración de materia orgánica las ecuaciones cinéticas de predicción de sulfuro se

obtienen de las Figuras 4.86 y 4.87, en las que se ha representado la velocidad de formación de sulfuro frente al producto de la DQO al cuadrado y el factor de temperatura $1,07^{T-20}$. Las constantes obtenidas para cada una de las ecuaciones son coherentes con la relación existente entre la DQO total y la DQO soluble (DQO soluble = $0,72 \cdot$ DQO total).

Las ecuaciones obtenidas a partir de las representaciones gráficas son:

$$r = 0,0024 \cdot 10^{-3} \cdot DQO_t^2 \cdot 1,07^{T-20} \quad (4.12)$$

$$r = 0,005 \cdot 10^{-3} \cdot DQO_s^2 \cdot 1,07^{T-20} \quad (4.13)$$

donde:

$$r = \text{g S}^2/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$$

$$DQO_t, DQO_s = \text{g/m}^3$$

$$T = \text{°C}$$

Se debe tener en cuenta que estas ecuaciones sólo serán válidas para sistemas de transporte de agua residual, con una concentración de sulfato superior a 10 mg/l, y una concentración de DQO total comprendida entre 50 y 180 mg/l.

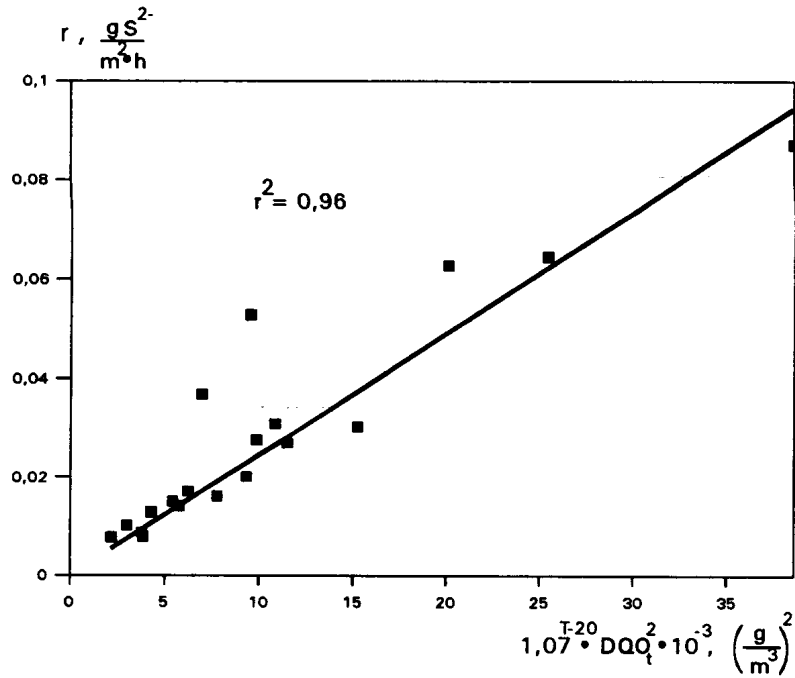


Figura 4.86 Velocidad de generación de sulfuro frente a $f(T) \cdot DQO_t^2$

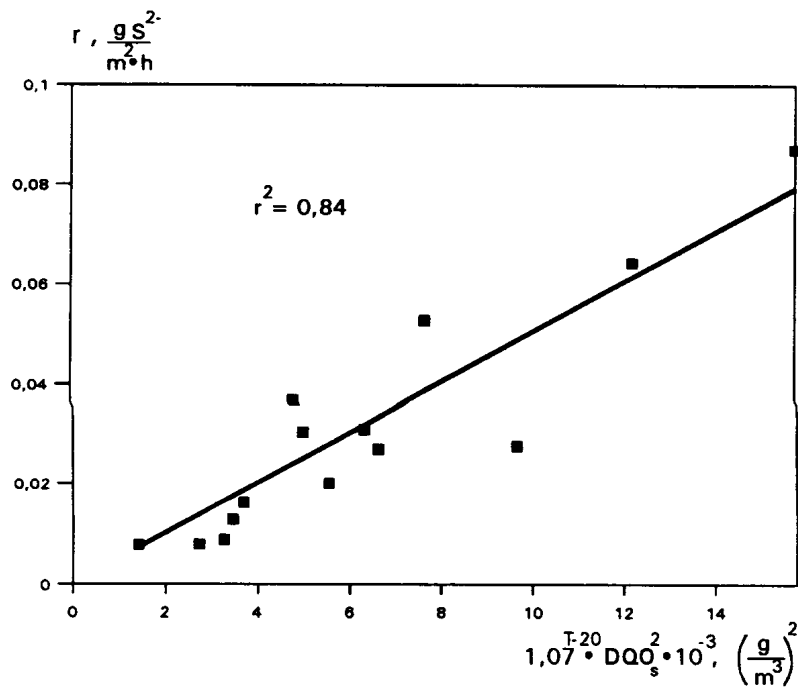


Figura 4.87 Velocidad de generación de sulfuro frente a $f(T) \cdot DQO_s^2$

Comparación entre la producción de sulfuro medida experimentalmente y la pronosticada por las ecuaciones de predicción

Se ha comparado la generación de sulfuro medida experimentalmente en el sistema estudiado con la generación pronosticada por las ecuaciones de Boon y Lister (1975), Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988), Boon (1995), Hvitved-Jacobsen *et al.* (1997) y con las ecuaciones propuestas en este estudio.

En las Figuras 4.88-4.91 se muestra la generación de sulfuro experimental y la pronosticada según las ecuaciones de Boon (1995) y Hvitved-Jacobsen *et al.* (1997), y la Ec. 4.12 desarrollada en este estudio, para 4 días caracterizados por DQO totales bastante dispares (46, 74, 147 y 183 mg/l), que se presentan como representativos del conjunto de experimentos realizados. En los días 24 de marzo ($DQO_t=183$ mg/l) y 3 de abril de 1995 ($DQO_t=147$ mg/l) se alcanzaron concentraciones de sulfuro superiores a 15 mg/l al final de la conducción. En los días 1 de junio de 1995 ($DQO_t=74$ mg/l) y 16 de enero de 1997 ($DQO_t=46$ mg/l) la generación de sulfuro fue mucho más baja.

Las Figuras 4.88 y 4.89 corresponden a dos experimentos con DQO total 183 y 147 mg/l respectivamente. En ambos casos, la ecuación de Boon (1995) se aproxima al comportamiento real de la conducción, pero prediciendo un valor inferior al experimental. Sin embargo, en las Figuras 4.90 y 4.91 caracterizadas por DQO total de 74 y 46 mg/l, se observa como la ecuación de Boon (1995) predice un valor superior al que se obtiene experimentalmente. La ecuación de Hvitved-Jacobsen *et al.* (1997) pronostica una generación de sulfuro muy inferior a la observada experimentalmente en todos los experimentos realizados.

En la Tabla 4.8 se dan los valores experimentales de sulfuro medidos al final de la conducción y los pronosticados según las ecuaciones de Boon y Lister (1975),

Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988), Boon (1995), Hvitved-Jacobsen *et al.* (1997). Como se ha indicado anteriormente, las ecuaciones de Boon y Lister (1975) y Boon (1995) por lo general predicen una concentración de sulfuro superior a la experimental, salvo en los casos de DQO total próxima o superior a 100 mg/l, en que el valor pronosticado por Boon es muy inferior al experimental. La ecuación propuesta por Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988) y su modificación de 1997 (Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1997) se alejan bastante de los resultados experimentales obtenidos en la conducción de transporte, como también se ha podido ver bien en las Figuras 4.88-4.91.

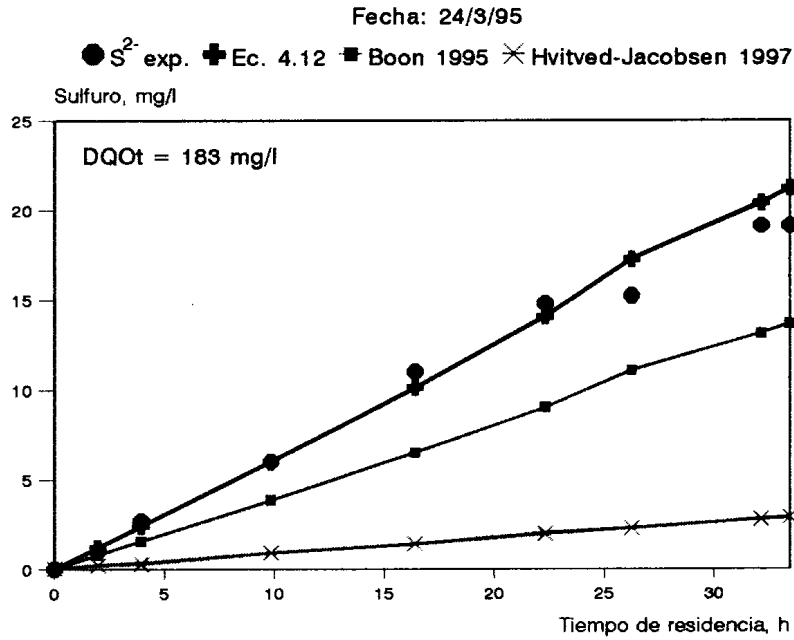


Figura 4.88 Sulfuro experimental y predicho a lo largo de la conducción

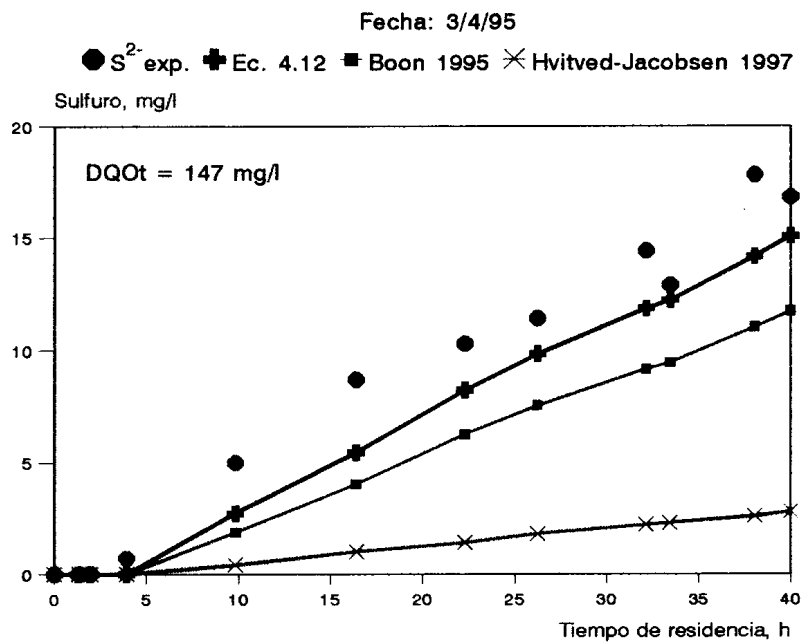


Figura 4.89 Sulfuro experimental y predicho a lo largo de la conducción

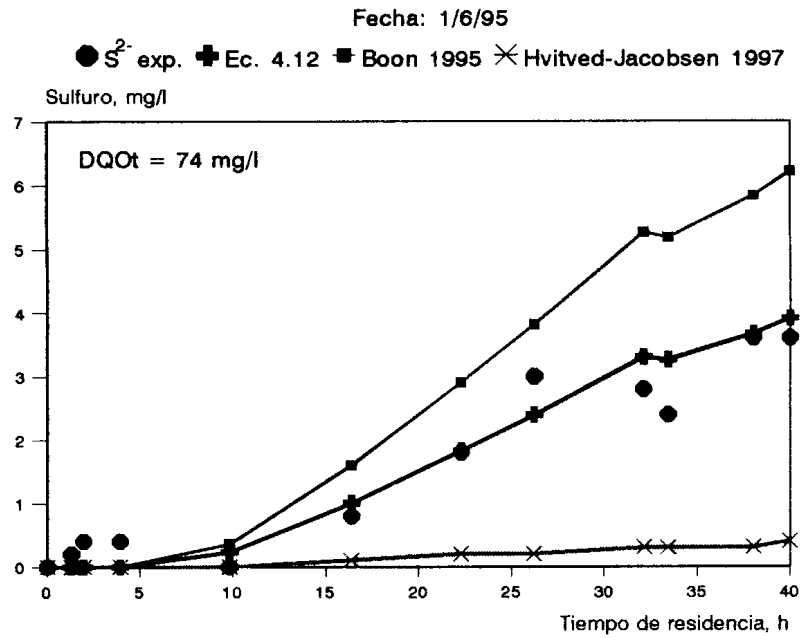


Figura 4.90 Sulfuro experimental y predicho a lo largo de la conducción

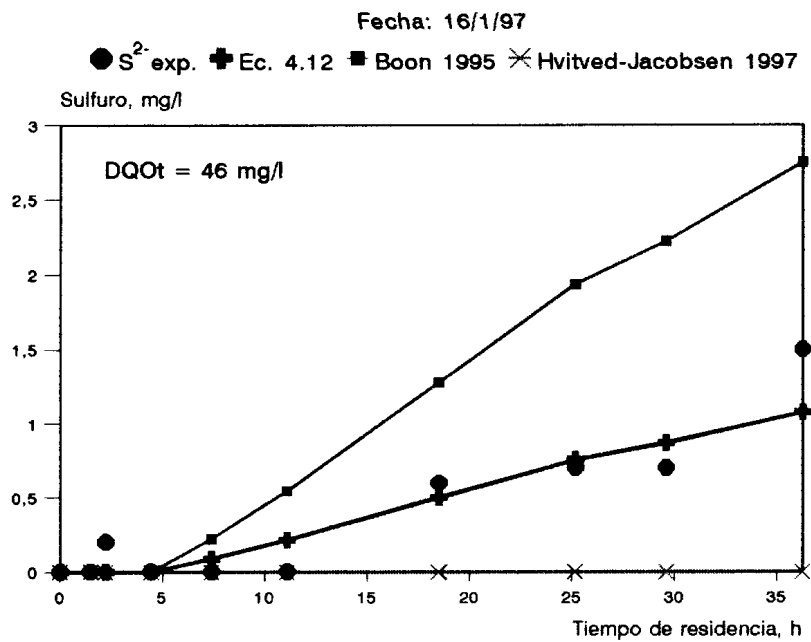


Figura 4.91 Sulfuro experimental y predicho a lo largo de la conducción

Tabla 4.8

Comparación entre S^{2-} medido experimentalmente al final de la conducción y el pronosticado a través de las ecuaciones de predicción

Fecha	S^{2-} exp. mg/l	S^{2-} Boon y Lister 1975	S^{2-} Hvitved- Jacobsen 1988	S^{2-} Boon 1995	S^{2-} Hvitved- Jacobsen 1997
11/11/94	2,5	3,8	-	4,8	-
24/11/94	5,6	4,2	1,2	5,2	1,0
29/11/94	2,2	3,6	-	4,4	-
23/1/95	3,5	4,1	-	5,0	-
2/2/95	2,4	3,1	-	3,8	-
2/3/95	6,5	5,4	2,5	6,6	2,4
24/3/95	19,0	10,6	3,1	13,1	2,9
3/4/95	16,8	9,7	3,1	12,1	2,9
5/4/95	13,9	8,5	-	10,6	-
27/4/95	7,5	6,3	2,1	7,8	1,9
2/5/95	11,8	5,4	2,2	6,8	1,9
1/6/95	3,6	5,1	0,5	6,3	0,4
8/6/95	4,8	5,5	1,6	6,8	1,4
15/6/95	7,5	8,0	1,6	9,9	1,3
22/6/95	6,7	7,4	2,3	9,2	1,8
7/5/96	2,5	3,7	0,6	4,6	0,5
9/5/96	0,8	2,6	0,4	3,2	0,4
13/1/97	1,1	3,0	0,5	3,8	0,5
16/1/97	1,5	2,2	0,0	2,8	0,0

4.5.4 Influencia de la Inyección de Agua Blanca en la generación de sulfuro

La introducción de una corriente de agua blanca saturada de oxígeno, en el punto kilométrico 10 de la conducción de transporte de agua depurada, ha dado lugar a una alteración sensible en el comportamiento del sistema en lo que respecta especialmente a las condiciones sépticas y con ello a la generación de sulfuro, aparte del efecto de la dilución sobre los parámetros característicos del agua depurada.

En las Figuras 3.45-3.65 (apartado 3.3) se han representado los datos experimentales de sulfuro, POR y OD en función del tiempo de residencia para todos los experimentos con inyección de agua blanca. La discontinuidad en las gráficas se corresponde con el punto de inyección.

Como ya se ha indicado, en el punto kilométrico 10 (aprox. 5-6 horas de tiempo de residencia), se dan las condiciones de septicidad adecuadas para la generación de sulfuros. El aporte de la corriente de agua saturada de oxígeno retrasa la aparición de condiciones anaerobias, y por tanto la formación de sulfuro. Al mismo tiempo, la intensidad del proceso de generación de sulfuro es menor, ya que su formación depende de la concentración de materia orgánica (Thistlethwayte, 1972; Boon y Lister, 1975; Pomeroy y Parkhurst, 1977; Hvitved-Jacobsen *et al.*, 1988), y el contenido de ésta descende por efecto de la dilución.

Debe tenerse en cuenta que el aporte de oxígeno o de aire en las alcantarillas ha sido uno de los métodos que se han utilizado para inhibir la generación de sulfuro durante el transporte del agua residual (Boon y Lister, 1975). Por tanto, la inyección de agua blanca saturada en OD podría considerarse como una variación de este método. En definitiva se trata de introducir un oxidante en la conducción, que en este caso es el OD.

Aunque realmente el compuesto que está inhibiendo la formación de sulfuro durante el transporte del agua residual depurada no es el OD propiamente dicho sino los compuestos oxidados de nitrógeno, pues el OD se consume rápidamente en menos de 2 horas tras la inyección del agua blanca. El POR permanece positivo durante varias horas del transporte debido a la presencia del nitrato y nitrito en el medio.

Relación Sulfuro-POR

Con la introducción del agua blanca saturada en OD se ha conseguido mantener el POR positivo durante buena parte del recorrido del agua residual. En algunos experimentos (7/7/95, 26/7/95, 31/7/95, 3/8/95, 16/5/96, 12/6/96, 22/7/96 y 8/10/96), se han alcanzado valores de POR inferiores a -150 mV al final de la conducción. A este rango de POR le correspondería, según la Ec. 4.3 desarrollada en el apartado 4.5.2, valores relativamente altos de sulfuro que no se obtienen experimentalmente, tal como se puede ver en la Tabla 4.9. En la misma, aparecen las concentraciones de sulfuro experimentales y pronosticadas por la Ec. 4.3 en función del POR, al final de la conducción.

En la Figura 4.92 se muestran los valores experimentales de sulfuro y los pronosticados mediante la Ec. 4.3, de las muestras de agua residual depurada con valores de POR inferiores a -140 mV, durante el transporte del agua residual depurada con inyección de agua blanca. Se observa como existen algunos puntos con POR inferiores a -180 mV, que corresponden a concentraciones experimentales de sulfuro muy bajas, y que deberían corresponder a concentraciones mucho mayores según la ecuación de predicción del POR. La Ec. 4.3 no predice adecuadamente la presencia de sulfuro en función del POR en las condiciones impuestas al inyectar el agua blanca.

Tabla 4.9

Valores de S^{2-} experimentales y predichos por la Ec. 4.3 al final de la conducción, tras la inyección de agua blanca.

Fecha	POR (mV)	S^{2-} exp. (mg/l)	S^{2-} predicho (mg/l)
7/7/95	-164	1.8	1.4
26/7/95	-170	0.2	1.8
31/7/95	-185	1.7	4.0
3/8/95	-179	0.9	2.9
4/10/95	-10	0.1	0.0
16/1/96	362	0.0	0.0
23/1/96	162	0.0	0.0
7/3/96	211	0.7	0.0
25/3/96	234	0.4	0.0
23/4/96	-40	0.4	0.0
16/5/96	-174	1.1	2.3
23/5/96	-140	0.7	0.4
12/6/96	-190	1.7	5.1
18/6/96	-126	0.9	0.2
27/7/96	-125	0.9	0.2
18/7/96	-117	1.6	0.1
22/7/96	-178	1.1	2.8
8/10/96	-180	1.7	3.1
20/2/96	-109	0.5	0.1

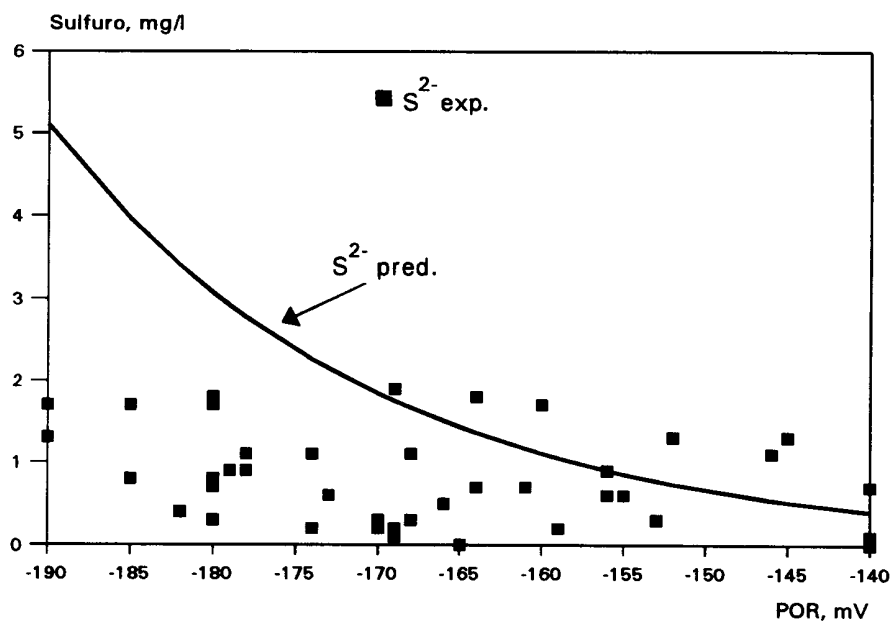


Figura 4.92 Sulfuro y POR tras la inyección del agua blanca

Ecuación de predicción en función de la materia orgánica

Como ya se ha indicado, el aporte de agua blanca a la conducción diluye al agua residual depurada que se transporta. En la Tabla 4.10 se muestra el contenido medio de materia orgánica durante el transporte de agua depurada sin diluir y diluida con agua blanca.

Tabla 4.10

Contenido medio de materia orgánica del agua residual depurada

Parámetro		A.R.D.	A.R.D.+A.B.
DQO _t (mg/l)	Media	85	45
	Desv. est.	38	18
	Nº datos	247	189
DQO _s (mg/l)	Media	64	34
	Desv. est.	23	12
	Nº datos	247	189

A.R.D. = agua residual depurada

A.B. = agua blanca

Como se puede apreciar, el contenido medio de materia orgánica del agua depurada diluida con agua blanca es sensiblemente inferior al del agua depurada sin diluir. Con una DQO_s media inferior a 50 mg/l es fácil deducir que la generación de sulfuro asociada a una concentración de DQO de esta magnitud debe ser pequeña.

Por otra parte, en la Tabla 4.11 se dan las concentraciones de sulfuro

experimentales y pronosticadas según las diferentes ecuaciones de predicción 4.12 y 4.13, propuestas en el apartado 4.5.3 de este trabajo, en función de la DQO total y soluble, al final de la conducción, para todos los seguimientos realizados con inyección de agua blanca. Para el cálculo de la concentración de sulfuro se ha utilizado el tiempo de residencia anaerobio en la conducción en cada uno de los experimentos (ausencia de OD y POR negativo).

En las Figuras 4.93 y 4.94 se ha representado la concentración de sulfuro medida experimentalmente al final de la conducción y la concentración pronosticada con las Ec. 4.12 y 4.13.

En las Figuras 4.93 y 4.94, y en la Tabla 4.11 se puede ver como ambas ecuaciones predicen relativamente bien la generación de sulfuro, aunque las dos, por lo general, predicen valores de sulfuro inferiores a los que se miden experimentalmente.

Es necesario tener en cuenta que el rango de concentración de materia orgánica del sistema utilizado para desarrollar la ecuación de predicción es superior a la del sistema de transporte con inyección de agua blanca. Es decir, se está aplicando la ecuación de predicción en un sistema con una DQO total inferior a la del sistema que se utilizó para desarrollar la ecuación de predicción. La DQO de los experimentos de inyección de agua blanca suele ser inferior a 60 mg/l, tal y como se puede ver en la Tabla 4.11. Sin embargo, de los 19 experimentos utilizados para desarrollar la ecuación de predicción 4.12, durante el periodo de transporte sin inyección de agua blanca, sólo hay 4 con DQO total inferior a 60 mg/l (58, 56, 52, 46). Se da también la circunstancia de que estos 4 experimentos son los que peor se ajustan al tratamiento realizado para obtener la ecuación de predicción.

Tabla 4.11

Valores de S^{2-} experimentales y predichos por las Ec. 4.12 y 4.13
al final de la conducción, tras la inyección de agua blanca

Fecha	DQO _i (mg/l)	DQO _s (mg/l)	S^{2-} exp. (mg/l)	S^{2-} (Ec. 4.12)	S^{2-} (Ec. 4.13)
7/7/95	70	55	1,8	1,2	1,6
26/7/95	63	46	0,2	0,0	0,0
31/7/95	65	44	1,7	1,7	1,6
3/8/95	54	38	0,9	0,0	0,0
15/9/95	46	37	0,2	0,0	0,0
4/10/95	57	-	0,1	0,0	-
16/1/96	26	20	0,0	0,0	0,0
23/1/96	19	17	0,0	0,0	0,0
7/3/96	17	16	0,7	0,0	0,0
25/3/96	18	15	0,4	0,0	0,0
23/4/96	24	22	0,4	0,0	0,0
16/5/96	37	33	1,1	0,4	0,7
23/5/96	49	43	0,7	0,4	0,7
12/6/96	54	42	1,7	1,1	1,4
18/6/96	40	32	0,9	0,3	0,4
2/7/96	44	29	0,9	0,2	0,2
16/7/96	60	44	2,6	1,7	2,0
18/7/96	38	31	1,6	0,4	0,5
22/7/96	44	32	1,1	0,8	0,9
8/10/96	43	34	1,7	0,6	0,8
20/2/97	58	47	0,5	0,4	0,5

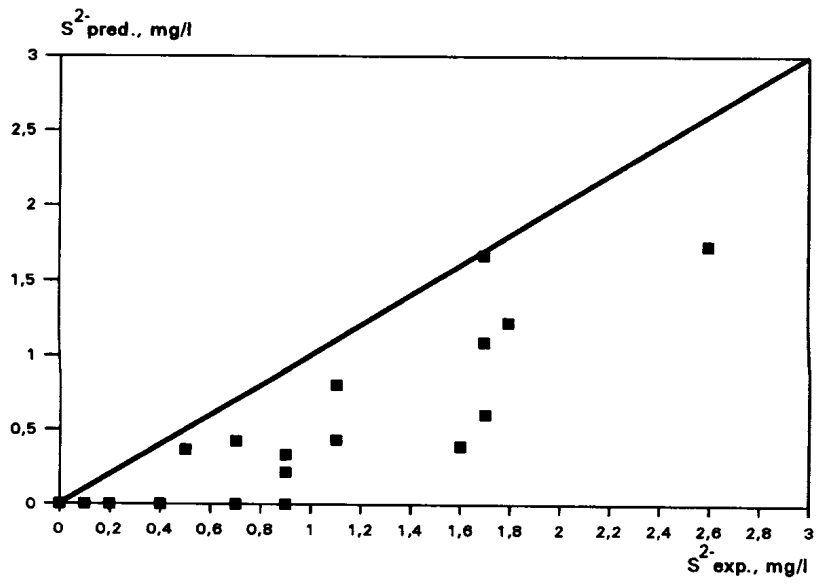


Figura 4.93 Sulfuro experimental y predicho por Ec. 4.12, f(DQOs)

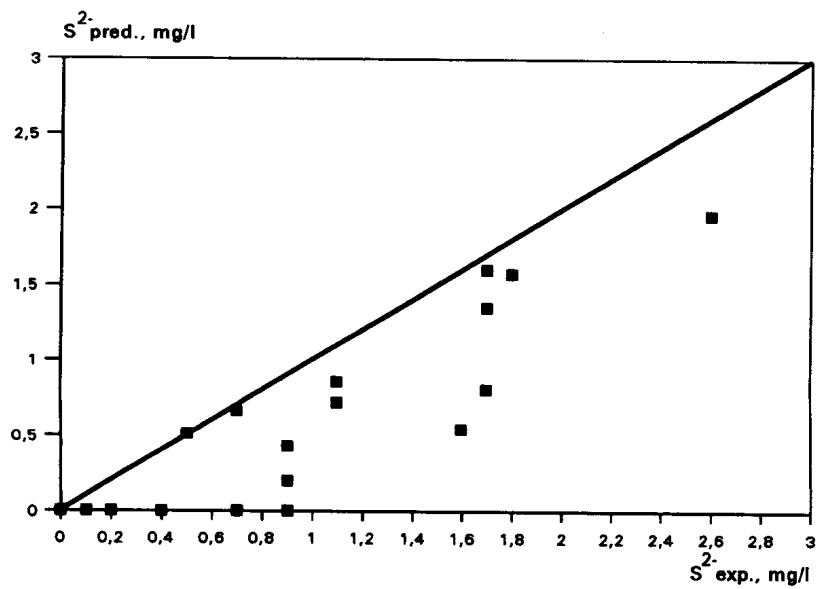


Figura 4.94 Sulfuro experimental y predicho por Ec. 4.13, f(DQOs)

Respecto a la DQO soluble, los experimentos de transporte de agua depurada sin inyección de agua blanca utilizados para desarrollar la ecuación de predicción en función de la DQO soluble estaban caracterizados por valores de DQO soluble superiores a 50 mg/l (excepto uno). Sin embargo, en los experimentos de inyección de agua blanca, excepto en uno de ellos, la DQO soluble siempre fue inferior a 50 mg/l. Por tanto, se está aplicando la Ec. 4.13 en un rango inferior al cual fue desarrollada, tal como se puede ver en las Tablas 4.11 y 4.6.

En relación a la concentración de materia orgánica mínima necesaria para la formación de sulfuro en sistemas de este tipo, Hvitved-Jacobsen *et al.* (1988) establece una DQO soluble mínima de 50 mg/l. Si se analizan los experimentos de generación de sulfuro durante el transporte de agua residual depurada con inyección de agua blanca y sus respectivas concentraciones de materia orgánica, se puede observar como el valor mínimo por debajo del cual no se genera sulfuro es de 40-45 para la DQO total y de 30-40 para la DQO soluble.

4.6 Compuestos de nitrógeno del agua residual depurada

Según la nueva directiva comunitaria (EEC 1992) (Lefevre *et al.*, 1993) la máxima concentración de nitrógeno que se puede verter, incluyendo amonio, nitrógeno orgánico, nitrito y nitrato es de 20 mg/l (media diaria). Es muy posible una reducción de este valor a 10 mg/l. Si nos atenemos a esta directriz el contenido de nitrógeno del agua residual transportada es muy elevado (30-50 mg/l), y sería necesario someter al agua residual depurada a una nitrificación-desnitrificación antes de su vertido. Sin embargo, para reutilización en riego agrícola el contenido de nitrógeno representa un valor añadido como nutriente.

En este apartado se discutirá el comportamiento de los compuestos de nitrógeno tales como el amonio, nitrato, nitrito y nitrógeno orgánico durante el transporte del agua residual depurada. La evolución de los tres primeros iones mencionados se ha representado en las Figuras 3.41-3.44 (apartado 3.2) y 3.66-3.80 (apartado 3.3).

4.6.1 Evolución de los compuestos de nitrógeno durante el transporte del agua residual depurada

En las Figuras 3.41-3.44 (apartado 3.2) correspondientes a los días 7 y 9 de mayo de 1996, y 13 y 16 de enero de 1997 se muestra la evolución de los iones amonio, nitrato y nitrito a lo largo de la conducción durante el transporte. En el tramo inicial de la conducción, donde existen condiciones aerobias, en los días 13 y 16 de enero de 1997 tiene lugar un proceso de nitrificación, con formación fundamentalmente de nitrito. Tras haberse alcanzado condiciones anóxicas, comienza un proceso de desnitrificación.

La formación de nitrito y posteriormente nitrato se produce a partir de la oxidación del ión amonio presente en el agua residual depurada. En las Figuras 3.41-3.44 (apartado 3.2) se observa como en el tramo correspondiente a la nitrificación la concentración de amonio disminuye, tal como era de esperar.

En el proceso de la desnitrificación se puede ver como la desaparición del nitrito es total, mientras que el nitrato no desaparece completamente, quedando una concentración remanente de 0,4 mg/l N-NO₃⁻.

4.6.2 Influencia de la Inyección del Agua Blanca en los compuestos de nitrógeno

La inyección de agua blanca supone un aporte de oxígeno extra a la conducción de transporte. Este aporte de oxígeno tiene como consecuencia la aparición de un proceso de nitrificación, seguida de una desnitrificación a partir del momento en que se ha consumido el oxígeno, tal y como se puede ver en las Figuras 3.66-3.80 (apartado 3.3). El proceso de formación de nitrito y nitrato a partir del punto de mezcla es similar al ocurrido los días 13 y 16 de enero de 1997, en los que no ha habido aporte de agua blanca. Sin embargo, como se desprende de las Figuras 3.66-3.80, aun cuando en el tramo inicial de la conducción de transporte tenga lugar un proceso de nitrificación, ésta es mucho mayor e intensa tras la inyección del agua blanca.

El nitrógeno orgánico no se ha representado en las Figuras de evolución de los compuestos de nitrógeno, ya que hacía difícil la observación del comportamiento de los cuatro parámetros simultáneamente. Sin embargo, si se observan detenidamente los resultados presentados en el Anexo, se ve como el contenido en nitrógeno orgánico

disminuye claramente tras la introducción del agua blanca. Varios autores apuntan que la nitrificación se produce a partir del nitrógeno amoniacal y orgánico (USEPA, 1975). Por tanto, el comportamiento observado en el nitrógeno orgánico podría corroborar esta afirmación.

A continuación se realiza una discusión de dos procesos de nitrificación y desnitrificación por separado.

4.6.3 Nitrificación

Según se ha indicado en el apartado 1.1.2.2 de la Introducción de esta memoria, las condiciones necesarias para que la nitrificación tenga lugar son (Lefevre *et al.*; 1993):

- Edad adecuada de los lodos para nitrificación, es decir, el tiempo necesario para que las bacterias nitrificantes (autótrofas) se vuelvan activas. Este tiempo puede ser muy grande (hasta 2 días según Tendaj *et al.* (1992)). Puesto que la conducción de transporte funciona en continuo, tanto el transporte del agua residual depurada, como la de agua blanca, se puede considerar que en el tramo inicial de la conducción, y en el tramo inmediatamente posterior a la introducción del agua blanca la película biológica está activa desde el punto de vista de la nitrificación.

- CO₂, que es la fuente de carbono que consumen las bacterias autótrofas. El contenido medio de bicarbonatos del agua residual en estudio es de 650 mg/l (Estación de Bombeo), que es suficiente como para que tenga lugar la nitrificación (Henze *et al.*, 1995).

- Presencia de oxígeno para la demanda endógena de carbono y nitrógeno.

Tanto en la entrada de la conducción de transporte como tras la inyección de agua blanca se tienen condiciones aerobias.

- Relación carga orgánica/carga nitrogenada, baja. Es necesario que exista una elevada proporción de bacterias autótrofas en la biomasa. Cuanto menor es la proporción carga orgánica/carga nitrogenada mayor será la proporción de bacterias autótrofas.

- Presencia de inhibidores. Tanto el amoníaco como el ácido nitroso libre pueden actuar como inhibidores de la nitrificación. Concentraciones de sólo 1 mg/l de NH_3 libre pueden disminuir la actividad de las Nitrosomonas y Nitrobáctera (Balmelle *et al.*; 1992). Según Abeling y Seyfried (1992), concentraciones de sólo 0,1 hasta 1 mg/ son suficientes para inhibir a las Nitrobáctera.

En la Tabla 4.12 se presentan la temperatura, la relación DBO_5 /amonio, las concentraciones de amoníaco, y el incremento de nitrógeno en forma de nitrato y nitrito (N-NO_x^-) producido en cada experimento en el que se ha observado nitrificación, tanto en el tramo inicial, como tras la inyección del agua blanca. En la Tabla no aparece la concentración de ácido nitroso libre, ya que en todos los casos fue cero.

La DBO_5 utilizada para calcular la relación entre la carga orgánica y la carga nitrogenada se obtuvo a partir de la relación DQO/DBO_5 observada en el sistema de reutilización en estudio, que es de 2,5 (Dpto. Ingeniería Química y T.F., 1997).

Para calcular la concentración de amoníaco y de ácido nitroso libre se ha utilizado las constantes de los equilibrios de disociación de ambos compuestos.

$$NH_3 = \frac{17}{14} \cdot \frac{N - NH_4^+ \cdot 10^{-pH}}{\frac{K_b}{K_w} + 10^{-pH}} \quad (4.14)$$

$$\frac{K_b}{K_w} = \exp \left[\frac{6.344}{273 + T} \right] \quad (4.15)$$

$$HNO_2 = \frac{N - NO_2^-}{K_a \cdot 10^{-pH}} \quad (4.16)$$

$$K_a = \exp \left[-\frac{2.300}{273 + T} \right] \quad (4.17)$$

Tabla 4.12

Nitrificación en cada uno de los muestreos

Fecha	km	DBO5/NH ₄ ⁺	NH ₃ , mg/l	T, °C	DN-NO _x ⁻ , mg/l
16/1/96	0	0,5	-	20,0	0,6
	10	0,5	-	21,2	0,6
23/1/96	0	0,8	0,39	18,2	-
	10	1,0	0,14	20,2	-
7/3/96	0	0,5	0,60	18,9	-
	10	0,7	0,14	20,3	4,5
25/3/96	0	0,7	0,72	20,0	-
	10	0,6	0,15	21,2	4,0
23/4/96	0	0,4	0,74	21,0	-
	10	0,4	0,34	22,0	0,7
7/5/96	0	0,3	0,00	22,3	-
9/5/96	0	0,4	1,36	21,6	-
16/5/96	0	0,6	1,46	22,5	-
	10	0,6	0,61	23,3	-
23/5/96	0	0,6	1,71	22,7	0,2
	10	0,5	1,02	24,0	2,3
12/6/96	0	0,6	1,55	24,2	0,8
	10	0,6	1,13	25,8	1,2

Tabla 4.12 (Continuación)

Fecha	km	DBO5/NH ₄ ⁺	NH ₃ , mg/l	T, °C	DN-NO _x ⁻ , mg/l
18/6/96	0	0,5	1,89	23,3	1,1
	10	0,3	1,16	25,2	1,4
2/7/96	0	0,5	1,64	23,4	1,8
	10	0,5	0,76	25,2	1,6
16/7/96	0	0,5	3,19	24,8	0,2
	10	0,7	1,77	26,5	-
18/7/96	0	0,6	1,05	24,0	0,4
	10	0,5	0,85	26,1	0,6
22/7/96	0	0,7	3,07	24,2	0,8
	11	0,6	1,59	25,9	1,2
8/10/96	0	0,5	2,44	23,8	-
	11	0,6	1,03	25,2	1,1
13/1/97	0	0,7	1,83	19,6	1,5
16/1/97	0	0,5	1,35	19,4	0,9
20/2/97	0	0,5	0,93	20,0	0,2
	11	0,6	0,54	21,2	0,8

Influencia de la relación carga orgánica/carga nitrogenada

En la Tabla 4.12 se aprecia como la relación DBO_5/NH_4^+ se sitúa en torno a 0,5. Se ha determinado la relación DBO_5/NH_4^+ puesto que no se disponía de datos de nitrógeno Kjeldahl total (NKT) en todos los experimentos. Sin embargo, en cualquier caso, la relación DBO_5/NKT sería siempre menor que la relación DBO_5/NH_4^+ , ya que el NKT es la suma del NH_4^+ y el nitrógeno orgánico. Por tanto, una relación DBO_5/NKT de 0,5 proporciona un porcentaje de bacterias autótrofas del 35% (USEPA, 1975), que se puede considerar elevado comparado con los sistemas tradicionales de aguas residuales brutas. La relación DBO_5/NH_4^+ se mantiene prácticamente constante antes y después de la inyección del agua blanca, debido a que el efecto del agua blanca sobre la carga nitrogenada y sobre la carga orgánica es fundamentalmente de dilución en ambos casos, ya que el contenido orgánico y nitrogenado del agua blanca es prácticamente despreciable.

Influencia de la temperatura

La temperatura se halla comprendida en todos los casos entre 20 y 26°C. Según la bibliografía (Abeling y Seyfried, 1992; Balmelle *et al.*, 1992; Henze *et al.*, 1995), la temperatura influye de manera determinante en la nitrificación. Sin embargo, en este estudio no se observan diferencias notables relacionadas con los cambios de temperatura estacionales, quizá debido a la mayor influencia que pueden tener otros factores, como puede ser la presencia de inhibidores.

Influencia de la concentración de NH_3 y HNO_2 libre

En la Tabla 4.12 se puede ver como la concentración de amoníaco al comienzo de la conducción está comprendida entre 1 y 3 mg/l. Según la bibliografía (Balmelle *et al.*, 1992; Abeling y Seyfried, 1992), una concentración de amoníaco libre de esta magnitud podría inhibir la nitrificación. Tras la inyección del agua blanca la concentración de amoníaco libre es menor que al comienzo de la conducción y no suele ser superior a 1 mg/l. La mayor intensidad de la nitrificación que se produce tras la inyección del agua blanca puede estar relacionada con la disminución de la concentración de amoníaco libre.

La presencia de amoníaco inhibe fundamentalmente la formación de nitrato y no de nitrito. De esta forma, se puede ver como en los muestreos comprendidos entre enero y abril de 1996 (Figuras 3.66-3.70, apartado 3.3) la concentración de nitrato en el agua residual es muy superior a la de nitrito, debido presumiblemente a que la concentración de amoníaco libre fue en esos casos bastante baja, en algunos casos inferior a 0,5 mg/l. A partir del 23 de mayo de 1996 en adelante se puede observar en las Figuras 3.72-3.80, como normalmente cuando existe nitrificación la formación de nitrito es del orden o incluso superior a la de nitrato. También se puede ver en la Tabla 4.12 como la concentración de amoníaco se sitúa, en ese periodo, en torno a 1 mg/l.

En el tramo inicial de la conducción, en algunos casos, se da una situación análoga a la comentada. La concentración de amoníaco suele ser superior a 1,5 mg/l, de forma que ocasiones la nitrificación queda reducida a la formación de nitrito exclusivamente. Este es el caso del 8 de octubre de 1996 y 13 de enero de 1997 en que la concentración de amoníaco fue del orden de 2 mg/l, y en los que se aprecia claramente como sólo tiene lugar la formación de nitrito.

Velocidad de desaparición de OD

No se dispone de suficiente información acerca de la concentración de OD en el tramo en el que se produce la nitrificación en el sistema en estudio. Esto se debe a que el OD se consume muy rápidamente, y el tramo de nitrificación es muy corto, disponiendo solamente de 2 puntos tras la inyección del agua blanca en los que se conoce la concentración de OD.

Como ya se indicó en el apartado correspondiente a la septicidad del agua residual depurada, el consumo de OD es mucho mayor tras la inyección del agua blanca que en el tramo inicial, debido presumiblemente a la existencia de una mayor nitrificación tras la inyección de agua blanca que en el tramo inicial de la conducción.

pH

Como se pudo ver en el apartado correspondiente a la evolución del pH (apartado 4.3.3, Fig. 4.29-4.40), este parámetro experimenta un descenso en el tramo inicial de la conducción y tras la inyección del agua blanca, que coincide con la nitrificación (Henze *et al.*, 1995). El descenso que se produce tras la inyección del agua blanca es más pronunciado que el que tiene lugar al comienzo de la conducción, quizá debido a la mayor intensidad de la nitrificación tras la inyección del agua blanca.

4.6.4 Desnitrificación

En las Figuras 3.70-3.80 (apartado 3.3) se aprecia como tras haberse alcanzado las condiciones anóxicas comienza un proceso de desnitrificación, en el que el nitrógeno en forma de nitrato y nitrito presente en el medio se transforma en óxidos de nitrógeno y N_2 gaseoso.

La desaparición del nitrito es total al final de la conducción, mientras que el nitrato no se consume totalmente, permaneciendo, en la mayoría de los casos, una concentración remanente de 0,4-0,5 mg/l. Lo que indica que la reducción de nitrato a nitrito es la etapa limitante del proceso.

Según se expuso en el apartado 1.1.2.3 de la Introducción, la desnitrificación depende de una serie de factores tales como (Lefevre *et al.*; 1993):

- Relación favorable carbono/ $N-NO_x^-$.
- Condiciones anóxicas en el medio.
- Tiempo de residencia adecuado en condiciones anóxicas.
- Presencia de inhibidores (HNO_2).

Relación DQO/ $N-NO_x^-$

Cuanto mayor sea esta relación más fácilmente se producirá la desnitrificación. Según Çeçen y Gönenç (1994) una relación de DQO/ $N-NO_x^-$ superior a 5 implica que la materia orgánica está en exceso respecto a los compuestos oxidados de nitrógeno, y la desnitrificación será prácticamente completa. En cualquier caso, en el sistema en estudio se consigue una desnitrificación prácticamente completa y se cumple la

condición anterior en casi todos los casos.

Dado que la concentración de materia orgánica no es un reactivo limitante en estas condiciones, se considera que la desnitrificación está controlada por la concentración de los compuestos oxidados de nitrógeno.

Condiciones anóxicas y desnitrificación

Para que se produzca la desnitrificación es necesario que no exista OD en el medio. Como ya se explicó, la medida del POR es de gran utilidad en el estudio de los fenómenos de nitrificación y desnitrificación (Lefevre *et al.*, 1993), ya que a bajas concentraciones de OD, en función de la presencia o ausencia de compuestos oxidados de nitrógeno, las condiciones pueden pasar de anóxicas a anaerobias muy rápidamente. Es decir, mediante la medida del oxígeno disuelto es muy difícil discernir entre condiciones anóxicas y anaerobias, mientras que la medida de la variación del POR da cuenta de la progresión de las reacciones biológicas en el agua residual. Para que la desnitrificación tenga lugar, es necesario que el POR siempre sea positivo, lo que indicaría que en ausencia de OD existe $N-NO_x^-$ en el medio.

Concentración de HNO_2 libre

La presencia de ácido nitroso podría inhibir la acción de las bacterias desnitrificantes. Sin embargo, la concentración de HNO_2 durante la desnitrificación es despreciable, al igual que en la nitrificación, por lo que no afecta en modo alguno a la desnitrificación.

pH

Como ya se ha indicado, durante la desnitrificación se produce un aumento de la alcalinidad del agua, como se puede constatar en las Figuras 4.29-4.40, apartado 4.3.3.

Velocidad de desnitrificación

Dada la elevada relación DQO/N-NO_x⁻ existente en prácticamente todos los experimentos (ver Tabla 4.13), se ha considerado que la velocidad de desnitrificación no depende del contenido de materia orgánica. De esta forma, se ha supuesto que la velocidad de reacción responde a una ecuación del siguiente tipo:

$$-r = k \cdot [N - NO_x^-]^n \quad (4.18)$$

Con el fin de obtener el orden de reacción, se procedió a la aplicación del método de las velocidades iniciales. Aplicando la Ec. 4.18 a la situación inicial, se tiene:

$$-r_i = k \cdot [N - NO_x^-]_i^n \quad (4.19)$$

donde:

$$k = k_{20} \cdot 1,07^{T-20}$$

Si se aplica logaritmo neperiano a ambos miembros de la ecuación se obtiene lo siguiente:

$$\ln \left(\frac{-r_i}{1,07^{(T-20)}} \right) = \ln k_{20} + n \ln [N - NO_x^-]_i \quad (4.20)$$

Por tanto, de la representación de $\ln[-r_i/1,07^{T-20}]$ frente a $\ln[N-NO_x^-]_i$ debe obtenerse una línea recta, cuya pendiente dará el orden de reacción (Fig. 4.95).

Para seguir este procedimiento, se trataron los datos experimentales mediante regresiones polinómicas. En la Tabla 4.13 se presentan los valores obtenidos para la velocidad inicial ($-r_i$), la relación DQO/N- NO_x^- , la concentración inicial ($[N-NO_x^-]_i$) y temperatura para cada experimento.

Tabla 4.13
Velocidades de desnitrificación en cada experimento

Fecha	DQO _i /N-NO _x ⁻	T °C	[DQO _i] mg/l	[N-NO _x ⁻] _i mg/l	-r _i g/(m ³ ·h)
7/3/96	3,3	20,8	17	5,2	0,187
25/3/96	4,1	21,1	18	4,4	0,461
23/4/96	18,5	20,8	24	1,3	0,100
16/5/96	41,1	22,4	37	0,9	0,162
23/5/96	16,9	23,7	49	2,9	0,413
12/6/96	38,6	24,8	54	1,4	0,222
18/6/96	22,2	24,9	40	1,8	0,407
2/7/96	11,0	24,6	44	4,0	0,545
16/7/96	75,0	26,0	60	0,8	0,121
18/7/96	27,1	25,5	38	1,4	0,161
22/7/96	18,3	25,6	44	2,4	0,351
8/10/96	17,9	24,7	43	2,4	0,446
13/1/97	13,5	20,2	62	2,0	0,165
16/1/97	29,3	20,6	46	1,3	0,118
20/2/97	36,3	21,3	58	1,6	0,200

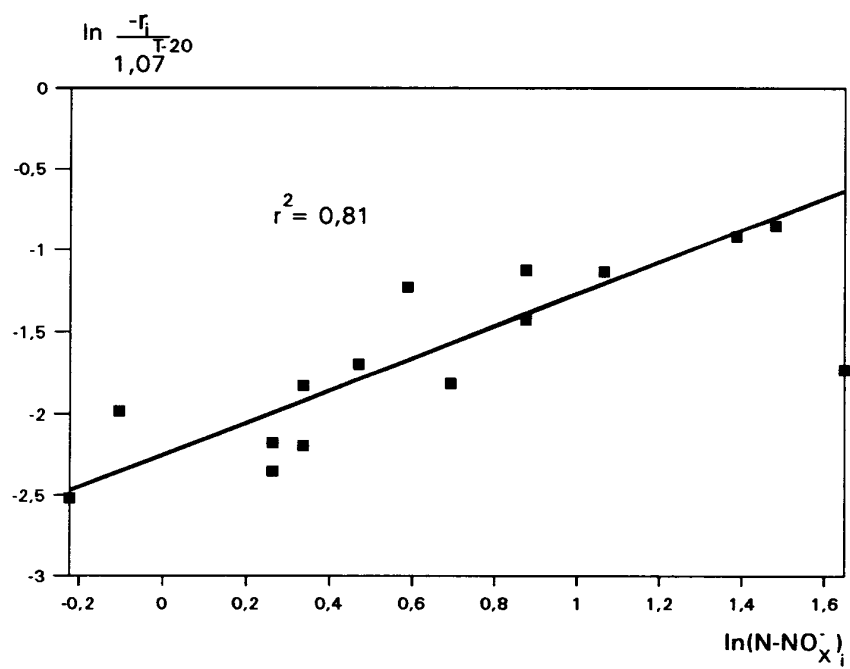


Figura 4.95 Ln(velocidad de desnitrificación) frente al ln(N-NOX)

Tal como se presenta en la Figura 4.95, la aplicación de la Ec. 4.20 da como resultado que los puntos experimentales, excepto uno (7 marzo de 1996), se alinean de forma aceptable en torno a una línea recta de pendiente próxima a 1, y con un coeficiente de correlación aceptable $r^2 = 0,81$. Por tanto, según este tratamiento de los datos, se deduce que el orden de reacción de la desnitrificación respecto a la concentración de $N-NO_x^-$ es 1. El experimento del 7 de marzo presenta una relación DQO/ $N-NO_x^-$ de 3,3, bastante baja si se la compara con el resto de los experimentos. A ello puede atribuirse el alejamiento de este punto respecto al resto.

La obtención de un orden de reacción 1 parece estar en concordancia con la bibliografía (Çeçen y Gönenç, 1994; Henze *et al.*, 1995), ya que dependiendo de la concentración del reactivo limitante ($N-NO_x^-$), el orden de reacción en la película biológica será 1, 0,5 o cero. Según Çeçen y Gönenç (1994) a concentraciones de $N-NO_x^-$ superiores a 1 mg/l, el orden reacción es 0,5, y por debajo de 1 mg/l es de orden 1. Teniendo en cuenta que el intervalo de concentraciones de $N-NO_x^-$ de los experimentos recogidos en esta memoria es de 0,8-4,4, se puede ver que aquí se ha obtenido un orden de reacción 1, donde Çeçen y Gönenç (1994) obtuvieron un orden 0,5.

En las reacciones que se producen en una película biológica, el paso del orden de reacción 1 a orden 0,5, y el paso de orden 0,5 a orden cero, se produce en función de la difusión de reactivo limitante hacia la película biológica, que en este caso es el nitrógeno en forma oxidada $N-NO_x^-$. Por tanto, la concentración límite del componente que marca el paso de un orden de reacción a otro, depende del espesor de la película biológica. Cuanto más gruesa es la película biológica, mayor es la concentración de reactivo limitante a la que se produce la transición de orden 1 a orden 0,5 y de orden 0,5

a orden cero (Çeçen y Gönenç, 1994; Henze *et al.*, 1995). La reacción de orden cero en la película biológica significa que ésta está totalmente penetrada, por tanto, cuanto más gruesa es la película mayor será la concentración de reactivo necesaria para penetrarla totalmente.

Dado que la película biológica observada en este sistema tiene un grosor (2-8 mm) superior al que se suele encontrar en la bibliografía, probablemente superior al del sistema estudiado por Çeçen y Gönenç (1994), es totalmente lógico que el orden de reacción del sistema en estudio sea 1 en un intervalo de concentración de N-NO_x⁻ de hasta 5 mg/l, mientras que en el sistema de Çeçen y Gönenç (1994), si el espesor de la película biológica es menor, a este intervalo de concentraciones le corresponde un orden de reacción de 0,5.

El siguiente paso fue comprobar que este comportamiento, aplicando el método de las velocidades iniciales, es consistente con la aplicación del método integral a los datos experimentales, suponiendo que el orden de reacción respecto a la concentración de N-NO_x⁻ es 1.

Aplicando las consideraciones anteriores a la Ec. 4.18, e integrando para un intervalo finito de tiempo, se tiene que:

$$\ln \frac{[N - NO_x]}{[N - NO_x]_i} = -k \cdot t \quad (4.21)$$

Tal como se presenta en las Figuras 4.96-4.109, la aplicación de la Ec. 4.21 a los datos experimentales permite, por una parte, comprobar que dichos datos responden aceptablemente a una cinética de primer orden respecto a la concentración de N-NO_x⁻, y por otra, obtener de la pendiente de dichas representaciones los valores del coeficiente cinético *k* para distintas temperaturas.

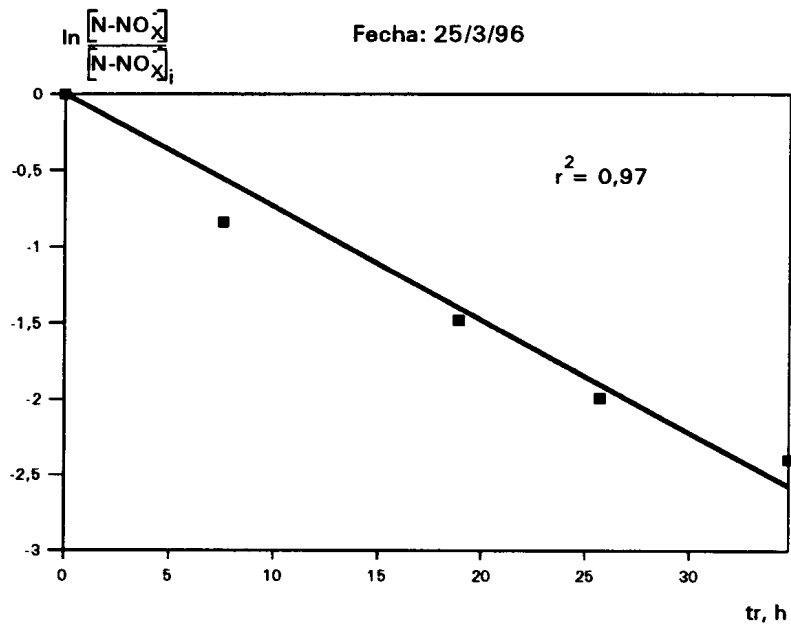


Figura 4.96

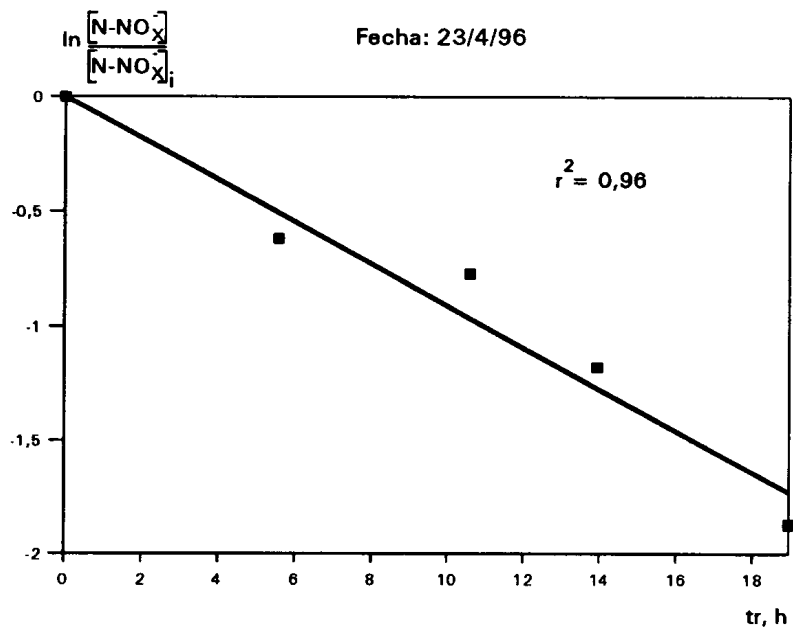


Figura 4.97

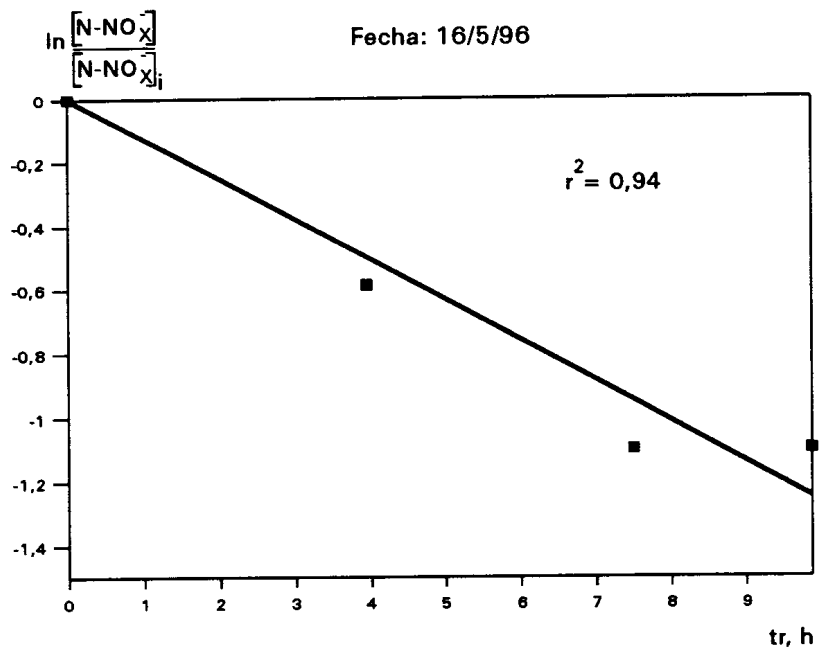


Figura 4.98

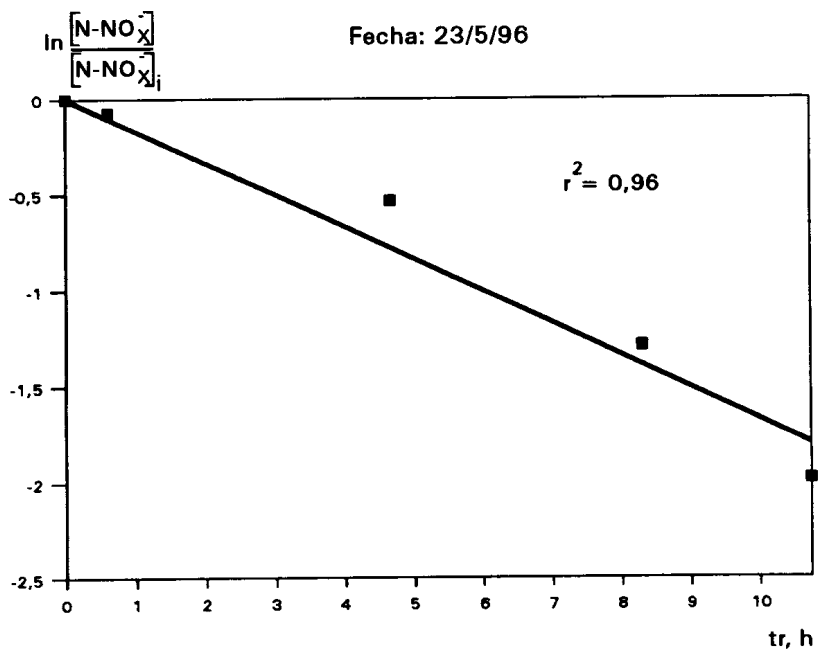


Figura 4.99

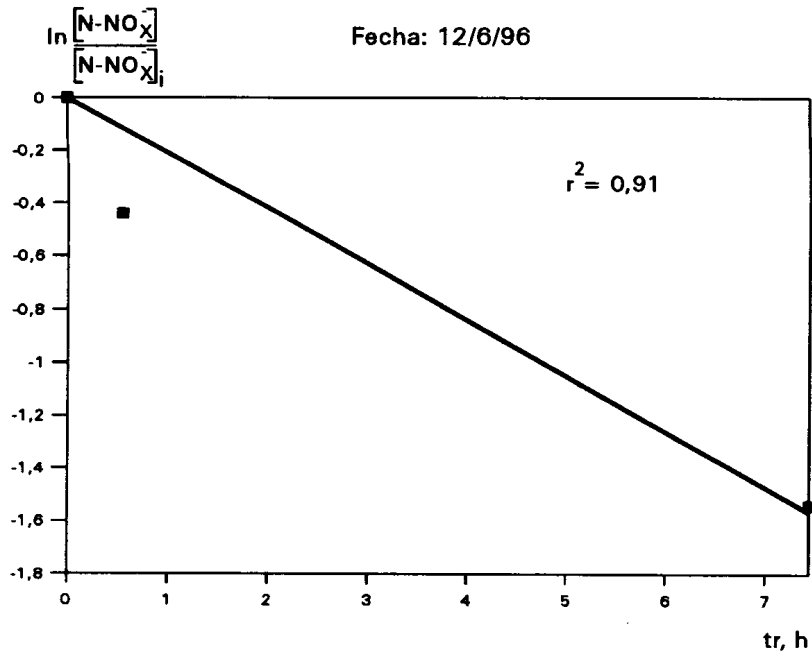


Figura 4.100

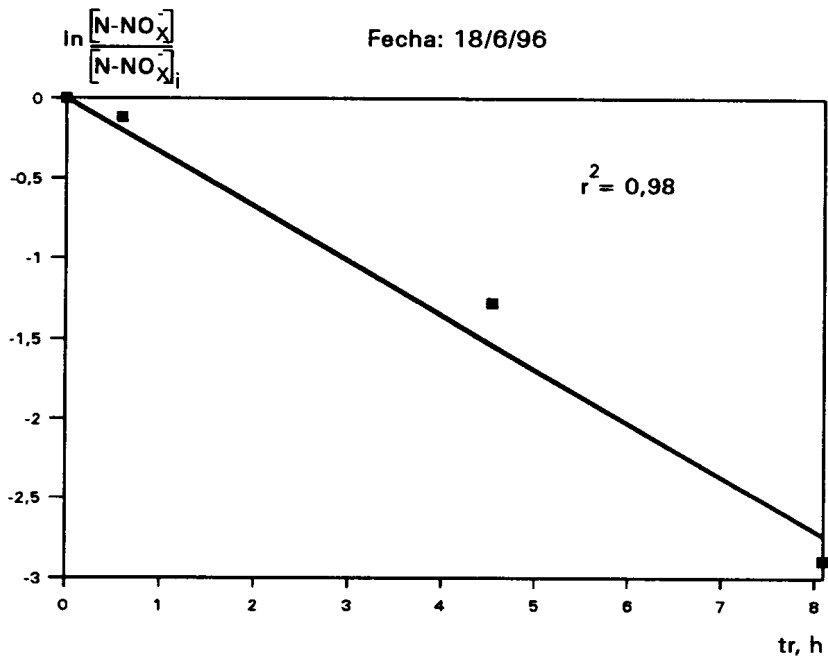


Figura 4.101

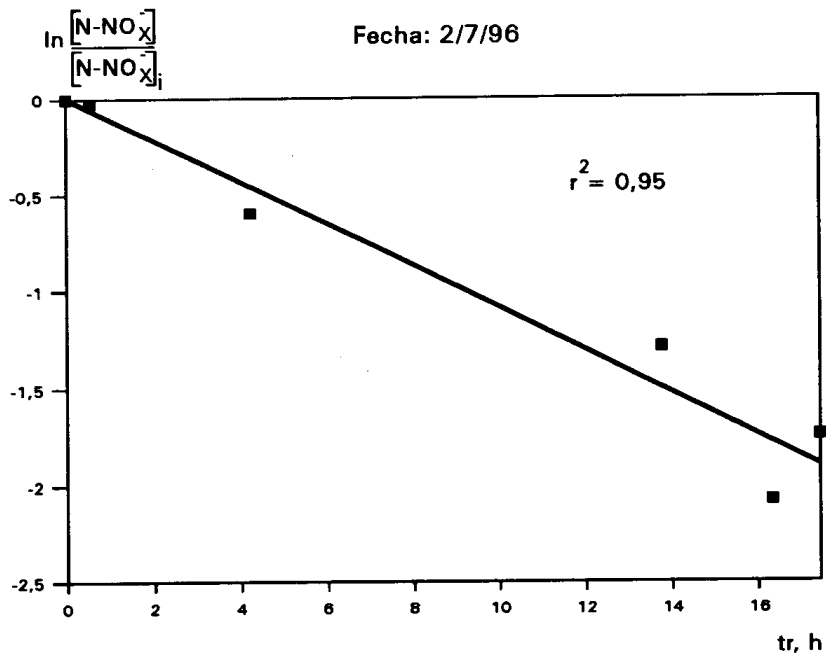


Figura 4.102

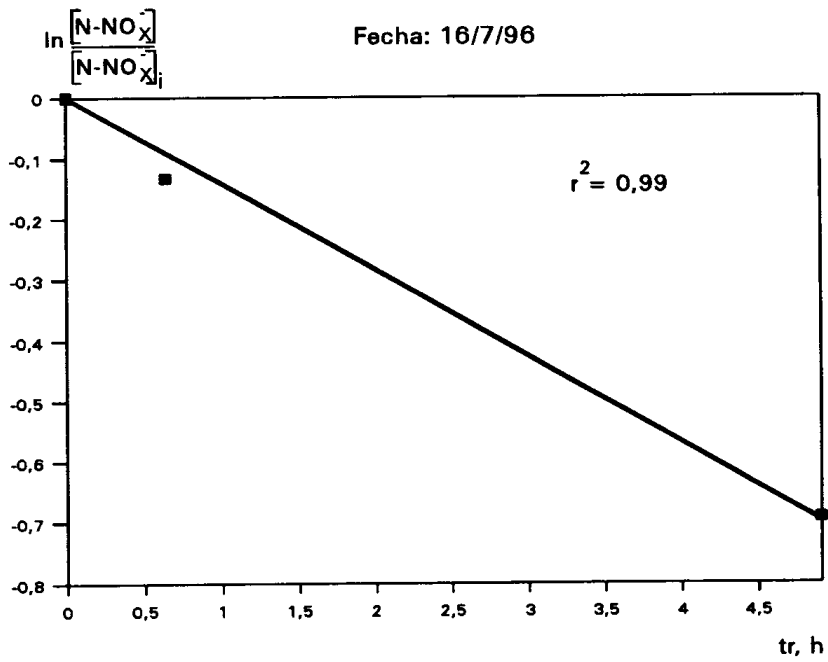


Figura 4.103

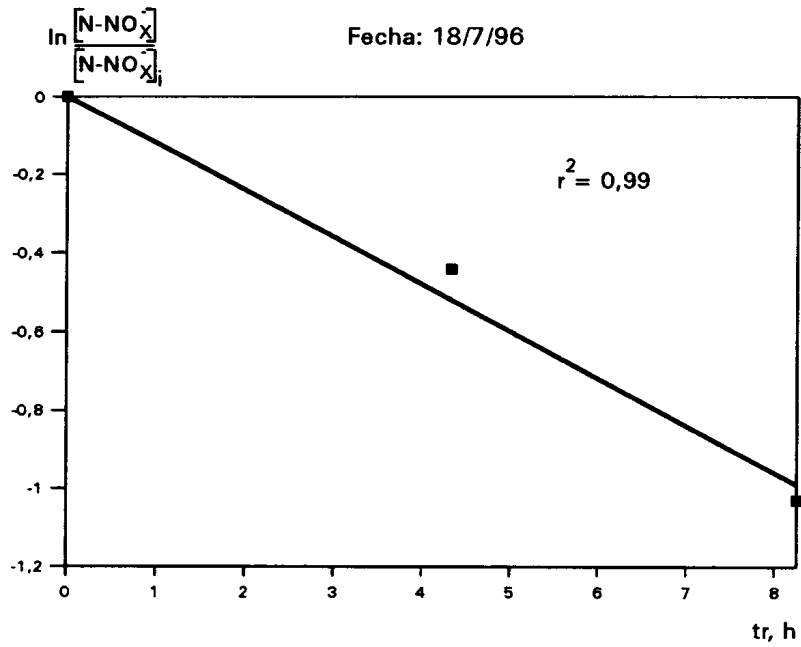


Figura 4.104

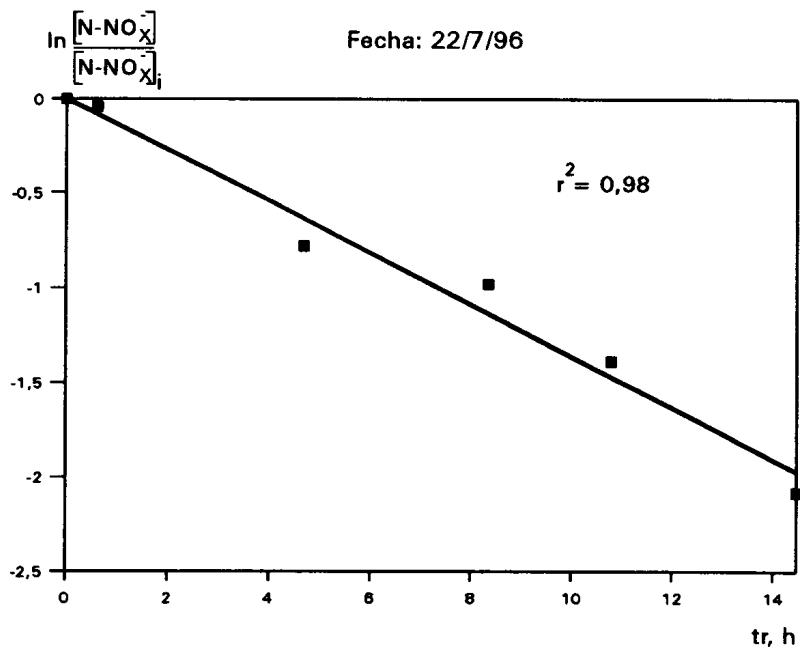


Figura 4.105

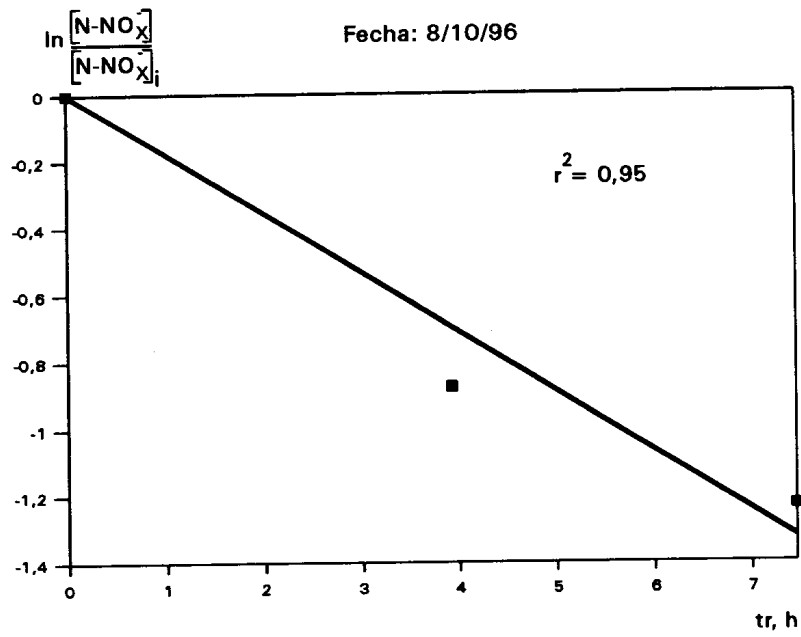


Figura 4.106

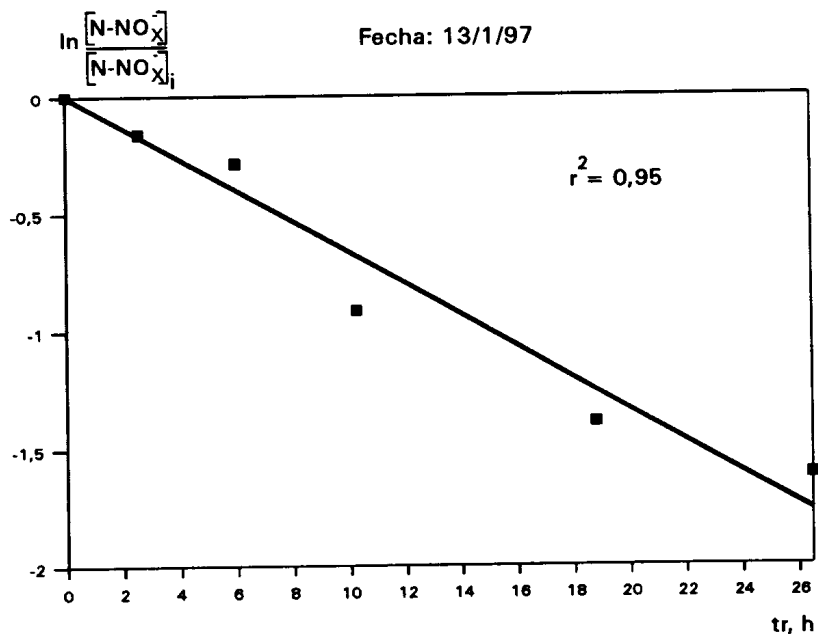


Figura 4.107

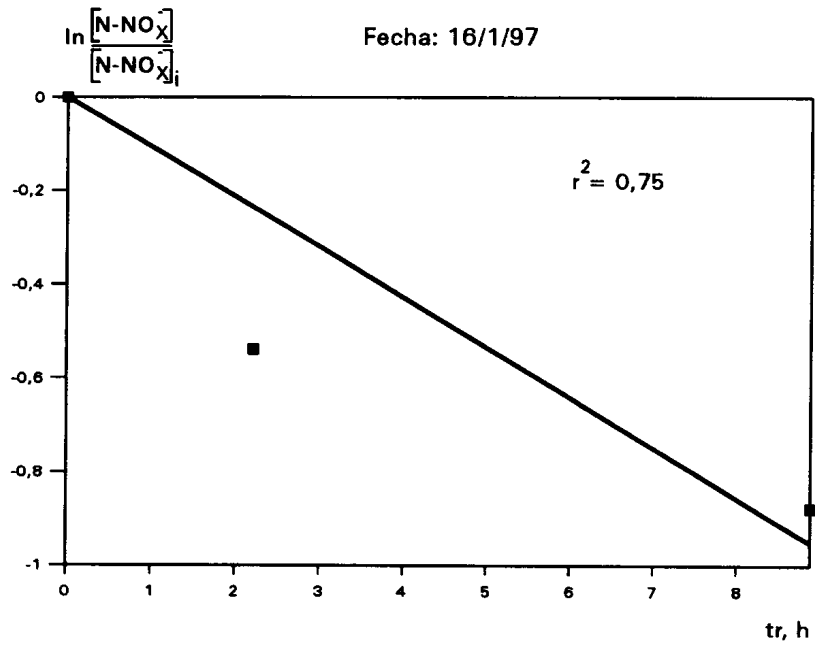


Figura 4.108

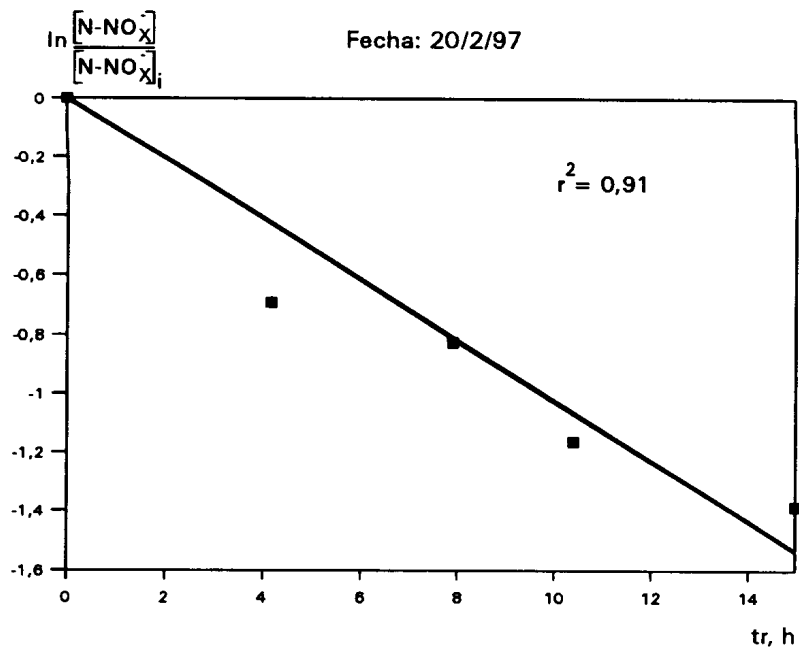


Figura 4.109

En la Tabla 4.14 se presentan las constantes de desnitrificación k obtenidas para cada uno de los experimentos a diferentes temperaturas.

Suponiendo una relación general del tipo:

$$k = k_{20} \cdot F^{(T-20)} \quad (4.22)$$

que relacione la constante cinética de desnitrificación k_{20} a 20°C, con la constante cinética a cualquier otra temperatura k , de la representación de $\ln k$ frente a $T-20$, se puede obtener información sobre el valor de k_{20} y del valor de F . De la regresión lineal de los datos recogidos en la Figura 4.110 se obtienen los siguientes valores:

$$k_{20} = 0,079 \text{ h}^{-1}$$

$$F = 1,15$$

El valor de F está próximo a los valores que se proponen en la bibliografía especializada (Henze *et al.*, 1995), que suele estar comprendido entre 1,03 y 1,1.

Tabla 4.14
Constantes de desnitrificación en cada experimento

Fecha	k , h ⁻¹	T, °C
25/3/96	0,074	21,1
23/4/96	0,091	20,8
16/5/96	0,126	22,4
23/5/96	0,167	23,7
12/6/96	0,210	24,8
18/6/96	0,339	24,9
2/7/96	0,109	24,6
16/7/96	0,142	26,0
18/7/96	0,120	25,5
22/7/96	0,136	25,6
8/10/96	0,178	24,7
13/1/97	0,067	20,2
16/1/97	0,107	20,6
20/2/97	0,103	21,3

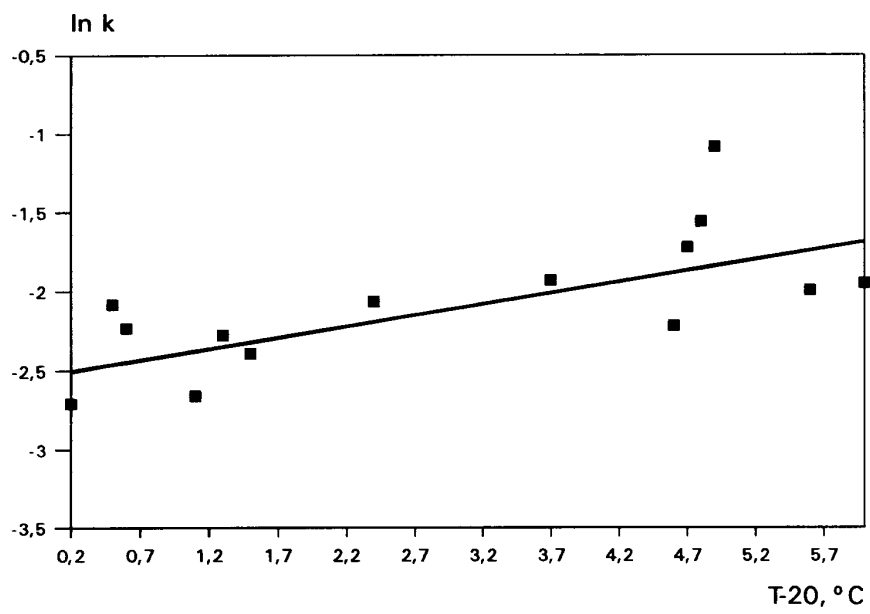


Figura 4.110 $\ln(k)$ frente a $(T-20)$

5. CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados experimentales obtenidos, se deducen las siguientes conclusiones:

1.- El interior de la conducción está recubierto por una película biológica uniformemente adherida a la superficie de la tubería, con un espesor comprendido entre 3 y 8 mm. Dicha película está constituida fundamentalmente por materia orgánica (aproximadamente 80%).

2.- El oxígeno disuelto (OD) se consume en las 5 primeras horas de circulación como consecuencia de la acción microbiana. Su tasa de consumo depende fundamentalmente del caudal de circulación y de la concentración inicial de OD. La introducción del agua blanca saturada de oxígeno disuelto tiene un efecto oxidante en el sistema, aumentando la concentración de OD y el POR, debido al elevado contenido de OD del agua blanca. El OD se consume a mayor velocidad en el tramo posterior a la inyección de agua blanca, que en el tramo inicial de la conducción.

3.- El potencial de óxido-reducción (POR) sufre un descenso paralelo al del OD y compuestos oxidados de nitrógeno (nitrato y nitrito), alcanzando por término medio un valor inferior a -150 mV al final de la conducción, durante el transporte del agua residual. El POR se mantiene positivo en condiciones aerobias y anóxicas, y se hace negativo cuando aparecen condiciones anaerobias.

4.- La variación de la temperatura a lo largo de la conducción no ha sido superior a 3°C. La diferencia estacional es del orden de 5°C, equivalente a la diferencia de la temperatura ambiental anual.

5.- El pH del agua residual depurada, por lo general, sufre un descenso a lo largo de la conducción, atribuible a la aparición de condiciones anaerobias en el medio. Tras la inyección de agua blanca, el pH experimenta un descenso, debido probablemente al fenómeno de la nitrificación, y posteriormente un aumento que coincide con la desnitrificación.

6.- En la evolución media de la materia orgánica se observa la existencia de un ligero descenso de la misma en los primeros kilómetros de la conducción, atribuible a una oxidación debido a la presencia de OD.

7.- La DQO soluble del agua residual depurada estudiada en este trabajo constituye el 72% de la DQO total, en un rango de DQO total comprendido entre 20 y 180 mg/l.

8.- Desde el momento de la aparición de las condiciones anaerobias, tiene lugar un proceso de generación de sulfuro, como consecuencia de la reducción del sulfato, que se mantiene prácticamente constante hasta el final de la conducción. La producción de sulfuro coincide estequiométricamente con el consumo de sulfato a lo largo de la conducción.

9.- La concentración de sulfuro del agua residual se ha relacionado con el POR a través de la siguiente expresión empírica:

$$S^2 = \exp (-8,06 - 0,051 \cdot POR)$$

donde:

$$S^{2-} = \text{mg/l}$$

$$\text{POR} = \text{mV}$$

Dicha ecuación es aplicable a aguas residuales depuradas con un contenido en materia orgánica comprendido entre 50 y 180 mg/l, y para valores de POR inferiores a -140 mV.

10.- La generación de sulfuro está controlada por la concentración de materia orgánica, puesto que la concentración de sulfato es muy superior a 10 mg/l, concentración por encima de la cual se considera que está en exceso respecto a la concentración de materia orgánica.

11.- La generación de sulfuros es de segundo orden respecto a la DQO y está dada por las ecuaciones:

$$r = 0,0024 \cdot 10^{-3} \cdot DQO_i^2 \cdot 1,07^{T-20}$$

$$r = 0,005 \cdot 10^{-3} \cdot DQO_s^2 \cdot 1,07^{T-20}$$

donde:

$$r = \text{g } S^{2-}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$$

$$\text{DQO} = \text{mg/l}$$

$$T = \text{°C}$$

Estas ecuaciones han sido desarrolladas en un sistema con DQO total

comprendida entre 50 y 180 mg/l, y DQO soluble 40 y 120. Las concentraciones mínimas por debajo de las cuales no se genera sulfuro son 40-45 mg/l de DQO total y 30-40 de DQO soluble

12.- Tras la inyección del agua blanca, la presencia de OD en el medio provoca la aparición de un fenómeno de nitrificación, seguido de una desnitrificación, que comienza cuando ha desaparecido el OD. En ausencia de OD, la presencia de compuestos oxidados de nitrógeno implica la existencia de condiciones anóxicas, que se caracteriza por valores de POR positivos, y que inhibe la formación de sulfuro. Se ha producido nitrificación con concentraciones de NH_3 superiores a 1 mg/l.

13.- En la desnitrificación, la desaparición del nitrito es prácticamente total en todos los experimentos. Sin embargo, la desaparición del nitrato no suele ser completa, sino que permanece una concentración remanente de aproximadamente 0,4-0,5 mg/l al final de la conducción.

14.- La desnitrificación está controlada por la concentración de N-NO_x , ya que la concentración de materia orgánica no es el reactivo limitante para relaciones DQO/ N-NO_x^- superiores a 5, lo cual ocurre en prácticamente todos los experimentos realizados.

La velocidad de desnitrificación es de orden uno respecto a la concentración de N-NO_x^- , y está adecuadamente representada por la expresión:

$$-r = k \cdot [N - \text{NO}_x^-]$$

Para dicho proceso y en el intervalo de temperatura de operación, (20-26°C), el coeficiente cinético está dado por:

$$k = 0,079 \cdot 1,15^{(T-20)}$$

6. BIBLIOGRAFIA

6. BIBLIOGRAFIA

- Abeling, U. y Seyfried, C.F. (1992). Anaerobic-aerobic Treatment of High-Strength Ammonium Wastewater - Nitrogen Removal Via Nitrite. *Water Science and Technology*, **26**(5-6), 1007-1015.
- Æsoy, A. y Ødegaard, H. (1994). Denitrification in Biofilms with Biologically Hydrolysed Sludge as Carbon Source. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 93-100.
- Æsoy, A.; Storfjell, M.; Mellgren, L.; Helness, H.; Thorvaldsen, G.; Ødegaard, H. y Bentzen, G. (1997a). A Comparison of Biofilm Growth and Water Quality Changes in Sewers with Anoxic and Anaerobic (Septic) Conditions. *Water Science Technology*, **36**(1), 303-310.
- Æsoy, A.; Ødegård, H. y Bentzen, G. (1997b). The Effect of Sulphide and Organic Matter on the Nitrification Activity in a Biofilm Process. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.

- Agamit S.A. y Zafrir Weinstein Engineers & Consultants Ltd. (1993). *Informe acerca de la Infraestructura de Reutilización de las aguas depuradas en la isla de Tenerife*.
- Alonso Cobos, C. (1993). Reutilización de Aguas Residuales Urbanas. Su Aplicación al Regadío: Ozonificación. *Tecnología del Agua*, **105**, 49-56.
- American Chemical Society. (1965). *Solubilities, Inorganic and Metal-organic Compounds*. Volume II, Fourth Edition, Washington, D.C.
- Andersson, B.; Aspegren, H.; Parker, D.S. y Lutz, M.P. (1994). High Rate Nitrifying Trickling Filters. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 47-52.
- Atkinson, B. y Davies, I.J. (1974a). The Overall Rate of Substrate Uptake (Reaction) by Microbial Films. Part I - A biological Rate Equation. *Trans. Instn. Chem. Engrs.*, **52**, 248-259.
- Atkinson, B. y Davies, I.J. (1974b). The Overall Rate of Substrate Uptake (Reaction) by Microbial Films. Part II - Effect of Concentration and Thickness with Mixed Microbial Films. *Trans. Instn. Chem. Engrs.*, **52**, 260-268.
- Attal, A.; Brigodiot, M.; Camacho, P. y Manem, J. (1992). Biological Mechanisms of H₂S Formation in Sewer Pipes. *Water Science Technology*, **26**(3-4), 907-914.
- ATV-Arbeitsblatt A 110. *Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Abwasserkanälen und -leitungen*.

- Balmelle, B.; Nguyen, K.M.; Capdeville, B.; Cornier, J.C. y Deguin, A. (1992). Study of factors Controlling Nitrite Build-up in Biological Processes for Water Nitrification. *Water Science and Technology*, **26**(5-6), 1017-1025.
- Balmér, P. y Tagizadeh-Nasser, M. (1995). Oxygen Transfer in Gravity Flow Sewers. *Water Science Technology*, **31**(7), 127-135.
- Beaubien, A.; Hu, Y.; Bellahcen, D.; Urbain, V. y Chang, J. (1995). Monitoring Metabolic Activity of Denitrification Processes Using Gas Production Measurements. *Water Research*, **29**(10), 2269-2274.
- Bentzen, G.; Smith, A.T.; Bennet, D.; Webster, N.J.; Reinholt, F.; Sletholt, E. y Hobson, J. (1995). Controlled Dosing of Nitrate for Prevention of H₂S in a Sewer Network and the Effects on the Subsequent Treatment Processes. *Water Science Technology*, **31**(7), 293-302.
- Bertrand-Krajewski, J.-L.; Lefebvre, M.; Lefai, B. y Audic, J.-M. (1995). Flow and Pollutant Measurements in a Combined Sewer System to Operate a Wastewater Treatment Plant and its Storage Tank during Storm Events. *Water Science Technology*, **31**(7), 1-12.
- Bielecki, R. y Schremmer, H. (1987). Biogene Schwefelsäure-Korrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen. *94/1987 der Mitt. des Leichtweiss-Instituts*, TU Braunschweig, 275.
- Bishop, P.L.; Zhang, T.C. y Fu, Y. (1995). Effects of Biofilm Structure, Microbials Distribution and Mass Transport on Biodegradation Processes. *Water Science Technology*, **31**(1), 143-152.

- Biswas, P.; Lu, C. y Clark, R.M. (1993). A Model for Chlorine Concentration Decay in Pipes. *Water Research*, **27**(12), 1715-1724.
- Bock, E. (1983). Bedeutung der Mikroorganismen bei der Korrosion von Abwasserkanälen. *Tiefbau-Ingenieurbau-Strassenbau*, **7**, 237-239.
- Bock, E. y Sand, W. The Microbiology of Masonry Biodeterioration. *Journal of Applied Bacteriology*, **74**, 503-514.
- Boletín Oficial de Canarias. (1994). Decreto 174/1994, Reglamento de Control de Vertidos para la Protección del Dominio Público Hidráulico. Consejería de Obras Públicas, Vivienda y Aguas. Gobierno de Canarias.
- Boon, A.G. (1995). Septicity in Sewers: Causes, Consequences and Containment. *Water Science and Technology*. **31**(7), 237-253.
- Boon, A.G. y Lister, A.R. (1975). Formation of Sulphide in Rising Main Sewers and its Prevention by Injection of Oxygen. *Progress in Water Technology*, **7**(2), 289-300.
- Boon, A.G.; Skellet, C.F.; Newcombe, S.; Jones, J.G. y Forster, C.F. (1977). The Use of Oxygen to Treat Sewage in a Rising Main. *Water Pollution Control*, 98-112.
- Boon, A.G.; Vincent, A.J. y Boon, K.G. (1997). Avoiding the Problems of Septic Sewage. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.

- Brisbane City Council. (1980). Investigation of Oxygen Injection into Eagle Farm - Luggage Point Rising Mains to Control Sulphide. Brisbane City Council, Brisbane, Australia.
- Cadena, F. y Peters, R.W. (1988). Evaluation of Chemical Oxidizers for Hydrogen Sulfide Control. *J. Water Pollution Control Federation*, **60**(7), 1259-1263.
- California State of Administrative Code, title 22, Div. 4, Dept. of Health Services, 1978.
En: Arora, M.L. (1992). Water Reuse in California - A Myth or a Reality?. *Proceedings of the Congress "The Urban and Agricultural Water Reuse"*. Orlando, Florida.
- Cao, Y.S. y Alaerts, G.J. (1995). Aerobic Biodegradation and Microbial Population of a Synthetic Wastewater in a Channel with Suspended and Attached Biomass. *Water Science Technology*, **31**(7), 181-189.
- Camp, T.R. y Meserve, R.L. (1964). Composition of Natural and Polluted Waters and of Liquid Wastes. *Water and Its Impurities*, 2^a ed., Dowden, Hutchinson, and Ross, Inc., 64-75, EE.UU.
- Çeçen, F. y Gönenç, I.E. (1994). Nitrogen Removal Characteristics of Nitrification and Denitrification Filters. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 409-416.
- Characklis, W. y Marshall, K. (1990). *Biofilms*, John Wiley & Sons, Inc., Nueva York.
- Chebbo, G.; Bachoc, A.; Laplace, D. y Le Guennec, B. (1995). The Transfer of Solids in Combined Sewer Networks. *Water Science Technology*, **31**(7), 95-105.

- Cho, K.-S. y Mori, T. (1995). A newly Isolated Fungus Participates in the Corrosion of Concrete Sewer Pipes. *Water Science Technology*, **31**(7), 263-271.
- Colin, F. y Munk-Koefed, N. (1987). Formation de l'H₂S dans les Reseaux d'Assainissement - Consequences et Remedios. Institut de Recherches Hydrologiques de Nancy, 133.
- Corsi, R.L.; Quigley, C.J.; Melcer, H. y Bell, J. (1995). Aromatic VOC Emissions from a Municipal Sewer Interceptor. *Water Science Technology*, **31**(7), 137-145.
- Corsi, R.L.; Birkett, S.; Melcer, H. y Bell, J. (1995). Control of VOC Emissions from Sewers: a Multiparameter Assessment. *Water Science Technology*, **31**(7), 147-157.
- Cortacans, J.A. (1991). Nitrificación y Desnitrificación. *Tecno Ambiente* **7**, Junio, 57-63.
- County Sanitation District No. 4 of Santa Clara County, Specifications Section 20.2, part III, California, EE.UU, 19-23.
- Cutter, G.A. y Radford-Knoery, J. (1993). Carbonyl Sulfide in Two Estuaries and Shelf Waters of the Western North Atlantic Ocean. *Marine Chemistry*, **43**, 225-233.
- de Lora Soria, F. y Miró Chavarría, J. (1978). *Técnicas de defensa del medio ambiente*. Ed. Labor, S.A.
- Dpto. Ingeniería Química y Tecnología Farmacéutica de la Universidad de La Laguna.

(1994). *Proyecto de colaboración con BALTEN para el seguimiento de los elementos que integran el sistema del regadío con aguas residuales depuradas de Santa Cruz de Tenerife en el Valle de San Lorenzo, Informe: Periodo Diciembre 93 - Junio 94.*

Dpto. Ingeniería Química y Tecnología Farmacéutica de la Universidad de La Laguna.
(1997). *Proyecto de colaboración con BALTEN para el seguimiento de los elementos que integran el sistema del regadío con aguas residuales depuradas de Santa Cruz de Tenerife y La Laguna en el Valle de San Lorenzo y Valle Guerra, Informe: Periodo Enero 97 - Junio 97.*

Faup, G.M.; Malnou, D.; Renaudin, M.; Bonnefois, J. y Musquère, P. (1989).
L'Hydrogène Sulfuré dans les Réseaux d'Assainissement. Essai de Modélisation.
L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, **132**, 47-50.

Fdez-Polanco, F.; Real, F.J. y García, P.A. (1994). Behaviour of an Anaerobic /Aerobic
Pilot Scale Fluidized Bed for the Simultaneous Removal of Carbon and
Nitrogen. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 339-346.

Fdez-Polanco, F.; Méndez, E. y Villaverde, S. (1995). Study of Nitrifying Biofilms in
Submerged Biofilters by Experimental Design Methods. *Water Science
Technology*, **32**(8), 227-233.

Florida Department of Environmental Protection (1995). En: Crook, J. y Surampalli, Y.
(1995). Water Reclamation and Reuse Criteria in the U.S. *Proceedings of the
Second International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse*, Creta,
Grecia, 1011-1023.

- Furumai, H. y Rittman, B.E. (1994). Evaluation of Multiple-Species Biofilm and Flocculation Processes Using a Simplified Aggregate Model. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 439-446.
- Gall, B.; Takács, I. y Patry, G. (1995). The Effect of Organic Reactions in a Collection System on Wastewater Treatment Plant Performance. *Water Science Technology*, **31**(7), 25-31.
- Gerardi, M.H. (1982). A Review of Dangerous Gases in Sanitary Sewers. *Public Works*, **113**(10), 34-36.
- Gobierno de Nueva Gales del Sur, Departamento de Sanidad y Autoridad de Protección Ambiental (1993). En: Anderson, J.M. (1995). Residential Use of Reclaimed Water in Australia. *Proceedings of the Second International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse*, Creta, Grecia, 1049-1054.
- Haas, B.S. y Herrmann, R. (1997). Tracing VOC Pollution in Sewers. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Hadjiangelou, H. (1984). Über die Berechnung der zu erwartenden Sulfidbildung in Abwasserdruckrohrleitungen. *Wasser*, **62**, 267-278.
- Hagedorn-Olsen, C.; Møller, I.H.; Tøttrup, H. y Harremoës, P. (1994). Oxygen Reduces Denitrification in Biofilm Reactors. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 83-91.

- Harada, H.; Uemura, S. y Momonoi, K. (1994). Interaction between Sulfate-Reducing Bacteria and Methane-Producing Bacteria in UASB Reactors Fed with Low Strength Wastes Containing Different Levels of Sulfate. *Water Research*, **28**(2), 335-367.
- Harremoës, P. (1976). The Significance of Pore Diffusion to Filter Denitrification. *Journal WPCF*, **48**(2), 377-388.
- Harremoës, P. (1978). *Biofilm Kinetics*. Mitchell, R.: Water Pollution Microbiology. Vol. **2** John Wiley & sons. New York.
- Harremoës, P y Riemer, M. (1975). Report on Pilot Scale Experiments on Down-Flow Filter Denitrification. Department of Sanitary Engineering. Technical University of Denmark.
- Harremoës, P y Riemer, M. (1977). Pilot-Scale Experiments on Down-Flow Filter Denitrification. *Prog. Wat. Tech.*, **8**(4/5), 557-576.
- Harremoës, P.; la Cour Jansen, J. y Kristensen, G.H. (1980). Practical Problems Related to Nitrogen Bubble Formation in Fixed Film Reactors. *Prog. Wat. Tech.*, **126**, 253-269.
- Hauser, J. y Holder, G.A. (1988). Apparatus for Assessing Sulfide Generation Rates from Sewer Slimes. *Journal of Environmental Engineering*, **114**(4), 977-981.
- Heduit, A. y Thevenot, D.R. (1992). Elements in the Interpretation of Platinum Electrode Potentials in Biological Treatment. *Water Science Technology*, **26**(5-6), 1335-1344.

- Hem, L.J.; Rusten, B. and Ødegaard, H. (1994). Nitrification in a Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Research*, **28**(6), 1425-1433.
- Henze, M.; Harremoës, P.; La Cour Jansen, J. y Arvin, E. (1995). *Wastewater Treatment*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Hernández Suárez, M. (1989). *Manual para la reutilización de las aguas residuales urbanas depuradas de Tenerife*.
- Hickey, C.W. (1988). Oxygen Uptake Kinetics and Microbial Biomass of River Sewage Fungus Biofilms. *Water Research*, **22**(11), 1365-1373.
- Higgins, I.J. y Burns, R.G. (1975). *The Chemistry and Micro-biology of Pollution*. Academic Press, Nueva York, EE.UU.
- Holder, G.A. (1994). Application of Biofilm Theory to the Prediction of Sulfide Production from Bioslimes. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 537-543.
- Holder, G.A.; Vaughan, G. y Drew, W. (1984). Kinetic Studies of the Microbiological Conversion of Sulphate to Hydrogen Sulphide and their Relevance to Sulphide Generation within Sewers. *Wat. Sci. Tech.*, **17**, 183-196.
- Holder, G.A. y Hauser, J. (1987). Influence of Flow Velocity on Sulfide Production within Filled Sewers. *J. Environ. Eng.*, **113**, 300.
- Hvitved-Jacobsen, T. y Nielsen P.H. (1986). The Impact of Wet Weather Flow on the Hydrogen Sulphide Formation in Combined Sewers. TNO Committee on Hydrological Research, *Proceedings and Information*, **36**.

- Hvitved-Jacobsen, T.; Jütte, B.; Nielsen, P.H. y Jensen, N.Aa. (1988). Hydrogen Sulphide Control in Municipal Sewers. *Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment*, H.H. Hahn and Klute Eds., Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Raunkjær, K. y Nielsen, P.H. (1995). Volatile Fatty Acids and Sulfide in Pressure Mains. *Water Science Technology*, **31**(7), 169-179.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J. y Nielsen, P.H. (1997). A Process and Model Concept for Microbial Wastewater Transformations in Gravity Sewers. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Ingvorsen, K.; Zehnder, A.J.B. y Jørgensen, B.B. (1984). Kinetics of Sulfate and Acetate Uptake by *Desulfobacter postgatei*. *Appl. Environ. Microbiol.*, **47**(2), 403-408.
- Israel Advisory Committee on Wastewater Reuse for Agricultural Irrigation (Chairman - G. Shelef), The Ministry of Health, Jerusalem, p. 1-9 (1978). En: Shelef, G. y Azov, Y. (1995). The Coming Era of Intensive Wastewater Reuse in the Mediterranean Region. *Proceedings of the Second International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse*, Creta, Grecia, 137-146.
- Janning, K.F.; Harremoës, P. y Nielsen, M. (1995). Evaluating and Modelling the Kinetics in a full Scale Submerged Denitrification Filter. *Water Science Technology*, **32**(8), 115-123.
- Jansen, J. la Cour y Harremoës, P. (1985). Removal of Soluble Substrates in Fixed Films. *Water Science Technology*, 172/3, 1-14.

- Jensen, N.A. y Hvitved-Jacobsen, T. (1991). Method for Measurements of Reaeration in Gravity Sewers Using Radio-Tracers. *J. Water Pollution Control Federation*, **63**, 758-767.
- Jocelyn, P.C. (1972). *Biochemistry of the SH group*. Academic Press, Nueva York, EE.UU.
- Kaijun, W.; Zeeman, G. y Lettinga, G. (1995). Alteration in Sewage Characteristics upon Aging. *Water Science Technology*, **31**(7), 191-200.
- Kerneis, A.; Nakache, F.; Deguin, A. y Feinberg, M. (1995). The Effects of Water Residence Time on the Biological Quality in a Distribution Network. *Water Research*, **29**(7), 1719-1727.
- Kitakawa, M.; Ochi, T. y Tanaka, S. (1997). Study on Hydrogen Sulfide Generation Rate in Pressure Mains. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Koottatep, S.; Leesanga, C. y Araki, H. (1993). Intermittent Aeration for Nitrogen Removal in Small Aerated Lagoon. *Water Science Technology*, **28**(10), 335-341.
- Kulpa, C.F. y Baker, C.J. (1990). Involvement of Sulfur-Oxidizing Bacteria in Concrete Deterioration. *Am. Concr. Inst.*, SP, 122, 313-322.
- Larsen, T.A. y Harremoës, P. (1994). Combined Reactor and Microelectrode Measurements in Laboratory Grown Biofilms. *Water Research*, **28**(6), 1435-1441.
- Lefevre, F.; Audic, J.M. y Bujon, B. (1993). Automatic Regulation of Activated Sludge

- Aeration - Single - Tank Nitrification - Denitrification. *Water Science and Technology*, **28**(10), 289-298.
- Lemmer, H.; Roth, D. y Schade, M. (1994). Population Density and Enzyme Activities of Heterotrophic Bacteria in Sewer Biofilms and Activated Sludge. *Water Research*, **28**(6), 1341-1346.
- Levine, A.D.; Tchobanoglous, G. y Asano, T. (1985). Characterization of Size Distribution of Contaminants in Wastewater; Treatment and Reuse Implications. *J. Water Pollution Control Federation*, **57**, 805.
- Lewandowski, Z.; Stoodley, P. y Altobelli, S. (1995). Experimental and Conceptual Studies on Mass Transport in Biofilms. *Water Science Technology*, **31**(1), 153-162.
- Lewandowski, Z.; Dickinson, W. y Lee, W. (1997). Electrochemical Interactions of Biofilms with Metal Surfaces. *Water Science Technology*, **36**(1), 295-302.
- Lewis, R.F. (1965). Control of Sulfate-Reducing Bacteria. *Journal AWWA*, Agosto, 1011-1015.
- Lie, E. y Welander, T. (1994). Influence of Dissolved Oxygen and Oxidation-Reduction Potential on the Denitrification Rate of Activated Sludge. *Water Science Technology*, **30**(6), 91-100.
- Lizama, H.M. y Sankey, B.M. (1993). Oxidation of H₂S by *Thiobacillus Thiooxidans* is

Inhibited by Substrate and Methane. *Biohydrometallurgical Technologies*, Ed. by A.E. Torma, M.L. Apel and C.L. Brierley, The Minerals, Metals & Materials Society, 339-347.

Lizama, H.M. y Sankey, B.M. (1993). Conversion of Hydrogen Sulphide by Acidophilic Bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **40**, 438-441.

Lohse, M. (1986). Schwefelverbindungen in Abwasserableitungssystemen unter besonderer Berücksichtigung der biogenen Schwefelsäurekorrosion. *Veröff. Inst. Siedlungswasserwirtschaft u. Abfalltechnik Universität Hannover*, **62**, 371.

Lohse, M. (1987). Der anoxische Druckleitungsbetrieb. *Korrespondenz Abwasser*, **346**, 631-637.

Lohse, M. (1988). Biogene Schwefelsäurekorrosion als Schadensursache undichter Kanäle. *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser*, **109**, 549-579.

Lyngå, A. y Balmér, P. (1992). Denitrification in a non-Nitrifying Activated Sludge System. *Water Science and Technology*, **26**(5-6), 1097-1104.

Løkkegaard Bjerre, H.; Hvitved-Jacobsen, T.; Teichgräber, B. y te Heesen, D. (1995). Experimental Procedures Characterizing Transformations of Wastewater Organic Matter in the Emscher River, Germany. *Water Science Technology*, **31**(7), 201-212.

Løkkegaard Bjerre, H.; Hvitved-Jacobsen, T.; Schlegel, S. y Teichgräber, B. (1997).

- Biological Activity of Biofilm and Sediment in the Emscher River, Germany. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Malik, M.; Pescod, M.B.; Anderson, G.K. y Elliott, D.J. (1997). In-Sewer Aerobic Treatment - A Review. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Mansfeld, F.; Shih, H.; Postyn, A.; Devinsky, J.; Islander, R. y Chen, C.L. (1991). Corrosion Monitoring and Control in Concrete Sewer Pipes. *Corrosion*, **47**(5), 369-376.
- Manufacturing Chemists Association. (1968). Research on Chemical Odors, Part 1 - *Odor Thresholds for 53 Commercial Chemicals*.
- Manusov, E.; Rosen, M.; Berkovits, D.; Svidler, U. y Kachanovsky, A. (1997). Control of Water Purification and Disinfection in Sewer Processes. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Matos, J.S. y de Sousa, E.R. (1991). Dissolved Oxygen in Small Wastewater Collection Systems. *Water Science Technology*, 2310-12, 1845-1851.
- Matos, J.S. y de Sousa, E.R. (1992). The Forecasting of Hydrogen Sulphide Gas Build-up in Sewerage Collection Systems. *Water Science Technology*, **26**(3-4), 915-922.
- Matos, J.S. y Aires, C.M. (1995). Mathematical Modelling of Sulphides and Hydrogen

- Sulphide Gas Build-up in the Costa do Estoril Sewerage System. *Water Science and Technology*, **31**(7), 255-261.
- Matthews, P.J. y Boon, A.G. (1978). Odour Nuisance in Sewerage and Treatment Systems: Problems and Control. *Wat. Pollut. Control*, **77**(2), 248-258.
- McKinney, R.E. (1962). *Microbiology for Sanitary Engineers*. McGraw-Hill Book Co., Inc., Nueva York, EE.UU, 171-172.
- Méndez, R.; ten Brummeler, E. y Hulshoff Pol, L.W. (1989). Start up of UASB Reactors Treating Sucrose-Containing Substrates with a Low COD/Sulfate Ratio. *Environmental Technology Letters*, **10**, 83-90.
- Merck Index. (1983). *Hydrogen Sulfide*. Windholz, M., ed., 10th ed., Merck & Co., Inc., Nueva Jersey, EE.UU, 697-698.
- Metcalf & Eddy, INC. (1995). *Ingeniería Sanitaria. Tratamiento, Evacuación y Reutilización de Aguas Residuales*. Editorial Labor, S.A.
- Meyer, W.J. (1980). Case Study of Prediction of Sulfide Generation and Corrosion in Sewers. *Journal WPCF*, **52**(11), 2666-2674.
- Michelbach, S. (1995). Origin, Resuspension and Settling Characteristics of Solids Transported in Combined Sewage. *Water Science Technology*, **31**(7), 69-76.
- Moreau, M.; Liu, Y.; Capdeville, B.; Audic, J.M. y Calvez, L. (1994). Kinetic Behavior of Heterotrophic and Autotrophic Biofilms in Wastewater Treatment Processes. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 385-391.

- Mori, T.; Koga, M.; Hikosaka, Y.; Nonaka, T.; Mishina, F.; Sakai, Y. y Koizumi, J. (1991). Microbial Corrosion of Concrete Sewer Pipes, H₂S Production from Sediments and Determination of Corrosion Rate. *Water Science Technology*, **23**, Kyoto, 1275-1282.
- Mori, T.; Nonaka, T.; Tazaki, K.; Koga, M.; Hikosaka, Y. y Noda, S. (1992). Interactions of Nutrients, Moisture and pH on Microbial Corrosion of Concrete Sewer Pipes. *Water Research*, **26**(1), 29-37.
- Mosey, F. (1985). Redox potentials in wastewater treatment. *The Chemical Engineer*, **mayo**, 21-24.
- Murray, A. y Sims, A.F.E. (1979). The Control of Septicity by Chemical Methods. *Proceedings of Symposium on Septic Sewage: Problems and Solutions*, Institute of Water Pollution Control.
- Müller, W.J. (1961). Schwefelwasserstoff in Abwasseranlagen. *Gwf-wasser/abwasser*, **102**(36), 986-989.
- N.N. (1983). Biogene Schwefelsäure-Korrosion in teilgefüllten Abwasserkanälen aus zementgebundenen Baustoffen. *Katalog der Einflussmöglichkeiten, Korrespondenz Abwasser*, **30**(8), 537-545.
- Narkis, N.; Henefeld-Fourrier, S. y Rebhun, M. (1980). Volatile Organic Acids in Raw Wastewater and in Physico-Chemical Treatment. *Water Research*, **14**, 1215-1223.
- National Institute for Occupational Safety and Health. (1984). *Health Evaluation Report - Papillion Creek Wastewater Treatment Plant*, Omaha, Nebraska. Publication

No. HETA 83-440-1537.

Nethe-Jaenchen, R. y Thauer, R.K. (1984). Growth Yields and Saturation Constant of *Desulfovibrio vulgaris* in chemostat culture. *Archives of Microbiology*, **137**, 236-240.

Neumann, H. (1977). Probleme beim Betrieb von Gruppenklärwerken und Gruppenkanalisationen - dargestellt aus der Sicht des Naturwissenschaftlers und unter besonderer Berücksichtigung der Themenkreise Geruch und Korrosion. *Berichte der ATV*, **30**, 331-347.

Newcombe, S.; Skellett, C.F. y Boon, A.G. (1979). An Appraisal of the Use of Oxygen to Treat Sewage in a Rising Main. *Wat. Pollut. Control*, **78**(4), 474-504.

Nielsen, P.H. (1987). Biofilm Dynamics and Kinetics during High-Rate Sulfate Reduction under Anaerobic Conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*, **53**, 27.

Nielsen, P.H. (1991). Sulfur Sources for Hydrogen Sulfide Production in Biofilm from Sewer System. *Water Science Technology*, 237-9, 1265-1274.

Nielsen, P.H. y Hvitved-Jacobsen, T. (1988). Effect of Sulfate and Organic Matter on the Hydrogen Sulfide Formation in Biofilms of Filled Sanitary Sewers. *J. Water Pollution Control Federation*, **60**, 627-634.

Nielsen, H.; Raunkjær, K.; Norsker, N.H.; Jensen, N.Aa. y Hvitved-Jacobsen, T. (1992). Transformation of Wastewater in Sewer Systems - A Review. *Water Science Technology*, **25**(6), 17-31.

- Nielsen, P.H.; Raunkjær, K. y Hvitved-Jacobsen, T. (1997). Sulfide Production and Wastewater Quality in Pressure Mains. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Nijhof, M. y Klapwijk, A. (1995). Diffusional Transport Mechanisms and Biofilm Nitrification Characteristics Influencing Nitrite Levels in Nitrifying Trickling Filter Effluents. *Water Research*, **29**(10), 2287-2292.
- Nkuchia, J.M. (1994). Why Should Anyone Use Reclaimed Water?. *Water Environment & Technology*, **6**(4), 10.
- Norsker, N.H.; Nielsen, P.H. y Hvitved-Jacobsen, T. (1995). Influence of Oxygen on Biofilm Growth and Potential Sulfate Reduction in Gravity Sewer Biofilm. *Water Science Technology*, **31**(7), 159-167.
- Novak, B.M. y Zmaic, B. (1997). Use of Main Sewers for Partial Mechanical and Biological Sewage Treatment. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Oakley, H.R. y Preston, J.R. (1979). Development of Septicity in Sewerage Systems. *Effluent and Water Treatment Journal*, **dic.**, 607-617.
- Ochi, T.; Kitakawa, M. y Tanaka, S. (1997). Controlling Sulfide Generation in Force Mains by Air Injection. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.

- Okabe, S.; Nielsen, P.H.; Jones, W.L. y Characklis, W.G. (1994). Estimation of Cellular and Extracellular Carbon Contents in Sulfate-Reducing Bacteria Biofilms by Lipopolysaccharide Assay and Epifluorescence Microscopic Technique. *Water Research*, **28**(11), 2263-2266.
- Okabe, S.; Oozawa, Y.; Hirata, K. y Watanabe, Y. (1996). Relationship between Population Dynamics of Nitrifiers in Biofilms and Reactor Performance at Various C:N Ratios. *Water Research*, **30**(7), 1563-1572.
- OMS. (1989). *Directrices Sanitarias sobre el Uso de Aguas Residuales en Agricultura y Acuicultura*. Serie de Informes Técnicos 778.
- Organismo Autónomo Local Balsas de Tenerife, Cabildo de Tenerife. (1993). *Infraestructura de Depuración y Reutilización de las Aguas Residuales de Santa Cruz de Tenerife*.
- Özer, A. y Kasirga, E. (1995). Substrate Removal in Long Sewer Lines. *Water Science Technology*, **31**(7), 213-218.
- Papadopoulos, I. (1995). Present and Perspective Use of Wastewater for Irrigation in the Mediterranean Basin. *Proceedings of the Second International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse*, Creta, Grecia, 735-744.
- Parker, C.D. (1951). Mechanics of Corrosion of Concrete Sewers by Hydrogen Sulfide. *Sewage and Industrial Wastes*, **23**(12), 1477-1485.
- Parker, C.D. *et al.* (1965). *Concrete Sewer Corrosion by Hydrogen Sulphide*. Melbourne and Metropolitan Board of Works, Technical Paper N° A.8, Part 2, Generation

of Sulphides in Sewers, Australia.

Parkhurst, J.D. y Pomeroy, R.D. (1972). Oxygen Absorption in Streams. *J. San. Eng. Div. ASCE*, **98**(SA1), 101-124.

Paskins, A.R.; Jones, G.L. y Wheatland, A.B. (1978). Kinetics of Denitrification in the Activated-Sludge Process. *Prog. Wat. Tech.*, **10**(1/2), 255-260.

Peng, C. y Park, J.K. (1994). Electrochemical Mechanisms of Corrosion Influenced by Sulfate-Reducing Bacteria in Aquatic Systems. *Water Research*, **28**(8), 1681-1692.

Pfister, A.; Stein, A.; Schlegel, S. y Teichgräber, B. (1997). An Integrated Approach for Improving the Wastewater Discharge and Treatment Systems. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.

Picioreanu, C.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. (1997). Modelling the Effect of Oxygen Concentration on Nitrite Accumulation in a Biofilm Airlift Suspension Reactor. *Water Science Technology*, **36**(1), 147-156.

Pohl, M.; Bock, E.; Rinken, M.; Aydin, M. y König, W.A. (1984). Volatile Sulfur Compounds produced by Methionine degrading Bacteria and the Relationship to Concrete Corrosion. *Zeitschrift für Naturforschung*, Bd. 39 c, 240-243.

Polder, R.B. y van Mechelen, T. (1989). Abschätzung des biogenen Schwefelsäureangriffs auf Abwasseranlagen. *Documentación del 2º Congreso Internacional de Construcción de Tuberías*, Hamburgo, 663-682.

- Pomeroy, R.D. (1959). Generation and Control of Sulphide in Filled Pipes. *Sewage and Industrial Wastes*, **31**(9), 1082-1095.
- Pomeroy, R. (1974). Process Design Manual for Sulphide Control in Sanitary Sewerage Systems. *US Environmental Protection Agency - Technology Transfer*.
- Pomeroy, R.D. (1980). Lethal Atmospheres in Sewers. *Water Pollution Control Federation Deeds and Data*, **17**(10), 9-15.
- Pomeroy, R. y Bowlus, F.D. (1946). Progress Report on Sulfide Control Research. *Sewage Works Journal*, **18**(4), 597-640.
- Pomeroy, R.D. y Parkhurst, J.D. (1972). Self-purification in Sewers. *Proceedings of the Sixth International Conference, Jerusalem, Advance in Water Pollution Research*, Pergamon Press.
- Pomeroy, R.D. y Parkhurst, J.D. (1977). The Forecasting of Sulfide Build-Up Rates in Sewers. *Prog. Wat. Tech.*, Pergamon Press, **9**, 621-628.
- Pöpel, F. (red.) (1975/88). *Lehrbuch für Abwassertechnik und Gewässerschutz*. Deutscher Fachschriften-Verlag, Wiesbaden. Alemania.
- Portal, M.E.; Molinuevo, J.; Azagra, J.; Ruiz, L. y González Carcedo, S. (1986). Depuración Biológica de un Efluente Industrial Específico. Pruebas en Planta Piloto de Laboratorio. *Ingeniería Química*, Octubre, 153-159.
- Postgate, J.R. (1979). *The Sulfate-Reducing bacteria*. London, New York, Melbourne, Cambridge, University Press.

- Radford-Knoery, J. y Cutter, G.A. (1993). Determination of Carbonyl Sulfide and Hydrogen Sulfide Species in Natural Waters Using Specialized Collection Procedures and Gas Chromatography with Flame Photometric Detection. *Analytical Chemistry*, **65**, 976-982.
- Reichert, P. y Wanner, O. (1997). Movement of Solids in Biofilms: Significance of Liquid Phase Transport. *Water Science Technology*, **36**(1), 321-328.
- Reid, J.M. y McEvoy, M. (1986). Monitoring Sewer Atmospheres for Organic Vapours. Comunicación presentada en un encuentro de la Metropolitan and Southern Branch de la antigua IWPC en Londres en Noviembre de 1986, 161-170.
- Ristenpart, E. (1995). Sediment Properties and their Changes in a Sewer. *Water Science Technology*, **31**(7), 77-83.
- Ristenpart, E. (1997). Solids Transport by Flushing of Combined Sewers. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Rodier, J. (1989). Análisis de las Aguas. Omega S.A., Barcelona.
- Rubin, A.J. (1974). Chemistry of Sulfur Species and Their Removal From Water Supply. *Chemistry of Water Supply, Treatment and Distribution*, Ann Arbor Science Publishers Inc., EE.UU., 109-135.
- Ryhiner, G.; Sørensen, K.; Birou, B. y Gros, H. (1994). Biofilm Reactors Configuration

for Advanced Nutrient Removal. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 111-117.

Sand, W. y Bock, E. (1987). Biogenic Sulphuric Acid Attack in Sewage Systems. *Seventh International Biodeterioration Symposium*, Cambridge, Gran Bretaña.

Sand, W.; Bock, E. y White, D.C. (1987). Biotest System for rapid Evaluation of Concrete Resistance to Sulfur-Oxidizing Bacteria. *Materials Performance*, **26**(3), 14-17.

Sand, W. y Bock, E. (1991). Biodeterioration of Ceramic Materials by Biogenic Acids. *International Biodeterioration*, **27**, 175-183.

Sanz, M.A. (1993). Reutilización de Aguas Residuales: 3 Ejemplos Concretos. *Tecno-Ambiente*, 69-74.

Sawyer, C.N. (1940). Activated Sludge Oxidation, V.: The influence of Nutrition in Determining Activated Sludge Characteristics. *Sewage Works J.*, **12**(1).

Sawyer, C.N. y McCarty, P.L. (1978). *Chemistry for Environmental Engineering*. 3ª ed., McGraw-Hill Book Co., Nueva York, EE.UU.

Sax, N.I. (1984). *Dangerous Properties of Industrial Materials*. 6ª ed., Van Nostrand Reinhold Co., Nueva York, EE.UU, 1552.

Schmitt, F. (1991). Zum Einfluss von Kanalablagerungen auf die biogene Schwefelsäure-Korrosion. *Umwelt-Technologie*, **3**, 17-22.

Schön, G.; Geywitz, S. y Mertens, F. (1993). Influence of Dissolved Oxygen and

- Oxidation-Reduction Potential on Phosphate Release and Uptake by Activated Sludge from Sewage Plants with Enhanced Biological Phosphorus Removal. *Water Research*, **27**(3), 349-354.
- Schremmer, H. (1987). Comunicación personal del 1 de septiembre de 1987.
- Schremmer, H. (1990). Abschätzung der biogenen Schwefelsäure-Korrosion in Abwasserkanälen. *Abwasserabteilung, Korrespondenz Abwasser*, **37**, 1332-1339.
- Schulz, S. y Hahn, H.H. (1997). Generation of Halogenated Organic Compounds in Municipal Waste Water. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Secretaría General y Técnica. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente. (1995). Proyecto de Real Decreto por el que se establecen las condiciones básicas para la reutilización directa de las Aguas Residuales Depuradas.
- Sercombe, D.C.W. (1995). The Control of Septicity and Odours in Sewerage Systems and at Sewage Treatment Works Operated by Anglian Water Services Limited. *Water Science Technology*, **31**(7), 283-292.
- Sharma, B. y Ahlert, R.C. (1977). Nitrification and Nitrogen Removal. *Water Research*, **11**, 897-925.
- Snoeyink, V.L. y Jenkins, D. (1980). *Water Chemistry*. John Wiley and Sons, Nueva York, EE.UU.

- Soto, M.; Méndez, R. y Lema, J.M. (1991). Biodegradability and Toxicity in the Anaerobic Treatment of Fish Canning Wastewaters. *Environmental Technology*, **12**, 669-677.
- Soto, M.; Méndez, R. y Lema, J.M. (1993). Sodium Inhibition and Sulphate Reduction in the Anaerobic Treatment of Mussel Processing Wastewaters. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, **58**, 1-7.
- Stringfellow, W.T.; Connell, N.R.; Felin, C.F. y Coleman, W.P. (1988). Variables Influencing Sulfide Concentration in a Gravity Flow Collection System. *J. Water Pollution Control Federation*, **60**(12), 2111-2114.
- Sulfide Task Group of the Water Pollution Management Committee of the Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers. (1989). *Sulfide in Wastewater Collection and Treatment Systems*. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice, **69**, Nueva York, EE.UU.
- Tait, S.J.; Rushforth, P.J. y Saul, A.J. (1997). A Laboratory Study of the Erosion and Transport of Cohesive-Like Sediment Mixtures in Sewers. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor"*. Aalborg, Dinamarca.
- Tanaka, N. y Takenaka, K. (1995). Control of Hydrogen Sulfide and Degradation of Organic Matter by Air Injection into a Wastewater Force Main. *Water Science Technology*, **31**(7), 273-282.
- Tanaka, N. y Hvitved-Jacobsen, T. (1997). Transformations of Wastewater Organic Matter in Sewers under Changing Aerobic/Anaerobic Conditions. *Proceedings of the 2nd International Conference "The Sewer as a Physical, Chemical and*

Biological Reactor". Aalborg, Dinamarca.

Technological Standing Committee on Hydrogen Corrosion in Sewerage Works. (1989). *Hydrogen Sulphide Control Manual - Septicity, Corrosion, and Odour Control in Sewerage Systems*. Melbourne and Metropolitan Board of Works, Melbourne, Australia.

Tendaj, M.; Reinius, L.G. y Hultgren, J. (1992). Some Observations on Nitrification and Denitrification Following Full-Scale Trials at Henriksdal and Bromma Sewage Treatment Plants in Stockholm. *Water Science Technology*, **25**(4-5), 195-202.

Thistlethwayte, D.K.B. Ed (1972). *The Control of Sulphides in Sewerage Systems*. Butterworths Pty Limited, Sydney, Australia.

Thistlethwayte, D.K.B. (1979). Sulfide in Abwasseranlagen. *Beton-Verlag*, Düsseldorf, Alemania.

Tijhuis, L.; Rekswinkel, E.; van Loosdrecht, M.C.M. y Heijnen, J.J. (1994). Dynamics of Population and Biofilm Structure in the Biofilm Airlift Suspension Reactor for Carbon and Nitrogen Removal. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 377-384.

Tschui, M.; Boller, M.; Gujer, W.; Engster, J.; Mäder, C. y Stengel, C. (1994). Tertiary Nitrification in Aerated Pilot Biofilters. *Water Science Technology*, **29**(10-11), 53-60.

Tomar, M. y Abdullah, T.H.A. (1994). Evaluation of Chemicals to Control the Generation of Malodorous Hydrogen Sulfide in Waste Water. *Water Research*, **28**(12), 2545-2552.

Unión Europea. (1991). Directiva del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas (91/271). Diario Oficial de las Comunidades Europeas, número L 135.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1974). Oxygen Activated Sludge Wastewater Treatment Systems: Design Criteria and Operating Experience. *Technology Transfer Seminar Publication*. Washington D.C., EE.UU.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1974). Process Design Manual for Sulfide Control in Sanitary Sewerage Systems. *Technology Transfer Seminar Publication*. Office of Technology Transfer., Washington D.C., EE.UU.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). (1975). Process Design Manual for Nitrogen Control. *Technology Transfer Seminar Publication*. Office of Technology Transfer, Washington D.C., EE.UU.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) (1992). En: Crook, J. y Surampalli, Y. (1995). Water Reclamation and Reuse Criteria in the U.S. *Proceedings of the Second International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse, Creta, Grecia*, 1011-1023.

Wagner, R. (1984). Stellungnahme zu 14. vom Wasser, **62**, 322-323.

Wareham, D.G.; Mavinic, D.S. y Hall, K.J. (1994). Sludge Digestion Using ORP-Regulated Aerobic-Anoxic Cycles. *Water Research*, **28**(2), 373-384.

Westcot D.W. y Ayers R.S. (1989). Irrigation Water Quality Criteria. En: Hernández

Suárez, M. (1989). *Manual para la reutilización de las aguas residuales urbanas depuradas de Tenerife.*

Zhang, T.C. y Bishop, P.L. (1994). Density, Porosity, and Pore Structure of Biofilms. *Water Research*, **28**(11), 2267-2277.

Zhang, T.C. y Bishop, P.L. (1994). Evaluation, of Tortuosity Factors and Effective Diffusivities in Biofilms. *Water Research*, **28**(11), 2279-2287.

7. ANEXO

Tabla 7.1

Fecha: 11/11/94

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
3	2,0	23,0	7,66	0,4	329	86	0,0
15	9,8	23,3	7,70	0,0	-181	87	0,0
25	16,4	24,8	7,64	0,1	-237	78	0,5
34	22,3	24,8	7,64	0,1	-329	76	1,5
51	33,4	24,0	7,60	0,0	-162	79	2,5

Tabla 7.1 (Continuación)

Fecha: 11/11/94

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)
3	2,0	6,3	73	-	14,8	32
15	9,8	3,7	70	-	15,6	33
25	16,4	4,0	63	-	15,3	34
34	22,3	3,4	69	-	14,6	33
51	33,4	3,9	68	-	14,2	33

Tabla 7.2

Fecha: 24/11/94

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	21,9	8,12	4,0	-	75	0,0
2	1,3	22,4	-	2,2	-	76	0,3
3	2,0	22,7	8,25	0,6	-	77	0,0
6	3,9	23,9	7,49	0,1	-	71	0,1
15	9,8	23,5	7,47	0,2	-	81	0,0
25	16,4	25,0	7,57	0,1	-	79	0,7
34	22,3	25,3	7,58	0,1	-	72	1,6
49	32,1	24,3	7,47	0,0	-	72	4,4
51	33,4	25,7	7,50	0,1	-	70	5,1
58	38,0	23,9	7,38	0,1	-	56	5,6

Tabla 7.2 (Continuación)

Fecha: 24/11/94

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0,0	2,9	75	60	39
2	1,3	5,9	77	60	37
3	2,0	5,3	70	56	35
6	3,9	6,0	68	55	36
15	9,8	5,8	67	50	34
25	16,4	4,1	69	63	40
34	22,3	3,9	72	68	44
49	32,1	9,3	66	59	39
51	33,4	2,8	64	69	34
58	38,0	22,7	77	54	51

Tabla 7.3

Fecha: 29/11/94

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	22,0	-	-	-	92	0,0
3	2,0	22,5	-	1,3	420	85	0,0
6	3,9	22,6	-	0,1	360	90	0,2
15	9,8	22,3	-	0,1	-70	88	0,0
25	16,4	23,3	-	0,2	-141	79	0,2
34	22,3	23,4	-	0,2	-161	83	0,6
40	26,2	23,5	-	0,0	-161	58	1,2
49	32,1	23,2	-	0,2	-181	84	1,6
51	33,4	23,0	-	0,2	-216	88	1,8
58	38,0	23,1	-	0,2	-186	85	2,2

Tabla 7.3 (Continuación)

Fecha: 29/11/94

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0,0	7,6	74	-	43
3	2,0	7,0	73	-	40
6	3,9	6,0	69	-	40
15	9,8	8,8	68	-	42
25	16,4	4,6	62	-	39
34	22,3	7,3	76	-	41
40	26,2	-	91	-	67
49	32,1	6,2	62	-	38
51	33,4	5,7	55	-	37
58	38,0	5,2	56	-	-

Tabla 7.4

Fecha: 19/12/94

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	22,0	-	-	-	83	0,0
3	2,0	21,6	-	1,0	330	83	0,2
6	3,9	21,7	-	0,5	250	77	0,0
15	9,8	21,6	-	0,4	-50	82	0,0
25	16,4	22,5	-	0,3	-70	74	0,0
34	22,3	22,2	-	0,3	-142	81	0,2
40	26,2	22,6	-	0,4	-160	84	0,3
51	33,4	20,0	-	0,3	-169	84	0,0
58	38,0	20,8	-	-	-154	88	0,0

Tabla 7.4 (Continuación)

Fecha: 19/12/94

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0,0	7,1	66	-	40
3	2,0	4,9	62	-	43
6	3,9	5,5	62	-	37
15	9,8	4,4	55	-	38
25	16,4	5,1	50	-	30
34	22,3	3,8	53	-	39
40	26,2	4,6	54	-	34
51	33,4	3,6	53	-	42
58	38,0	4,6	55	-	32

Tabla 7.5
Fecha: 23/1/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	20,5	-	-	-	100	-
3	2,0	-	-	-	252	100	0,0
6	3,9	20,9	-	-	-	96	0,1
15	9,8	20,5	-	-	-129	91	0,5
25	16,4	21,8	-	-	-160	92	1,3
34	22,3	-	-	0,4	-176	90	2,1
40	26,2	21,5	-	0,2	-179	-	2,7
49	32,1	-	-	0,2	-193	86	2,5
51	33,4	20,8	-	0,2	-189	90	2,9
58	38,0	21,6	-	0,1	-202	86	3,8
61	40	21,3	-	0,2	-190	88	3,5

Tabla 7.5 (Continuación)

Fecha: 23/1/05

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	8,8	80	-	34
3	2,0	6,0	75	-	32
6	3,9	5,8	58	-	31
15	9,8	3,6	75	-	29
25	16,4	8,0	77	-	31
34	22,3	5,4	71	-	30
40	26,2	5,2	57	-	30
49	32,1	3,7	67	-	28
51	33,4	4,8	67	-	28
58	38,0	4,2	78	-	28
61	40	6,0	70	-	28

Tabla 7.6
Fecha: 2/2/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	21,5	-	-	-	98	0,0
3	2,0	21,3	-	2,5	360	-	0,1
6	3,9	21,3	-	0,3	110	96	0,0
15	9,8	21,1	-	0,4	-140	94	0,4
25	16,4	21,6	-	0,2	-160	91	0,7
34	22,3	21,8	-	-	-185	92	1,0
40	26,2	23,9	-	0,3	-170	92	1,4
49	32,1	21,3	-	0,3	-169	88	1,6
51	33,4	20,9	-	0,3	-168	92	1,9
58	38,0	21,4	-	-	-162	-	2,2
61	40	20,9	-	0,2	-159	90	2,4

Tabla 7.6 (Continuación)

Fecha: 2/2/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	7,0	70	-	31
3	2,0	5,0	55	-	28
6	3,9	3,8	51	-	29
15	9,8	9,6	57	-	33
25	16,4	2,0	41	-	27
34	22,3	3,3	50	-	27
40	26,2	2,9	47	-	26
49	32,1	6,8	50	-	30
51	33,4	5,0	44	-	29
58	38,0	2,8	57	-	26
61	40	2,2	54	-	25

Tabla 7.7

Fecha: 2/3/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	19,6	-	-	-	88	0,1
3	2,0	19,6	-	0,8	-98	86	0,0
6	3,9	19,8	7,44	-	-158	88	0,3
15	9,8	20,1	7,44	-	-169	90	1,0
25	16,4	20,3	7,49	-	-182	86	2,7
34	22,3	21,2	7,44	0,2	-188	88	3,8
49	32,1	20,4	7,46	-	-198	78	5,7
51	33,4	20,3	7,45	0,2	-192	78	5,9
61	40	20,2	7,42	0,2	-172	-	6,5

Tabla 7.7 (Continuación)

Fecha: 2/3/95

km	Tr	MES	DQO _t	DQO _s	Turb.
0	0	61,3	178	103	79
3	2,0	48,5	159	116	73
6	3,9	56,9	177	118	83
15	9,8	-	134	104	65
25	16,4	24,6	102	102	42
34	22,3	14,0	104	101	39
49	32,1	18,8	96	97	44
51	33,4	11,3	90	89	35
61	40	-	90	-	-

Tabla 7.8
Fecha: 24/3/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	21,9	7,68	1,1	-143	86	0,0
2	1,3	22,0	7,53	0,6	-155	92	-
3	2,0	22,1	7,55	0,6	-160	88	1,0
6	3,9	22,0	7,70	-	-179	86	2,7
15	9,8	21,9	7,64	-	-192	76	6,0
25	16,4	22,1	7,58	-	-202	64	11,0
34	22,3	22,4	7,60	-	-205	44	14,8
40	26,2	23,0	7,60	-	-	38	15,2
49	32,1	22,5	7,54	0,4	-196	6	19,1
51	33,4	22,5	7,55	0,3	-197	17	19,1

Tabla 7.8 (Continuación)

Fecha: 24/3/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	23,8	189	119	87
2	1,3	43,8	180	110	94
3	2,0	40,7	193	109	94
6	3,9	36,4	186	117	94
15	9,8	40,0	180	113	107
25	16,4	22,1	180	121	89
34	22,3	27,5	176	120	88
40	26,2	31,0	193	121	90
49	32,1	39,5	189	106	96
51	33,4	38,2	198	114	96

Tabla 7.9

Fecha: 3/4/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	21,6	-	3,7	33	99	0,0
2	1,3	22,3	-	1,9	110	101	0,0
3	2,0	22,3	7,74	0,7	-10	99	0,0
6	3,9	22,3	7,62	-	-141	105	0,7
15	9,8	22,1	7,56	0,4	-178	76	5,0
25	16,4	22,4	7,54	-	-188	78	8,7
34	22,3	23,1	-	0,2	-192	59	10,3
40	26,2	23,0	7,57	0,3	-198	46	11,4
49	32,1	22,4	7,58	0,3	-201	43	14,4
51	33,4	22,2	-	-	-206	36	12,9
58	38,0	22,3	7,52	0,3	-208	-	17,8
61	40	22,4	-	-	-211	-	16,8

Tabla 7.9 (Continuación)

Fecha: 3/4/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	36,0	140	98	59
2	1,3	31,3	145	96	58
3	2,0	32,7	140	91	58
6	3,9	27,3	137	99	60
15	9,8	30,0	130	81	93
25	16,4	27,7	138	106	62
34	22,3	34,3	142	112	77
40	26,2	28,0	141	99	74
49	32,1	-	150	96	84
51	33,4	32,0	150	106	79
58	38,0	34,0	150	113	90
61	40	18,0	146	122	71

Tabla 7.10

Fecha: 5/4/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	21,2	-	3	91	98	0,0
2	1,3	22,0	-	3,3	201	103	0,0
3	2,0	22,2	7,62	-	140	103	0,0
6	3,9	22,3	7,54	-	-117	95	0,3
15	9,8	22,3	7,55	0,5	-160	81	1,5
25	16,4	22,8	7,51	-	-182	88	4,7
34	22,3	23,7	7,48	-	-196	82	8,2
40	26,2	23,3	7,51	-	-197	77	9,4
49	32,1	23,8	7,49	0,1	-208	69	10,4
51	33,4	23,3	7,46	-	-206	61	11,9
58	38,0	23,3	7,44	0,1	-212	50	14,7
61	40	23,0	7,43	-	-208	59	13,9

Tabla 7.10 (Continuación)

Fecha: 5/4/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	29,0	119	-	48
2	1,3	24,0	115	-	47
3	2,0	25,5	103	-	46
6	3,9	23,3	115	-	47
15	9,8	29,1	100	-	51
25	16,4	17,6	115	-	43
34	22,3	17,8	124	-	45
40	26,2	21,0	121	-	50
49	32,1	27,1	110	-	62
51	33,4	29,5	134	-	64
58	38,0	39,0	121	-	64
61	40	21,1	133	-	52

Tabla 7.11

Fecha: 27/4/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	21,6	7,70	2,8	470	99	0,0
2	1,3	21,7	7,50	1,2	160	104	0,1
3	2,0	21,9	-	0,5	-20	110	0,9
6	3,9	22,1	7,60	0,3	-144	106	0,5
15	9,8	22,1	7,61	-	-166	96	0,7
25	16,4	22,0	-	-	-192	92	3,4
34	22,3	22,1	7,68	-	-187	95	3,9
40	26,2	22,5	7,52	0,3	-197	89	4,2
49	32,1	23,3	7,50	0,3	-201	89	5,3
51	33,4	22,8	7,47	0,2	-206	91	6,0
58	38,0	21,8	7,56	0,2	-200	71	7,6
61	40	21,8	7,52	-	-196	88	7,2

Tabla 7.11 (Continuación)

Fecha: 27/4/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	21,6	112	79	45
2	1,3	19,2	110	83	47
3	2,0	18,0	116	89	47
6	3,9	19,0	113	103	47
15	9,8	20,5	118	79	49
25	16,4	26,5	101	76	49
34	22,3	10,5	84	67	36
40	26,2	15,0	78	58	37
49	32,1	13,0	85	58	38
51	33,4	12,5	77	-	34
58	38,0	10,0	76	64	37
61	40	14,5	92	63	36

Tabla 7.12

Fecha: 2/5/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	21,8	7,90	4,5	460	99	0,0
2	1,3	22,4	7,81	5,1	280	96	0,0
3	2,0	22,5	7,80	4,1	310	101	0,0
15	9,8	23,0	7,70	0,3	-158	93	0,4
25	16,4	23,1	7,56	0,2	-176	85	4,2
34	22,3	23,8	7,53	0,1	-170	89	7,1
40	26,2	24,2	7,54	0,2	-177	89	7,1
49	32,1	24,2	7,58	0,2	-179	81	8,8
51	33,4	23,3	7,53	0,2	-180	84	8,8
58	38,0	23,1	7,55	0,3	-180	77	11,8
61	40	23,1	7,47	0,2	-189	81	11,8

Tabla 7.12 (Continuación)

Fecha: 2/5/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	9,0	74	77	23
2	1,3	9,5	72	81	23
3	2,0	7,4	74	66	20
15	9,8	13,5	73	61	25
25	16,4	9,5	85	74	31
34	22,3	11,5	84	70	30
40	26,2	9,5	80	73	33
49	32,1	9,0	84	67	30
51	33,4	9,5	87	77	32
58	38,0	8,0	83	72	30
61	40	10,5	85	76	35

Tabla 7.13

Fecha: 1/6/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	25,1	7,81	4,2	478	100	0,0
2	1,3	24,7	7,77	4,0	408	90	0,2
3	2,0	24,7	7,75	2,4	396	104	0,4
6	3,9	24,9	7,69	1,7	288	114	0,4
15	9,8	25,1	7,69	0,2	-132	107	0,0
25	16,4	24,6	7,61	0,3	-173	110	0,8
34	22,3	25,6	7,64	0,2	-192	102	1,8
40	26,2	26,0	7,70	0,3	-194	84	-
49	32,1	26,6	7,58	-	-169	-	2,8
51	33,4	25,6	7,66	0,4	-198	93	2,4
58	38,0	24,9	7,62	-	-195	91	3,6
61	40	24,9	7,65	-	-175	94	3,6

Tabla 7.13 (Continuación)

Fecha: 1/6/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	29,6	82	-	37
2	1,3	14,4	74	54	37
3	2,0	14,0	76	-	36
6	3,9	12,4	72	-	35
15	9,8	10,4	67	51	32
25	16,4	10,0	67	45	33
34	22,3	12,0	73	52	35
40	26,2	12,0	68	49	35
49	32,1	-	-	-	-
51	33,4	15,2	71	55	35
58	38,0	14,0	83	55	43
61	40	14,0	84	55	41

Tabla 7.14

Fecha: 8/6/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	24,1	7,84	3,3	449	104	0,0
6	3,9	24,6	7,66	0,4	228	102	0,1
15	9,8	24,4	7,68	0,3	-158	91	0,5
25	16,4	24,6	7,67	0,3	-171	-	1,5
34	22,3	25,0	7,62	0,3	-176	97	-
40	26,2	24,8	7,70	0,3	-186	83	3,5
49	32,1	24,8	7,57	0,3	-	95	3,1
51	33,4	24,5	7,55	0,2	-189	102	4,1
58	38,0	24,2	7,54	0,2	-167	96	4,3
61	40	24,3	7,61	0,3	-194	92	4,8

Tabla 7.14 (Continuación)

Fecha: 8/6/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	40,0	103	67	63
6	3,9	25,2	99	68	67
15	9,8	25,0	97	73	70
25	16,4	20,0	76	65	57
34	22,3	24,1	80	58	57
40	26,2	22,0	71	65	60
49	32,1	36,4	71	48	68
51	33,4	18,8	79	67	51
58	38,0	19,9	71	62	57
61	40	37,5	81	70	62

Tabla 7.15
Fecha: 15/6/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	-	7,80	2,9	340	108	0,2
6	3,9	25,1	7,60	0,8	-52	98	0,0
15	9,8	24,5	-	0,3	-164	93	0,9
25	16,4	24,6	-	0,4	-174	104	2,5
34	22,3	25,4	7,58	0,3	-183	105	4,1
40	26,2	25,2	-	0,2	-188	96	5,5
49	32,1	25,2	7,46	0,3	-	96	4,9
51	33,4	24,0	7,51	0,2	-184	95	5,9
58	38,0	24,4	7,49	0,3	-187	86	6,8
61	40	24,7	7,53	-	-190	-	7,5

Tabla 7.15 (Continuación)

Fecha: 15/6/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	46,0	148	78	68
6	3,9	64,0	161	73	78
15	9,8	64,0	150	67	81
25	16,4	36,0	116	64	54
34	22,3	32,0	126	65	57
40	26,2	24,0	107	63	56
49	32,1	48,0	108	63	63
51	33,4	46,0	108	57	63
58	38,0	40,0	103	54	54
61	40	36,0	103	57	51

Tabla 7.16

Fecha: 22/6/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0	24,9	7,75	4,2	428	95	0,0
2	1,3	25,7	7,80	4,0	187	98	0,1
3	2,0	26,2	7,76	1,7	57	94	0,0
6	3,9	26,3	7,70	0,3	-141	98	0,7
15	9,8	25,9	7,71	0,2	-152	100	0,8
25	16,4	26,8	7,60	0,2	-	92	3,3
34	22,3	26,7	-	0,2	-	87	5,4
40	26,2	26,2	-	0,2	-	87	5,6
49	32,1	25,8	7,58	0,3	-	-	5,2
51	33,4	25,8	7,57	0,2	-	76	5,6
58	38,0	26,9	7,54	0,2	-	75	6,5
61	40	27,2	7,53	0,4	-	74	6,7

Tabla 7.16 (Continuación)

Fecha: 22/6/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)
0	0	29,3	108	69	67
2	1,3	28,0	102	62	65
3	2,0	24,0	92	62	60
6	3,9	20,7	99	73	63
15	9,8	16,0	85	70	62
25	16,4	20,7	90	66	60
34	22,3	23,3	86	62	62
40	26,2	20,7	87	66	63
49	32,1	22,7	82	54	60
51	33,4	17,3	85	70	64
58	38,0	16,7	87	61	60
61	40	9,3	90	82	99

Tabla 7.17

Fecha: 7/7/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	24,8	-	4,5	424	127	0,3
2	0,8	26,0	-	2,7	357	98	0,0
3	1,2	26,2	-	1,8	320	102	0,0
6	2,5	26,1	-	0,6	153	94	0,1
10	4,1	27,0	-	0,2	74	87	0,1
A.B.	4,1	23,9	-	7,8	386	0,0	0,0
15	5,9	26,4	-	2,1	157	84	0,0
25	9,5	25,9	-	1,1	-116	90	0,2
34	12,7	26,0	-	0,2	-113	82	0,0
40	14,9	26,2	-	0,3	-128	86	0,0
51	18,8	26,2	-	0,3	-155	84	0,6
58	21,3	25,3	-	0,2	-169	73	1,9
61	22,4	25,9	-	0,2	-164	89	1,8

Tabla 7.17 (Continuación)

Fecha: 7/7/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	33,2	102	62	63	19,9
2	0,8	26,8	95	65	58	16,9
3	1,2	25,6	98	64	60	18,8
6	2,5	24,8	90	68	60	16,4
10	4,1	19,5	69	-	59	17,9
A.B.	4,1	0,5	3	4	1	0,4
15	5,9	14,5	63	-	50	13,5
25	9,5	14,8	68	52	43	11,0
34	12,7	12,4	63	44	38	9,3
40	14,9	9,6	51	38	34	9,1
51	18,8	10,8	70	66	40	11,0
58	21,3	12,0	70	45	39	11,2
61	22,4	14,0	71	67	43	12,8

Tabla 7.18

Fecha: 26/7/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	24,0	-	5,0	419	114	0,0
2	1,4	25,4	-	3,4	158	100	0,0
3	2,2	25,6	-	1,9	18	108	-
6	4,3	25,8	-	0,4	-103	101	1,1
10	7,2	26,1	-	0,3	-111	108	1,1
A.B.	7,2	23,3	-	8,1	412	2	0,0
15	10,0	25,4	-	0,3	268	88	1,1
25	15,5	25,2	-	0,1	-118	89	0,0
34	20,5	25,6	-	0,2	-140	75	0,0
40	23,8	26,1	-	0,2	-165	75	0,0
49	28,8	27,2	-	0,3	-153	80	0,3
51	29,9	25,7	-	0,1	-	80	0,0
58	33,8	25,9	-	0,2	-170	81	0,3
61	35,4	25,4	-	0,3	-170	86	0,2

Tabla 7.18 (Continuación)

Fecha: 26/7/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	16,0	86	63	54	13,8
2	1,4	16,0	78	58	54	13,6
3	2,2	18,4	85	59	54	13,6
6	4,3	18,8	77	50	53	13,3
10	7,2	17,6	62	49	54	13,1
A.B.	7,2	0,8	4	3	0	0,4
15	10,0	15,6	59	41	44	10,5
25	15,5	14,4	84	59	43	10,7
34	20,5	12,0	59	51	32	8,0
40	23,8	10,4	62	45	33	7,9
49	28,8	10,4	59	39	34	8,2
51	29,9	12,8	58	38	38	9,5
58	33,8	14,4	61	49	39	9,9
61	35,4	9,2	58	39	40	10,9

Tabla 7.19
Fecha: 31/7/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	24,5	-	5,0	468	110	0,4
2	1,4	25,9	-	2,6	187	102	0,0
3	2,2	26,0	-	1,4	157	105	0,1
6	4,3	26,6	-	0,3	-133	97	0,1
10	7,2	26,7	-	0,2	-120	103	0,0
A.B.	7,2	22,9	-	8,4	399	1	0,0
15	10,0	26,2	-	0,3	267	82	0,0
25	15,6	26,0	-	0,3	-138	76	0,3
34	20,6	26,3	-	0,3	-133	77	0,0
40	24,0	26,8	-	0,2	-169	77	0,1
49	29,0	27,4	-	0,2	-180	77	0,8
51	30,1	26,6	-	0,2	-182	79	0,4
58	34,0	26,9	-	0,2	-185	80	0,8
61	35,7	26,3	-	0,4	-185	81	1,7

Tabla 7.19 (Continuación)

Fecha: 31/7/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	18,8	129	81	57	16,0
2	1,4	19,6	-	-	56	15,4
3	2,2	20,8	137	127	57	15,5
6	4,3	20,0	146	136	57	15,2
10	7,2	20,0	108	95	57	15,7
A.B.	7,2	0	5	4	0	0,5
15	10,0	14,4	77	44	43	11,7
25	15,6	10,8	64	50	38	9,4
34	20,6	10,8	48	39	32	8,0
40	24,0	10,8	63	42	34	9,3
49	29,0	24,0	83	50	52	19,8
51	30,1	16,0	77	56	38	10,4
58	34,0	15,2	54	34	39	11,5
61	35,7	16,4	57	40	40	11,6

Tabla 7.20
Fecha: 3/8/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	25,2	-	5,0	530	112	0,0
2	1,4	25,9	-	2,7	380	98	0,0
3	2,0	26,1	-	1,5	380	101	0,3
6	4,1	26,3	-	0,5	257	102	0,2
10	6,8	26,5	-	0,5	157	108	0,0
A.B.	6,8	22,9	-	8,2	373	1	0,0
15	9,5	25,8	-	0,4	177	83	0,2
25	14,7	25,4	-	0,2	-102	80	0,1
34	19,5	25,5	-	0,3	-88	78	0,0
40	22,7	25,7	-	0,3	-133	78	0,0
49	27,4	26,7	-	0,2	-11	79	0,3
51	28,5	26,1	-	0,2	-78	79	0,3
58	32,1	26,3	-	0,2	-174	79	0,2
61	33,7	25,7	-	0,2	-179	81	0,9

Tabla 7.20 (Continuación)

Fecha: 3/8/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	18,8	83	66	44	11,5
2	1,4	16,4	70	57	46	11,0
3	2,0	16,0	69	58	46	11,3
6	4,1	17,2	81	61	45	11,3
10	6,8	16,0	93	80	44	11,2
A.B.	6,8	0	4	3	0	0,4
15	9,5	11,2	76	53	35	8,4
25	14,7	19,2	75	40	45	17,1
34	19,5	8,0	41	30	31	7,3
40	22,7	7,2	52	44	30	7,6
49	27,4	8,0	54	46	31	7,3
51	28,5	9,6	50	31	34	8,0
58	32,1	10,0	42	30	35	8,6
61	33,7	12,4	45	32	37	8,7

Tabla 7.21
 Fecha: 15/9/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
10	6,8	27,1	-	0,4	150	99	0,0
A.B.	6,8	24,1	-	8,6	370	1	0,0
15	9,5	26,4	-	0,3	20	80	0,0
34	19,5	26,0	-	0,2	-50	78	0,0
51	28,5	26,5	-	0,2	200	80	0,0
61	33,7	25,9	-	0,6	200	82	0,2

Tabla 7.21 (Continuación)

Fecha: 15/9/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
10	6,8	12,8	66	50	-	-
A.B.	6,8	0,4	6	4	-	-
15	9,5	11,6	54	43	-	-
34	19,5	5,6	-	37	-	-
51	28,5	6,8	44	35	-	-
61	33,7	6,8	40	31	-	-

Tabla 7.22
Fecha: 4/10/95

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
10	6,8	25,8	-	0,4	110	102	0,0
A.B.	6,8	-	-	sat	-	0	0,0
15	9,3	25,7	-	0,7	180	78	0,1
25	14,5	24,9	-	0,2	-10	80	0,1
34	19,3	25,2	-	0,2	0	78	0,0
40	22,5	25,3	-	0,3	140	77	0,0
49	27,2	25,6	-	0,2	-10	79	0,1
51	28,3	25,6	-	0,3	-10	77	0,0
58	31,9	24,5	-	0,3	-70	80	0,1
61	33,5	24,8	-	0,2	-10	79	0,1

Tabla 7.22 (Continuación)

Fecha: 4/10/95

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
10	6,8	16,0	76	-	-	-
A.B.	6,8	0,0	4	3	-	-
15	9,3	10,0	58	-	-	-
25	14,5	7,0	62	-	-	-
34	19,3	9,0	55	-	-	-
40	22,5	11,0	56	-	-	-
49	27,2	15,0	49	-	-	-
51	28,3	10,0	57	-	-	-
58	31,9	12,0	60	-	-	-
61	33,5	11,0	58	-	-	-

Tabla 7.23

Fecha: 16/1/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	20,0	-	2,4	484	98	0,0
2	1,4	20,0	-	1,9	392	116	0,0
3	2,1	19,7	-	1,6	405	102	0,0
6	4,2	20,2	-	1,3	363	110	0,0
10	7,1	21,2	-	0,4	191	114	0,2
A.B.	7,1	22,3	-	8,2	430	0	0,0
15	9,8	21,2	-	0,7	351	88	1,0
25	15,2	21,3	-	0,2	246	78	0,0
34	20,1	21,1	-	0,2	211	74	0,0
40	23,3	21,1	-	0,3	221	70	0,1
49	28,2	21,4	-	0,3	206	76	0,2

Tabla 7.23 (Continuación I)

Fecha: 16/1/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	8,0	50	50	-	36	5,1
2	1,4	11,5	62	30	-	37	5,5
3	2,1	8,0	50	36	-	36	4,6
6	4,2	12,0	53	35	-	37	4,7
10	7,1	8,5	46	40	-	36	4,8
A.B.	7,1	0	5	4	-	1	0,2
15	9,8	4,0	30	24	-	25	3,2
25	15,2	4,0	-	20	-	24	3,0
34	20,1	6,5	20	15	-	20	2,4
40	23,3	12,0	28	24	-	-	-
49	28,2	5,0	30	19	-	20	2,4

Tabla 7.23 (Continuación II)

Fecha: 16/1/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1800	-	0,2	0,098	37,0	-
2	1,4	1800	-	0,4	0,544	38,5	-
3	2,1	1800	-	0,2	0,596	18,8	-
6	4,2	1700	-	0,2	0,672	38,3	-
10	7,1	1800	-	0,0	0,552	37,8	-
A.B.	7,1	200	-	0,7	0,002	0	-
15	9,8	1300	-	1,1	0,124	25,5	-
25	15,2	1300	-	1,9	0,015	22,5	-
34	20,1	1100	-	0,8	0,071	15,5	-
40	23,3	1100	-	2,3	0,017	14,3	-
49	28,2	1100	-	1,4	0,016	11,5	-

Tabla 7.24

Fecha: 23/1/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	18,2	7,67	2,6	413	105	0,0
2	2,3	18,8	7,50	1,1	378	90	0,0
3	3,4	18,8	7,50	0,7	347	88	0,2
6	6,8	18,9	7,50	0,3	262	80	0,0
10	11,3	19,8	7,55	0,4	220	115	0,2
A.B.	11,3	22,6	8,40	8,5	410	0	0,0
15	15,1	20,2	7,40	0,9	385	68	0,2
25	22,7	20,5	7,20	0,4	246	66	0,0
40	34,1	21,1	7,20	0,2	151	68	0,0
51	42,5	20,0	7,15	0,3	78	68	0,0
58	47,8	20,4	7,10	0,2	160	64	0,2
61	50,1	20,9	7,10	0,4	162	64	0,0

Tabla 7.24 (Continuación I)

Fecha: 23/1/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	-	-	-	-	-	-
2	2,3	3,5	42	33	15,4	18	1,7
3	3,4	4,5	33	33	14,7	17	1,5
6	6,8	5,5	44	44	14,6	18	1,5
10	11,3	-	-	-	-	-	-
AB.	11,3	0	5	3	3,2	2	0,3
15	15,1	2,0	28	25	11,1	11	0,8
25	22,7	2,0	21	20	9,9	11	0,9
40	34,1	3,5	23	20	9,9	14	2,2
51	42,5	5,5	22	12	10,0	15	1,0
58	47,8	1,5	11	16	9,2	13	1,3
61	50,1	-	7	10	9,2	12	1,1

Tabla 7.24 (Continuación II)

Fecha: 23/1/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	-	-	2,5	2,050	20,4	-
2	2,3	1160	65	1,8	2,300	20,8	-
3	3,4	1210	73	1,7	2,230	20,5	-
6	6,8	1370	72	1,5	1,750	20,5	-
10	11,3	-	-	1,8	1,750	20,5	-
A.B.	11,3	212	5	1,0	0,033	0,03	-
15	15,1	860	44	1,8	0,375	11,3	-
25	22,7	970	37	1,7	0,075	9,5	-
40	34,1	850	49	1,6	0,050	10,3	-
51	42,5	1040	44	1,7	0,025	10,3	-
58	47,8	820	42	1,6	0,075	9,0	-
61	50,1	900	40	1,7	0,075	9,0	-

Tabla 7.25

Fecha: 7/3/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	18,9	7,64	1,6	387	104	0,3
6	17,5	19,4	7,52	0,4	112	120	0,0
10	29,1	19,9	7,80	0,3	-118	118	0,5
A.B.	29,1	-	-	sat	-	0	0,0
15	35,6	20,3	7,51	1,2	255	56	0,3
25	48,5	21,6	7,20	0,2	256	57	0,3
34	60,1	20,9	7,30	0,2	181	66	0,5
40	67,9	20,5	7,25	0,3	219	62	0,3
49	79,5	20,3	7,18	0,3	157	66	0,0
51	82,1	22,2	7,33	-	265	72	-
58	91,1	20,7	-	0,3	-	72	0,0
61	95,0	20,2	7,26	0,2	211	72	0,7

Tabla 7.25 (Continuación I)

Fecha: 7/3/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	2,6	43	39	19,2	14	0,97
6	17,5	1,6	40	33	18,1	11	1,26
10	29,1	2,4	37	39	16,3	12	1,69
A.B.	29,1	0	-	-	-	-	-
15	35,6	1,0	-	12	8,8	5	0,56
25	48,5	1,2	11	9	8,7	6	0,90
34	60,1	1,2	17	17	9,7	6	0,74
40	67,9	1,1	17	9	8,6	7	1,00
49	79,5	1,0	15	9	10,0	6	0,94
51	82,1	2,0	20	15	11,4	7	1,05
58	91,1	2,4	19	25	11,3	8	1,30
61	95,0	1,4	20	28	11,4	8	0,97

Tabla 7.25 (Continuación II)

Fecha: 7/3/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1400	-	0,1	0,019	31,6	-
6	17,5	1500	-	0,0	0,056	33,2	-
10	29,1	1500	-	0,0	0,004	33,0	-
A.B.	29,1	200	-	-	-	-	-
15	35,6	700	-	3,6	1,640	9,2	-
25	48,5	700	-	2,2	0,880	10,6	-
34	60,1	800	-	1,2	0,280	11,0	-
40	67,9	700	-	0,9	0,060	10,5	-
49	79,5	800	-	0,4	0,040	13,1	-
51	82,1	-	-	0,1	0,020	12,0	-
58	91,1	950	-	0,0	0,080	13,0	-
61	95,0	1000	-	0,1	0,020	12,5	-

Tabla 7.26

Fecha: 25/3/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	20,0	7,66	0,2	259	120	0,0
2	2,2	20,6	7,61	0,5	391	116	0,0
3	3,4	20,5	7,61	0,4	483	112	0,0
6	6,7	20,6	7,62	0,3	-279	112	0,1
10	11,2	21,0	7,50	0,3	-289	100	0,0
A.B.	11,2	21,1	8,20	8,0	700	1	0,0
15	15,0	21,2	7,20	0,6	281	84	0,1
25	22,6	21,4	7,10	0,3	265	78	0,0
34	29,4	21,8	7,30	0,2	255	76	0,0
40	33,9	21,2	7,38	0,3	129	78	0,0
49	40,7	20,7	7,23	0,3	256	76	0,0
51	42,2	20,3	7,30	0,4	141	76	0,0
58	47,5	20,9	7,25	0,4	211	74	0,0
61	49,8	21,7	7,20	0,4	234	78	0,4

Tabla 7.26 (Continuación I)

Fecha: 25/3/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	4,6	54	42	21,5	16	3,72
2	2,2	3,8	44	38	21,2	16	1,60
3	3,4	3,8	50	44	21,4	16	1,62
6	6,7	3,2	49	45	21,5	13	2,43
10	11,2	3,4	46	39	20,7	14	2,21
A.B.	11,2	0	-	-	2,8	1	0,94
15	15,0	1,8	28	21	13,7	8	1,50
25	22,6	1,8	16	18	11,5	8	0,77
34	29,4	1,6	16	9	11,3	7	1,40
40	33,9	-	20	14	11,1	-	-
49	40,7	1,4	13	13	10,8	8	1,73
51	42,2	2,8	16	11	10,5	10	1,39
58	47,5	1,4	15	15	9,9	6	0,97
61	49,8	3,0	20	15	10,2	9	0,65

Tabla 7.26 (Continuación II)

Fecha: 25/3/96

km	Tr (h)	CE (mS/cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1400	85	0,0	0,016	33,2	-
2	2,2	1200	78	0,0	0,213	33,0	-
3	3,4	1400	78	0,0	0,193	33,6	-
6	6,7	1300	81	0,1	0,040	33,6	-
10	11,2	1400	81	0,0	0,002	34,6	-
A.B.	11,2	200	-	1,3	0,004	0,01	-
15	15,0	1000	50	4,1	0,310	18,4	-
25	22,6	1000	43	1,9	0,022	17,0	-
34	29,4	1000	42	1,0	0,010	17,3	-
40	33,9	900	46	1,0	0,022	16,8	-
49	40,7	900	40	0,6	0,006	17,6	-
51	42,2	900	42	1,0	0,012	16,6	-
58	47,5	900	40	0,6	0,010	16,5	-
61	49,8	1000	40	0,4	0,014	16,7	-

Tabla 7.27

Fecha: 23/4/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	21,0	7,64	2,7	430	96	0,0
2	1,5	21,9	7,60	0,4	208	100	0,0
3	2,2	21,9	7,57	0,4	240	90	0,0
6	4,4	22,0	7,65	0,3	-152	94	0,4
10	7,3	22,4	7,36	0,4	-128	96	0,4
A.B.	7,3	22,8	-	8,2	390	0	0,0
15	10,1	22,0	7,42	0,9	311	76	0,0
25	15,7	21,9	7,34	0,2	260	78	0,0
34	20,7	21,8	7,23	0,2	220	68	0,4
40	24,1	21,8	7,50	0,2	125	80	0,0
49	29,1	20,9	7,37	0,2	-31	64	0,2
51	30,2	20,2	7,41	0,2	58	84	0,0
58	34,1	21,4	7,43	0,3	-16	84	0,0
61	35,8	21,9	7,34	0,2	-40	72	0,4

Tabla 7.27 (Continuación I)

Fecha: 23/4/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	4,8	46	40	21,7	22	2,83
2	1,5	4,6	49	44	22,9	23	2,34
3	2,2	4,6	47	42	24,0	21	2,37
6	4,4	5,0	46	44	22,3	23	2,77
10	7,3	6,2	60	39	23,7	23	2,87
A.B.	7,3	0	4	2	2,7	1	0,36
15	10,1	1,8	30	23	15,9	14	1,37
25	15,7	1,6	29	23	14,1	13	1,17
34	20,7	2,2	27	26	13,7	13	1,06
40	24,1	2,0	25	22	13,4	14	1,20
49	29,1	1,6	26	25	14,1	16	1,20
51	30,2	6,0	19	18	12,6	14	1,21
58	34,1	1,0	17	19	13,6	13	1,32
61	35,8	1,6	21	20	13,2	14	1,09

Tabla 7.27 (Continuación II)

Fecha: 23/4/96

km	Tr (h)	CE (mS/cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1500	96	0,3	0,005	33,4	8,4
2	1,5	1500	93	0,3	0,066	33,8	-
3	2,2	1500	98	0,3	0,042	34,2	-
6	4,4	1500	94	0,3	0,005	34,2	-
10	7,3	1500	105	0,3	0,008	34,6	12,0
A.B.	7,3	200	2	1,5	0,002	0,03	0
15	10,1	1000	72	1,0	0,282	23,2	5,0
25	15,7	1000	64	0,7	0,018	21,4	-
34	20,7	1000	60	0,6	0,010	21,6	-
40	24,1	1000	66	0,4	0,040	21,7	-
49	29,1	1000	67	0,2	0,004	22,2	-
51	30,2	1000	79	0,2	0,000	20,5	-
58	34,1	1100	68	0,2	0,006	21,0	-
61	35,8	1100	66	0,2	0,004	20,5	-

Tabla 7.28

Fecha: 7/5/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	22,3	-	2,2	475	140	0,3
2	1,4	23,2	7,77	1,0	-68	138	0,7
3	2,1	23,4	-	1,1	-117	134	0,9
6	4,1	23,6	7,74	0,3	-151	134	0,5
10	6,9	24,0	7,73	0,8	-146	132	0,9
15	10,3	23,6	7,66	0,6	-162	136	1,2
25	17,2	24,0	7,71	0,4	-175	132	1,3
34	23,4	24,4	7,71	0,4	-186	126	1,7
40	27,6	24,0	7,68	0,4	-193	126	2,1
49	33,8	23,2	-	0,3	-211	128	2,7

Tabla 7.28 (Continuación I)

Fecha: 7/5/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	7,2	67	49	22,9	24	2,97
2	1,4	5,4	65	60	23,1	-	-
3	2,1	3,2	55	52	22,5	25	3,47
6	4,1	4,4	56	45	23,5	25	4,17
10	6,9	5,0	57	55	23,9	26	3,61
15	10,3	5,2	55	50	23,6	24	3,04
25	17,2	4,2	51	49	24,3	24	2,81
34	23,4	6,0	49	48	22,9	26	3,74
40	27,6	9,6	60	51	22,4	28	5,28
49	33,8	6,6	60	56	23,0	26	3,82

Tabla 7.28 (Continuación II)

Fecha: 7/5/96

km	Tr (h)	CE (mS/cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1600	104	0,3	0,015	42,4	23,6
2	1,4	1500	108	0,4	0,050	42,8	-
3	2,1	1500	120	0,3	0,019	43,0	-
6	4,1	1500	112	0,4	0,004	43,0	-
10	6,9	1600	125	0,4	0,001	40,8	-
15	10,3	1600	118	0,3	0,000	39,6	-
25	17,2	1500	114	0,4	0,000	40,0	-
34	23,4	1500	117	0,5	0,001	39,8	-
40	27,6	1500	119	0,4	0,002	39,4	-
49	33,8	1500	111	0,4	0,001	38,6	20,8

Tabla 7.29

Fecha: 9/5/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	21,6	7,80	2,4	338	136	0,0
2	1,1	22,4	7,65	-	70	136	0,0
3	1,7	22,5	7,71	1,0	-30	136	0,7
6	3,4	22,6	7,69	0,7	-73	128	0,7
10	5,6	23,3	7,72	0,4	-112	124	0,6
15	8,4	22,9	7,70	0,3	-154	132	0,7
25	14,0	23,2	7,70	0,3	-165	136	0,7
34	19,1	23,4	7,73	0,3	-175	132	1,1
40	22,4	23,2	7,70	0,3	-166	128	0,9
49	27,5	22,5	7,68	0,3	-189	128	1,5

Tabla 7.29 (Continuación I)

Fecha: 9/5/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	6,0	57	48	24,1	26	4,49
2	1,1	5,4	61	52	23,4	25	5,89
3	1,7	5,4	55	52	23,5	24	3,60
6	3,4	3,6	56	52	22,7	24	6,78
10	5,6	9,4	54	49	22,3	31	7,73
15	8,4	3,8	56	48	22,6	25	5,39
25	14,0	4,0	57	43	23,1	25	4,44
34	19,1	3,8	64	59	22,2	24	5,54
40	22,4	9,8	54	50	20,8	25	5,60
49	27,5	4,4	65	45	21,0	29	6,80

Tabla 7.29 (Continuación II)

Fecha: 9/5/96

km	Tr (h)	CE (mS/cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1700	110	0,3	0,006	41,2	22,4
2	1,1	1700	110	0,4	0,037	43,6	-
3	1,7	1700	111	0,4	0,042	42,6	-
6	3,4	1700	111	0,3	0,001	44,2	-
10	5,6	1700	112	0,4	0,001	43,0	-
15	8,4	1700	121	0,4	0,000	44,6	-
25	14,0	1700	121	0,3	0,001	43,4	-
34	19,1	1700	117	0,3	0,000	43,8	-
40	22,4	1700	110	0,4	0,000	43,6	-
49	27,5	1600	119	0,3	0,001	43,4	20,2

Tabla 7.30
Fecha: 16/5/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	22,5	7,76	2,9	460	140	0,0
2	1,0	23,1	7,71	1,6	-81	132	0,0
3	1,4	23,1	-	1,9	-61	136	0,1
6	2,9	23,2	-	0,5	-157	124	0,1
10	4,8	23,8	7,75	0,3	-11	112	0,1
A.B.	4,8	23,8	8,70	8,3	398	0	0,0
15	6,7	23,3	7,57	0,4	-93	96	0,0
25	10,7	22,9	7,51	0,2	-124	80	0,5
34	14,2	20,1	7,53	0,2	-140	84	0,1
40	16,6	22,7	7,58	0,2	-156	64	0,9
49	20,2	22,6	7,51	0,1	-168	92	0,3
51	21,0	22,3	7,52	0,3	-168	96	1,1
58	23,7	22,6	7,55	0,2	-164	120	0,7
61	24,9	22,6	7,47	0,2	-174	120	1,1

Tabla 7.30 (Continuación I)

Fecha: 16/5/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	13,2	88	69	29,9	30	5,12
2	1,0	12,9	76	72	29,0	33	7,94
3	1,4	10,8	80	64	29,3	34	4,41
6	2,9	9,5	77	68	28,0	30	5,09
10	4,8	13,8	85	65	23,4	40	8,86
A.B.	4,8	0	4	4	3,0	0	0,89
15	6,7	7,5	45	39	16,7	18	2,91
25	10,7	5,6	33	29	11,4	17	4,75
34	14,2	3,6	34	29	12,7	15	2,93
40	16,6	7,8	28	25	10,5	24	10,70
49	20,2	12,4	33	26	11,6	23	7,81
51	21,0	8,8	33	30	13,3	19	4,84
58	23,7	5,0	48	40	15,4	19	2,77
61	24,9	4,6	43	46	18,4	18	2,33

Tabla 7.30 (Continuación II)

Fecha: 16/5/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1800	138	0,4	0,007	45,2	14,0
2	1,0	1800	198	0,7	0,002	47,0	-
3	1,4	1800	121	0,4	0,002	45,2	-
6	2,9	1800	192	0,7	0,000	44,8	-
10	4,8	1800	206	0,7	0,000	45,8	9,0
A.B.	4,8	200	0	1,2	0,001	0	1,2
15	6,7	1200	71	0,6	0,295	27,2	5,2
25	10,7	900	66	0,4	0,062	18,8	3,2
34	14,2	1000	67	0,3	0,004	23,2	3,8
40	16,6	900	73	0,3	0,000	22,8	3,2
49	20,2	1000	74	0,3	0,000	25,2	-
51	21,0	1100	69	0,3	0,063	25,2	-
58	23,7	1100	98	0,4	0,001	24,8	7,2
61	24,9	1000	91	0,3	0,001	25,0	-

Tabla 7.31
Fecha: 23/5/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	22,7	7,85	3,2	450	144	0,6
2	1,0	22,8	7,75	3,2	355	140	0,1
3	1,5	22,9	7,72	2,3	324	140	0,1
6	2,9	23,2	7,72	1,0	189	144	0,0
10	4,9	23,8	7,72	0,6	80	140	0,1
A.B.	4,9	25,2	8,60	8,1	356	0	0,0
11	5,3	24,0	7,67	4,0	307	116	0,2
13,5	6,3	24,0	7,53	1,0	182	124	0,0
15	6,9	23,6	7,53	0,4	88	116	0,0
25	11,0	23,0	7,53	0,4	153	112	0,0
34	14,6	23,6	7,47	0,4	149	112	0,0
40	17,1	24,2	7,57	0,2	-101	108	0,1
49	20,7	24,8	7,63	0,2	-152	116	1,3
51	21,5	24,5	7,53	0,2	-146	112	1,1
58	24,4	23,3	7,62	0,3	-145	116	1,3
61	25,6	22,6	7,56	0,4	-140	120	0,7

Tabla 7.31 (Continuación I)

Fecha: 23/5/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	9,1	73	64	26,8	28	4,14
2	1,0	8,0	72	67	28,7	27	3,29
3	1,5	6,1	65	62	27,3	27	3,11
6	2,9	7,6	72	59	24,8	27	3,49
10	4,9	6,3	63	56	24,6	27	3,14
A.B.	4,9	0	2	3	3,0	0	0,60
11	5,3	6,0	48	45	19,8	20	2,40
13,5	6,3	5,8	55	50	18,9	21	2,52
15	6,9	6,0	49	43	18,5	21	2,34
25	11,0	7,5	53	40	18,2	23	3,27
34	14,6	3,8	45	34	16,4	17	1,70
40	17,1	5,5	49	45	17,8	22	3,83
49	20,7	10,3	43	38	17,2	24	4,14
51	21,5	9,9	52	38	17,3	25	4,82
58	24,4	4,5	48	42	16,8	21	3,10
61	25,6	6,3	52	47	17,1	20	3,10

Tabla 7.31 (Continuación II)

Fecha: 23/5/96

km	Tr (h)	CE (mS/cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1700	114	0,4	0,007	42,7	9,0
2	1,0	1700	119	0,5	0,104	43,8	-
3	1,5	1700	116	0,5	0,117	43,2	-
6	2,9	1700	112	0,4	0,094	42,8	-
10	4,9	1800	109	0,4	0,077	44,0	9,6
A.B.	4,9	200	2	1,0	0,002	0,01	0,6
11	5,3	1300	84	0,8	0,560	34,8	7,2
13,5	6,3	1300	88	1,5	1,408	33,8	3,6
15	6,9	1300	85	1,5	1,232	34,6	5,0
25	11,0	1300	89	1,0	0,692	34,8	4,8
34	14,6	1300	82	0,5	0,252	32,6	-
40	17,1	1400	85	0,4	0,028	35,2	-
49	20,7	1400	87	0,3	0,051	37,0	-
51	21,5	1300	89	0,4	0,013	37,2	-
58	24,4	1300	87	0,4	0,034	37,2	-
61	25,6	1400	85	0,3	0,029	36,8	5,8

Tabla 7.32

Fecha: 12/6/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	24,2	-	3,0	430	132	0,0
2	0,9	25,1	7,73	1,5	58	128	0,3
3	1,3	25,2	7,71	0,9	19	68	0,1
6	2,6	25,3	7,71	0,3	-114	132	0,0
10	4,3	25,8	7,58	0,4	-100	132	0,1
A.B.	4,3	24,8	8,40	8,2	368	0	0,0
11	4,7	25,8	7,63	2,4	257	112	0,1
13,5	5,6	25,2	-	0,3	86	116	0,0
15	6,1	25,3	7,52	0,3	-111	108	0,1
25	9,7	24,4	7,50	0,3	-104	112	0,1
34	13,0	24,8	7,51	0,2	-136	116	0,1
40	15,2	24,6	7,57	0,3	-159	108	0,2
49	18,5	24,7	7,56	0,2	-180	112	0,7
51	19,2	24,7	-	0,2	-180	104	0,8
58	21,7	24,9	-	0,2	-190	108	1,3
61	22,8	24,4	7,57	0,3	-190	108	1,7

Tabla 7.32 (Continuación I)

Fecha: 12/6/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	17,0	80	63	22,7	36	6,91
2	0,9	15,0	88	57	20,0	36	5,99
3	1,3	13,7	85	65	19,6	35	6,53
6	2,6	13,0	87	69	22,3	36	6,24
10	4,3	13,0	75	52	22,2	36	5,46
A.B.	4,3	0	5	2	2,4	0	1,10
11	4,7	11,3	66	53	19,4	30	4,24
13,5	5,6	8,5	66	49	17,1	27	4,16
15	6,1	10,0	47	-	17,0	28	4,21
25	9,7	13,0	51	38	15,7	26	3,90
34	13,0	8,3	45	35	15,2	23	3,14
40	15,2	14,8	49	33	15,1	25	4,83
49	18,5	10,0	62	52	15,8	26	4,45
51	19,2	10,0	50	40	14,8	25	4,00
58	21,7	9,6	45	41	16,2	28	4,04
61	22,8	15,5	57	34	15,9	31	5,96

Tabla 7.32 (Continuación II)

Fecha: 12/6/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1700	131	0,1	0,050	45,6	9,4
2	0,9	1700	135	0,6	0,378	44,8	-
3	1,3	1690	114	0,2	0,395	45,0	-
6	2,6	1695	134	0,4	0,177	45,4	-
10	4,3	1680	131	0,0	0,027	44,6	10,8
A.B.	4,3	180	5	1,2	0,001	0,02	0,6
11	4,7	1440	110	0,4	0,755	37,2	6,6
13,5	5,6	1445	105	0,6	0,765	36,6	7,8
15	6,1	1440	107	0,4	0,525	36,2	8,2
25	9,7	1430	106	0,0	0,202	35,2	12,8
34	13,0	1405	106	0,2	0,142	33,6	-
40	15,2	1390	97	0,0	0,112	33,8	-
49	18,5	1430	106	0,0	0,067	36,0	-
51	19,2	1445	104	0,0	0,100	35,0	-
58	21,7	1440	108	0,2	0,003	35,4	-
61	22,8	1440	124	0,0	0,003	36,0	6,6

Tabla 7.33

Fecha: 18/6/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	23,3	7,88	3,8	410	130	0,0
2	1,0	24,2	7,79	3,2	340	124	0,0
3	1,4	24,4	7,77	0,6	108	130	0,0
6	2,9	24,8	7,80	0,3	-72	124	0,0
10	4,8	25,7	7,79	0,3	-86	128	0,1
A.B.	4,8	23,9	8,70	8,3	349	1	0,0
11	5,2	25,2	7,70	2,5	159	110	0,0
13,5	6,1	24,7	7,60	0,2	48	112	0,0
15	6,7	24,9	7,57	0,2	56	110	0,0
25	10,7	24,7	7,50	0,3	34	102	0,0
34	14,2	24,9	-	0,2	3	106	0,0
40	16,6	24,8	7,61	0,2	-26	102	0,0
49	20,2	25,2	7,58	0,2	-104	104	0,9
51	21,0	25,1	7,57	0,2	-99	98	0,2
58	23,7	25,1	7,60	0,2	-126	100	0,9

Tabla 7.33 (Continuación I)

Fecha: 18/6/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	12,0	74	42	19,8	30	4,70
2	1,0	9,0	60	46	19,3	35	6,22
3	1,4	9,8	51	49	19,0	29	3,54
6	2,9	8,8	48	40	18,9	28	3,45
10	4,8	9,0	50	38	18,9	26	2,67
A.B.	4,8	0	5	3	2,2	0	0,27
11	5,2	7,8	38	32	16,1	23	2,80
13,5	6,1	6,8	38	34	15,1	23	2,95
15	6,7	7,0	40	38	15,0	23	2,96
25	10,7	5,3	40	26	14,8	23	2,37
34	14,2	5,9	38	28	14,3	20	2,30
40	16,6	8,8	45	31	14,4	22	3,03
49	20,2	10,3	45	30	14,2	24	3,28
51	21,0	9,8	45	32	13,8	24	4,14
58	23,7	6,0	35	34	13,7	23	3,35

Tabla 7.33 (Continuación II)

Fecha: 18/6/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1650	123	0,0	0,361	42,4	17,8
2	1,0	1645	121	0,4	1,005	42,2	-
3	1,4	1675	126	0,5	1,045	42,0	-
6	2,9	1675	127	0,1	0,568	42,2	-
10	4,8	1670	123	0,0	0,238	42,4	-
A.B.	4,8	184	2	1,1	0,002	0,02	0,6
11	5,2	1430	100	0,5	0,940	34,0	11,0
13,5	6,1	1420	99	0,6	1,236	33,2	8,2
15	6,7	1425	96	0,6	1,020	32,6	7,6
25	10,7	1420	103	0,0	0,500	32,6	7,7
34	14,2	1405	96	0,0	0,258	31,2	-
40	16,6	1417	92	0,0	0,053	33,0	-
49	20,2	1415	96	0,0	0,043	32,6	-
51	21,0	1430	97	0,0	0,065	33,0	-
58	23,7	1435	96	0,0	0,086	32,8	9,0

Tabla 7.34

Fecha: 2/7/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	23,4	-	4,0	459	136	0,1
2	0,9	24,7	7,81	3,1	396	132	0,1
3	1,3	25,0	7,77	2,0	367	136	0,0
6	2,6	25,4	7,74	0,5	306	140	0,1
10	4,4	25,7	7,74	0,4	227	132	0,1
A.B.	4,4	23,4	7,90	8,2	399	1	0,0
11	4,7	25,2	-	3,1	369	108	0,3
13,5	5,6	24,6	7,59	0,4	364	104	0,1
15	6,2	24,8	7,56	0,4	340	104	0,3
25	9,9	24,5	7,55	0,3	248	104	0,1
49	18,7	25,2	-	0,3	-	108	0,5
51	19,4	24,1	-	0,2	-91	116	0,5
58	22,0	24,8	7,75	0,2	-105	104	0,5
61	23,1	24,4	7,65	0,3	-125	112	0,9

Tabla 7.34 (Continuación I)

Fecha: 2/7/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	13,6	64	51	20,7	30	4,37
2	0,9	11,2	61	44	20,2	29	4,21
3	1,3	13,6	56	48	20,3	28	3,41
6	2,6	13,6	54	39	19,8	28	3,67
10	4,4	8,4	56	41	19,8	30	3,81
A.B.	4,4	0	3	2	2,8	0	0,43
11	4,7	5,8	45	28	15,7	22	2,81
13,5	5,6	10,0	37	34	15,2	21	2,57
15	6,2	9,7	38	27	15,7	22	2,93
25	9,9	11,2	38	25	14,7	23	3,14
49	18,7	9,2	50	27	15,6	27	4,01
51	19,4	16,8	50	30	15,2	30	5,42
58	22,0	10,4	48	33	14,6	23	4,30
61	23,1	14,8	49	29	15,4	27	4,92

Tabla 7.34 (Continuación II)

Fecha: 2/7/96

km	Tr	CE	Color	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-Or.
0	0,0	1665	131	0,5	0,233	42,6	13,2
2	0,9	1648	133	1,0	1,050	41,8	-
3	1,3	1665	128	1,0	1,290	41,8	-
6	2,6	1659	136	1,1	1,380	41,4	10,2
10	4,4	1667	147	1,3	1,250	41,2	10,4
A.B.	4,4	180	3	1,3	0,003	0,01	0,6
11	4,7	1332	100	1,6	1,710	30,4	6,2
13,5	5,6	1364	113	1,9	2,090	30,8	6,4
15	6,2	1380	132	1,9	2,000	30,4	6,2
25	9,9	1380	105	1,2	1,045	29,2	5,3
49	18,7	1470	106	0,5	0,097	32,0	13,6
51	19,4	1475	109	0,9	0,202	32,4	-
58	22,0	1425	100	0,4	0,075	30,2	6,1
61	23,1	1486	104	0,6	0,076	31,4	-

Tabla 7.35
Fecha: 16/7/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	24,8	7,96	3,5	375	136	0,0
2	1,0	26,0	-	1,7	-	140	0,2
3	1,6	26,1	7,89	1,1	-	144	0,0
6	3,1	26,3	-	0,4	-	140	0,2
10	5,2	27,0	7,93	0,4	-	136	0,6
A.B.	5,2	23,7	8,60	8,4	-	0	0,0
11	5,7	26,5	7,87	3,1	-	116	0,4
13,5	6,7	25,8	7,86	1,3	-	116	0,4
15	7,4	26,0	7,74	0,7	-	116	0,1
25	11,6	25,7	7,65	0,3	-	112	0,2
34	15,5	26,0	7,60	0,2	-	100	0,2
40	18,0	26,5	7,69	0,5	-	108	0,6
49	21,9	26,4	7,70	0,2	-	112	1,4
51	22,7	26,0	7,70	0,1	-	112	1,4
58	25,7	25,9	7,70	0,2	-	108	2,2
61	27,0	25,7	7,76	0,3	-	112	2,6

Tabla 7.35 (Continuación I)

Fecha: 16/7/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	14,0	90	45	22,5	40	7,60
2	1,0	16,8	60	44	22,5	40	7,11
3	1,6	13,2	65	50	22,6	39	6,91
6	3,1	17,6	65	47	22,3	41	7,38
10	5,2	20,0	66	46	22,7	42	8,13
A.B.	5,2	0	5	3	2,5	0	0,98
11	5,7	11,6	-	34	18,6	28	4,87
13,5	6,7	14,4	63	36	19,0	27	5,18
15	7,4	10,4	50	45	19,0	30	5,67
25	11,6	12,8	53	35	18,7	29	5,33
34	15,5	6,8	57	43	16,8	24	3,73
40	18,0	14,8	66	45	-	28	5,34
49	21,9	18,8	63	46	-	32	7,16
51	22,7	16,8	62	40	-	32	7,50
58	25,7	16,4	75	47	20,1	33	7,01
61	27,0	17,6	65	57	19,9	36	8,01

Tabla 7.35 (Continuación II)

Fecha: 16/7/96

km	Tr (h)	CE (mS/cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1640	138	0,4	0,070	54,0	15,2
2	1,0	1620	146	0,5	0,220	52,0	-
3	1,6	1650	141	0,5	0,205	48,0	-
6	3,1	1640	144	0,4	0,075	43,0	-
10	5,2	1630	145	0,4	0,070	40,6	8,4
A.B.	5,2	240	5	1,7	0,002	0,1	0,6
11	5,7	1360	113	0,5	0,170	32,6	5,0
13,5	6,7	1370	105	0,5	0,300	31,6	3,0
15	7,4	1350	104	0,5	0,240	30,6	4,0
25	11,6	1350	107	0,4	0,050	29,6	3,3
34	15,5	1250	96	0,4	0,040	26,6	-
40	18,0	1330	107	0,4	0,050	29,6	-
49	21,9	1390	116	0,3	0,055	30,8	-
51	22,7	1390	115	0,4	0,060	30,6	-
58	25,7	1400	118	0,4	0,050	31,2	-
61	27,0	1400	110	0,4	0,050	31,2	4,6

Tabla 7.36
Fecha: 18/7/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	24,0	-	3,7	309	144	0,2
2	1,1	25,2	-	2,1	78	148	0,4
3	1,6	25,4	-	1,4	200	140	0,4
6	3,2	25,8	-	0,3	-81	132	0,8
10	5,3	26,3	-	0,2	-93	140	0,4
A.B.	5,3	23,4	-	8,4	289	1	0,0
11	5,8	26,1	-	2,9	137	120	0,0
13,5	6,9	25,2	-	0,8	68	124	0,0
15	7,5	25,4	-	0,3	58	124	0,1
25	11,9	25,3	-	0,2	64	124	0,2
34	15,8	25,7	-	0,2	6	116	0,2
40	18,4	26,0	-	0,2	-38	112	0,3
49	22,3	25,6	-	0,2	-92	120	0,8
51	23,2	25,2	-	0,1	-92	116	0,8
58	26,2	25,4	-	0,1	-107	116	1,6
61	27,5	25,2	-	0,2	-117	120	1,6

Tabla 7.36 (Continuación I)

Fecha: 18/7/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	10,4	73	50	21,2	33	4,84
2	1,1	11,5	85	57	20,7	33	4,32
3	1,6	11,5	61	51	21,5	33	4,64
6	3,2	12,0	61	58	20,5	34	4,51
10	5,3	13,0	55	42	20,6	34	4,64
A.B.	5,3	0	2	2	3,3	1	1,28
11	5,8	7,0	43	39	17,1	24	2,71
13,5	6,9	5,0	41	37	-	20	2,13
15	7,5	7,5	42	37	16,0	20	2,10
25	11,9	3,5	43	32	14,8	18	1,74
34	15,8	7,0	32	29	13,8	16	1,38
40	18,4	9,5	37	23	13,5	21	3,79
49	22,3	9,0	44	30	15,0	20	2,53
51	23,2	5,0	35	28	14,9	21	2,94
58	26,2	4,0	32	26	14,7	21	2,78
61	27,5	8,5	40	27	14,9	21	2,72

Tabla 7.36 (Continuación II)

Fecha: 18/7/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1670	137	0,5	0,110	42,0	10,4
2	1,1	1670	139	0,6	0,383	41,0	-
3	1,6	1670	138	0,6	0,371	40,8	-
6	3,2	1670	142	0,6	0,128	40,8	-
10	5,3	1660	145	0,6	0,025	41,0	3,8
A.B.	5,3	215	12	1,7	0,003	0,04	0,6
11	5,8	1380	104	0,6	0,412	33,0	2,4
13,5	6,9	1410	97	0,5	0,876	32,8	3,6
15	7,5	1410	93	0,6	0,812	32,4	2,8
25	11,9	1390	92	0,4	0,452	31,6	-
34	15,8	1310	82	0,4	0,122	29,8	-
40	18,4	1320	84	0,4	0,100	30,8	-
49	22,3	1390	92	0,4	0,038	33,2	-
51	23,2	1400	95	0,4	0,037	33,2	-
58	26,2	1410	94	0,4	0,029	33,8	-
61	27,5	1390	94	0,4	0,035	33,8	2,4

Tabla 7.37

Fecha: 22/7/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	24,2	8,10	4,0	389	136	0,1
2	1,0	25,3	8,00	1,8	72	132	0,3
3	1,5	25,6	7,95	0,8	108	132	0,5
6	3,0	25,8	7,99	0,3	-118	136	0,7
10	4,9	26,3	7,98	0,3	-118	128	0,3
A.B.	4,9	23,3	8,08	8,2	384	0	0,0
11	5,4	25,9	7,85	3,1	40	116	0,2
13,5	6,4	25,3	7,70	0,4	-47	112	0,1
15	7,0	25,4	7,68	0,2	-67	112	0,3
25	11,1	25,4	7,69	0,2	-86	112	0,3
34	14,7	25,6	7,78	0,1	-109	108	0,1
40	17,2	25,8	7,77	0,1	-136	108	0,2
49	20,8	25,8	7,79	0,1	-166	108	0,5
51	21,6	25,5	7,74	0,2	-161	108	0,7
58	24,5	25,8	7,80	0,1	-178	112	0,9
61	25,7	25,4	7,76	0,2	-178	108	1,1

Tabla 7.37 (Continuación I)

Fecha: 22/7/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	14,8	70	52	20,6	42	7,44
2	1,0	13,0	61	45	20,3	42	6,60
3	1,5	10,4	64	52	20,2	42	6,48
6	3,0	10,0	60	45	20,2	41	6,29
10	4,9	10,4	60	41	19,5	40	5,96
A.B.	4,9	0	2	3	2,7	0	0,73
11	5,4	9,6	48	35	16,1	30	4,36
13,5	6,4	8,4	46	33	15,7	28	3,89
15	7,0	9,2	51	40	15,4	27	3,85
25	11,1	8,0	39	30	14,6	26	3,45
34	14,7	5,2	50	32	13,8	24	3,30
40	17,2	8,4	43	30	-	25	3,84
49	20,8	7,2	41	30	14,6	26	3,63
51	21,6	15,6	47	21	14,2	30	7,06
58	24,5	5,2	36	30	14,4	24	3,36
61	25,7	7,2	40	34	14,4	25	3,52

Tabla 7.37 (Continuación II)

Fecha: 22/7/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1660	186	1,3	0,222	40,0	-
2	1,0	1670	159	1,4	0,880	39,8	-
3	1,5	1660	160	0,7	0,895	39,8	-
6	3,0	1670	163	0,6	0,234	40,0	-
10	4,9	1680	163	0,5	0,078	39,4	-
A.B.	4,9	220	5	1,5	0,002	0,04	-
11	5,4	1430	120	0,7	0,710	31,8	-
13,5	6,4	1440	120	0,9	1,530	30,4	-
15	7,0	1420	115	0,9	1,425	30,0	-
25	11,1	1420	116	0,5	0,580	29,6	-
34	14,7	1360	103	0,5	0,412	27,4	-
40	17,2	1410	110	0,4	0,168	29,4	-
49	20,8	1420	108	0,3	0,036	30,2	-
51	21,6	1420	107	0,5	0,158	30,0	-
58	24,5	1420	105	0,5	0,032	29,8	-
61	25,7	1430	106	-	0,024	30,0	-

Tabla 7.38

Fecha: 8/10/96

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	23,8	8,08	3,9	419	116	0,1
2	0,9	24,6	7,95	2,5	364	120	0,0
3	1,4	24,7	7,94	1,9	377	120	0,1
6	2,8	24,8	7,96	0,5	318	120	0,0
10	4,7	25,4	7,90	0,3	148	124	0,1
10	4,7	24,0	8,28	8,1	406	0	0,0
11	5,1	25,2	7,76	3,2	308	100	0,2
15	6,7	24,9	7,66	0,4	228	100	0,1
25	10,6	24,8	7,58	0,2	-55	96	0,1
34	14,2	24,8	7,62	0,2	-99	96	0,0
40	16,5	24,7	7,80	0,3	-118	84	0,5
49	20,0	25,0	7,74	0,2	-169	100	0,2
51	20,8	24,5	7,77	0,2	-180	100	0,3
58	23,6	24,5	7,74	0,3	-180	100	0,3
61	24,8	24,5	7,77	0,4	-180	104	1,7

Tabla 7.38 (Continuación I)

Fecha: 8/10/96

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	10,5	60	43	18,7	36	5,50
2	0,9	14,5	52	37	18,9	36	5,03
3	1,4	12,5	52	46	18,7	36	4,85
6	2,8	9,5	54	46	18,5	36	4,77
10	4,7	14,0	55	38	18,4	37	4,90
A.B.	4,7	0	4	4	3,0	1	0,60
11	5,1	11,5	48	42	16,1	30	4,31
15	6,7	12,5	45	41	15,4	27	3,33
25	10,6	8,0	42	34	14,9	27	3,40
34	14,2	9,0	44	28	14,0	26	3,08
40	16,5	9,0	36	26	13,0	30	5,30
49	20,0	13,0	42	26	14,4	29	4,45
51	20,8	13,0	41	37	14,4	28	3,68
58	23,6	11,5	41	34	14,9	29	4,06
61	24,8	7,0	49	42	14,8	28	3,57

Tabla 7.38 (Continuación II)

Fecha: 8/10/96

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1600	123	1,1	1,480	34,0	11,6
2	0,9	1600	113	0,8	1,860	33,6	-
3	1,4	1570	114	0,8	1,930	33,6	-
6	2,8	1590	118	0,9	1,710	33,0	-
10	4,7	1550	119	0,8	1,490	32,2	9,2
A.B.	4,7	240	2	1,3	0,003	0,06	0,6
11	5,1	1310	93	1,0	1,390	26,4	5,4
15	6,7	1320	89	1,2	1,210	23,8	3,8
25	10,6	1320	84	0,9	0,130	21,2	4,0
34	14,2	1300	87	0,6	0,060	21,2	-
40	16,5	1280	74	0,7	0,070	21,2	-
49	20,0	1360	86	0,6	0,060	23,4	-
51	20,8	1380	83	0,5	0,050	23,8	-
58	23,6	1390	91	0,5	0,040	24,6	-
61	24,8	1380	92	0,5	0,070	24,6	4,8

Tabla 7.39

Fecha: 13/1/97

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	19,6	8,02	4,0	482	114	-
2	1,7	20,2	7,79	2,3	401	120	0,0
3	2,6	20,3	7,74	1,1	281	124	0,2
6	5,1	20,3	7,73	0,4	-19	94	0,4
10	8,5	20,6	7,70	0,4	11	120	0,2
15	12,8	20,3	7,80	0,4	-99	122	0,4
25	21,4	20,5	7,80	0,5	-102	126	0,2
34	29,0	20,4	7,77	0,4	-126	120	0,6
40	34,2	20,1	7,77	0,3	-144	92	0,8
49	41,9	19,1	7,72	0,4	-155	120	1,1

Tabla 7.39 (Continuación I)

Fecha: 13/1/97

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	11,8	79	66	22,3	38	7,03
2	1,7	11,7	66	50	21,9	36	5,71
3	2,6	11,4	66	49	20,3	41	10,0
6	5,1	10,9	63	50	17,6	35	5,39
10	8,5	15,7	65	45	17,1	36	6,21
15	12,8	10,6	52	42	20,1	35	4,98
25	21,4	9,4	53	45	17,5	35	4,92
34	29,0	10,3	48	45	16,5	34	4,96
40	34,2	11,1	55	44	18,1	35	6,23
49	41,9	10,0	50	45	16,3	35	5,00

Tabla 7.39 (Continuación II)

Fecha: 13/1/97

km	Tr (h)	CE (mS/cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1620	139	0,4	0,141	39,0	9
2	1,7	1630	127	0,6	1,340	35,6	-
3	2,6	1630	115	0,5	1,540	35,6	7,6
6	5,1	1630	120	0,7	1,040	35,6	5,2
10	8,5	1630	118	0,7	0,840	35,2	-
15	12,8	1610	116	0,6	0,250	34,4	6,4
25	21,4	1620	123	0,5	0,016	34,0	-
34	29,0	1600	130	0,4	0,008	33,8	4,8
40	34,2	1600	121	0,5	0,025	33,6	-
49	41,9	1590	156	0,6	0,021	34,8	7,2

Tabla 7.40
Fecha: 16/1/97

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	19,4	7,92	3,3	552	114	0,2
2	1,5	20,2	7,83	1,5	406	124	0,2
3	2,2	20,1	7,82	0,7	246	128	0,4
6	4,4	20,0	7,83	0,2	-28	126	0,2
10	7,4	20,8	7,84	0,3	-67	130	0,2
15	11,1	20,4	7,85	0,2	-120	128	0,2
25	18,5	21,3	7,84	0,3	-148	124	0,8
34	25,2	21,5	7,82	0,2	-159	124	0,9
40	29,6	20,6	7,82	0,2	-160	98	0,9
49	36,3	20,2	7,83	0,3	-174	118	1,7

Tabla 7.40 (Continuación I)

Fecha: 16/1/97

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	11,1	51	38	21,6	38	7,08
2	1,5	9,7	52	37	20,0	37	6,25
3	2,2	9,4	48	43	20,7	37	5,95
6	4,4	9,1	47	37	21,9	37	5,94
10	7,4	9,1	48	32	20,8	38	6,50
15	11,1	8,3	38	37	20,0	37	5,73
25	18,5	9,4	45	42	17,1	37	6,19
34	25,2	8,0	44	35	20,2	37	6,21
40	29,6	7,4	39	30	17,1	37	6,57
49	36,3	7,4	43	36	19,4	36	6,31

Tabla 7.40 (Continuación II)

Fecha: 16/1/97

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1620	135	0,4	0,032	36,6	7,8
2	1,5	1610	142	0,5	0,620	36,4	-
3	2,2	1620	134	0,6	0,650	36,6	8,4
6	4,4	1620	140	0,4	0,280	36,4	9,8
10	7,4	1630	139	0,3	0,070	36,6	-
15	11,1	1640	150	0,5	0,006	38,4	7,8
25	18,5	1640	139	0,5	0,009	37,2	-
34	25,2	1640	142	0,5	0,009	37,2	8,4
40	29,6	1640	163	0,6	0,008	37,4	-
49	36,3	1660	182	0,6	0,009	37,2	7,8

Tabla 7.41
Fecha: 20/2/97

km	Tr (h)	T (°C)	pH	OD (mg/l)	POR (mV)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)	S ²⁻ (mg/l)
0	0,0	20,0	7,67	3,4	492	140	0,0
2	1,0	20,6	7,67	1,5	395	136	0,3
3	1,5	20,8	7,64	0,9	207	142	0,1
6	3,0	20,8	7,63	0,5	-113	142	0,1
10	5,1	21,1	7,63	0,3	-122	136	0,7
A.B.	5,1	22,1	7,75	8,4	350	2	0,0
11	5,5	21,2	7,51	3,8	272	110	0,0
13,5	6,5	21,3	7,54	1,2	211	112	0,1
15	7,1	21,3	7,42	0,6	180	114	0,0
25	11,3	21,2	7,47	0,3	161	114	0,2
34	15,0	21,4	7,44	0,3	161	106	0,3
40	17,5	21,5	7,44	0,3	91	100	0,2
49	21,3	21,9	-	0,2	-70	90	0,3
51	22,1	21,7	7,50	0,2	-67	102	0,5
58	25,0	21,0	7,51	0,3	-86	100	0,7
61	26,3	20,6	7,40	0,3	-109	110	0,5

Tabla 7.41 (Continuación I)

Fecha: 20/2/97

km	Tr (h)	MES (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO _s (mg/l)	TOC (mg/l)	Turb. (FTU)	Turb. (NTU)
0	0,0	12,8	77	60	-	49	10,4
2	1,0	13,7	81	59	25,6	48	9,03
3	1,5	13,7	80	60	25,6	48	8,70
6	3,0	11,5	87	65	25,9	48	7,72
10	5,1	8,0	82	70	24,9	48	9,10
A.B.	5,1	0,0	5	3	2,5	0	0,20
11	5,5	8,0	73	47	20,5	38	7,18
13,5	6,5	8,8	58	48	18,5	37	6,98
15	7,1	9,3	55	50	19,6	37	7,19
25	11,3	7,5	66	50	17,2	36	6,20
34	15,0	7,0	48	45	16,3	32	5,16
40	17,5	9,5	57	49	16,6	31	6,08
49	21,3	11,3	49	44	15,9	32	6,43
51	22,1	15,0	58	45	17,1	34	5,46
58	25,0	9,4	52	47	17,6	34	6,20
61	26,3	8,8	60	48	17,6	33	6,86

Tabla 7.41 (Continuación II)

Fecha: 20/2/97

km	Tr (h)	CE (mS- /cm)	Color (Pt-Co)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-Or. (mg/l)
0	0,0	1660	192	0,5	0,014	42,2	15,4
2	1,0	1680	178	0,6	0,119	40,2	-
3	1,5	1670	200	0,6	0,107	40,4	-
6	3,0	1680	205	0,5	0,007	40,6	-
10	5,1	1680	213	0,5	0,004	40,6	12,2
A.B.	5,1	230	1	1,2	0,003	0,03	3,6
11	5,5	1400	132	0,7	0,358	32,2	12,8
13,5	6,5	1400	147	1,0	0,430	30,8	12,4
15	7,1	1400	154	1,1	0,452	30,6	12,6
25	11,3	1390	152	0,7	0,131	30,6	10,8
34	15,0	1330	141	0,6	0,054	28,6	-
40	17,5	1290	138	0,5	0,031	27,2	11,2
49	21,3	1360	136	0,3	0,030	29,0	-
51	22,1	1360	143	0,4	0,018	29,6	-
58	25,0	1390	149	0,4	0,008	30,0	-
61	26,3	1390	152	0,4	0,002	30,4	12,2