

Trabajo Fin de Grado

**ESTUDIO DEL
SISTEMA DE TRANSPORTE DE
AGUA REGENERADA DE TENERIFE**

Judit De las Casas Fernández

Tutores:

Dr. Manuel Álvarez Díaz
Dr. Luis E. Rodríguez Gómez

Dpto. de Ingeniería Química y
Tecnología Farmacéutica

Agradecimientos

Quisiera mostrar mi más sincero agradecimiento por su dirección, estímulo y esfuerzo, a D. Manuel Álvarez Díaz y D. Luis E. Rodríguez Gómez en quienes siempre encontré la ayuda necesaria en la realización de este trabajo.

Agradezco a la Entidad Pública Empresarial Local Balsas de Tenerife (EPEL BALTEN), dirigida por D. Escolástico Aguiar González, por poner las instalaciones del sistema de reutilización de agua a nuestra disposición para la realización de este trabajo. También quiero dar las gracias a D. Juan Antonio Medina Rosales por sus sugerencias e información facilitada y a D. Félix Conde Díaz, por su grata compañía y ayuda ofrecida en todo momento durante los muestreos.

También quisiera agradecer a mis compañeros del Grupo de Investigación de Tratamiento y Reutilización de Aguas, por el apoyo e interés mostrado en todo momento; especialmente a Raimundo Arvelo y Oliver León, por acompañarme en algunos de los muestreos, por su ayuda desinteresada en el análisis de muestras en el laboratorio e inmejorable compañía.

Finalmente, quisiera dar las gracias a mi sobrino Guillermo y a mis hermanas, Beatriz y Patricia, por alegrarme la vida, a Daniel, por tus enriquecedoras conversaciones, a Natalia por tu ayuda desinteresada y a Jose, por hacerme reír, por tu cariño, paciencia y apoyo incondicional.

A mis padres

Índice

Índice

1. Resumen.....	1
2. Introducción.....	6
2.1. Características generales de un agua residual urbana.....	8
2.2. Tratamiento de aguas residuales con fines de reutilización.....	11
2.3. Sistema de reutilización de las aguas depuradas de Santa Cruz de Tenerife.....	13
2.3.1 Estación Depuradora.....	14
2.3.2 Tratamiento Terciario y Estación de Bombeo.....	15
2.3.3 Conducción de impulsión.....	17
2.3.4 Depósito Regulador de Transporte (El Tablero).....	18
2.3.5 Conducción de transporte.....	18
2.3.6 Balsas de almacenamiento.....	19
2.3.7 Balsa del Valle San Lorenzo y Tratamiento terciario.....	20
2.4. Procesos que tienen lugar durante el transporte de aguas residuales.....	22
2.4.1 Procesos aerobios.....	23
2.4.1.1. Nitrificación.....	24
2.4.2 Procesos anóxicos.....	27
2.4.2.1. Desnitrificación.....	27

2.4.3. Procesos anaerobios.....	29
2.4.3.1. <i>Generación de Sulfuro.....</i>	30
2.4.3.2. <i>Factores que influyen en la generación de sulfuro.....</i>	31
2.4.3.3. <i>Propiedades del ácido sulfhídrico (H₂S).....</i>	33
2.4.3.4. <i>Modelos de predicción de la generación de sulfuro.....</i>	35
2.4.3.5. <i>Métodos de Inhibición de generación de sulfuro.....</i>	37
3. Objetivos.....	40
4. Materiales y métodos.....	42
4.1. Metodología de Muestreo.....	43
4.2. Métodos Analíticos.	46
4.2.1 Medidas in situ.	46
4.2.1.1. <i>pH.....</i>	47
4.2.1.2. <i>Temperatura.....</i>	47
4.2.1.3. <i>Oxígeno Disuelto (OD).....</i>	47
4.2.2 Medidas en el laboratorio.....	47
4.2.2.1. <i>Aluminio.....</i>	48
4.2.2.2. <i>Aniones.....</i>	48
4.2.2.3. <i>Cationes.....</i>	49
4.2.2.4. <i>Conductividad Eléctrica (20 °C).....</i>	49

4.2.2.5. Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días (DBO ₅).....	49
4.2.2.6. Demanda Química de Oxígeno, Total (DQO _T) y Soluble (DQO _S).....	49
4.2.2.7. Sólidos Suspendidos Totales (SST).....	50
4.2.2.8. Sulfuro disuelto, S ²⁻	50
4.2.2.9. Turbidez.....	51
5. Resultados.....	52
6. Discusión.....	70
6.1. Análisis del comportamiento de los filtros Dualsand.....	71
6.2. Análisis de la evolución de los parámetros físico-químicos del agua depurada a lo largo de la conducción de transporte.....	78
6.2.1. Transición entre condiciones aerobias/anóxicas/anaerobias a lo largo de la conducción de transporte.....	79
6.2.2. Procesos de nitrificación/desnitrificación a lo largo de la conducción de transporte.....	85
6.2.3. Generación de sulfuro.....	91
6.2.4. Otros parámetros.....	99
7. Conclusiones.....	106
8. Bibliografía.....	112

1. Resumen

1. Resumen

En el presente trabajo se ha realizado un estudio de la evolución del agua depurada de la EDAR de Santa Cruz durante su transporte a lo largo del sistema de reutilización de agua de Tenerife, gestionada por BALTEN (Entidad Pública Empresarial Local Balsas de Tenerife), entre la salida de la depuradora y la Balsa del Valle de San Lorenzo. Por un lado se ha realizado un análisis del comportamiento del tratamiento terciario (filtros Dualsand) sobre el agua depurada procedente de la EDAR de Santa Cruz, y por otro lado se ha estudiado el comportamiento del agua depurada durante su transporte a lo largo de la conducción por gravedad (62 km) entre el Depósito de El Tablero y la Balsa del Valle de San Lorenzo. Para ello se ha realizado una campaña de muestreo tanto en los filtros Dualsand como en la conducción de transporte, en 9 puntos distribuidos a lo largo de la misma. Los muestreos se han realizado entre los meses de marzo y mayo de 2016, en los cuales se han hecho tanto medidas in situ como en el laboratorio.

Con los filtros Dualsand se consigue reducir el contenido de materia particulada del agua depurada, pero en una proporción menor a lo esperado, de acuerdo a la bibliografía. Llama la atención la existencia de un proceso de nitrificación parcial (nitritación, formación de nitritos) en los filtros favorecido por la presencia de oxígeno en el interior de los filtros y en condiciones de baja carga orgánica.

En la conducción de transporte el oxígeno disuelto se consume rápidamente en el tramo inicial de la conducción, dando lugar a la existencia de condiciones anóxicas o anaerobias en función de la existencia o ausencia de compuestos oxidados de nitrógeno (nitrato y/o nitrito, N-NO_x). En la mayoría de los muestreos realizados en la conducción se observa una ligera nitrificación en el tramo inicial aerobio de la misma, limitado a la etapa de formación de nitritos (nitritación). En los experimentos de baja carga orgánica se observa un proceso de desnitrificación, debido a la existencia de una considerable concentración de N-NO_x (principalmente N-NO₂), al comienzo de la conducción, procedentes de los filtros Dualsand. Este

proceso de desnitrificación es lento y hace que se retrase e incluso se inhiba la aparición de condiciones anaerobias.

Cuando aparecen estas condiciones tiene lugar la generación de sulfuro, que depende principalmente del contenido de materia orgánica del agua, alcanzándose concentraciones entre 1,5 y 5,4 mg/l al final de la conducción, valores que se debería intentar reducir, debido a su carácter tanto tóxico como corrosivo. Se ha comparado la generación de sulfuro experimental con la esperada de acuerdo a las ecuaciones de predicción propuestas por el grupo de Tratamiento y Reutilización de Aguas de la ULL, y se ha observado un buen ajuste entre los datos experimentales y los propuestos por dichas ecuaciones, lo que confirma la validez de las ecuaciones de predicción de generación de sulfuro propuestas por el grupo de investigación.

1. Summary

In this work, a study of the evolution of treated wastewater in Tenerife's reuse system has been made. Treated wastewater comes from the Santa Cruz WWTP (Wastewater treatment plant). The reuse system is managed by BALTEN (Local Public Entity *Balsas de Tenerife*), and runs from the outlet of the WWTP until the Valle de San Lorenzo reservoir. Two different studies have been developed. An evaluation of the tertiary treatment (Dualsand filters) applied to the treated wastewater from Santa Cruz WWT, and a study of the treated wastewater evolution along the gravity pipeline (62 km) between El Tablero reservoir and Valle de San Lorenzo reservoir. For this purpose, different samples were taken from the Dualsand filters and from 9 sampling points distributed along the gravity pipeline. Sampling has been made during the period March to May of 2016. In situ and laboratory analysis were developed during this period.

Dualsand filters reduce the concentration of particulate matter in treated wastewater, even though this decrease was lower than expected, attending to bibliography data. It is remarkable a partial nitrification process that takes place (nitrites formation) under conditions of low organic matter load and presence of dissolved oxygen.

During reclaimed wastewater transportation, dissolved oxygen is rapidly consumed at the initial pipeline stretch, leading to the appearance of anoxic or anaerobic conditions, depending on the presence/absence of oxidized nitrogen compounds (nitrite/nitrate, N-NO_x). A slight nitrification was often observed at this initial aerobic section. Low organic matter experiments showed a denitrification process, due to the remarkable N-NO_x concentration (mainly N-NO₂) coming from the Dualsand filters. This denitrification process takes place slowly what implies that anaerobic conditions are reduced or even depleted.

Under these conditions, sulfide generation takes place, which is directly related to organic matter concentration. Concentrations of sulphide between 1.5 and 5.4 mg/L were observed at the end of the pipeline. This sulfide concentration should

be reduced due to its corrosive and toxic properties. Experimental sulfide measured was compared to the expected according to forecasting equations proposed by the Water and Wastewater Treatment Research Group of ULL. A good adjustment was observed between experimental and equation-calculated values, confirming the validity of these sulfide forecasting equations.

2. Introducción

2. Introducción

En las últimas décadas, la reutilización del agua residual urbana o industrial, como agua no potable, ha ido en aumento.

Actualmente, el uso de agua residual depurada procedente de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), supone una prometedora solución al problema de la falta de recursos hídricos que sufren muchos países. Sin embargo, es necesario contemplar los posibles riesgos que podría conllevar su uso para regular su ámbito de utilización y la calidad necesaria.

En 1991, la Comunidad Económica Europea, desarrolló una directiva para la recogida, tratamiento y descarga de aguas residuales urbanas y de algunos sectores industriales, donde se contemplaba la posibilidad de reutilización del agua tratada (Directiva 91/271/EEC, Artículo 12, 1991), (Agua, Energía y Medioambiente, Servicios Integrales S.L.U. (AEMA).

En el año 2000, la Unión Europea estableció el marco legislativo en el campo de la política de aguas (Directiva 2000/60/EC). Se implantaron unas directrices, en función de parámetros físico-químicos y biológicos, para asegurar la calidad del agua. A partir de esta directiva, países como España han redactado su propia legislación (Real Decreto 1620/2007), en la que se recogen los criterios de calidad para la reutilización de aguas regeneradas según sus usos.

En concreto, el RD 1620/2007 contempla para las aguas depuradas cinco tipos de usos diferentes (Urbano, Agrícola, Industrial, Recreativo y Ambiental).

En él se fijan los valores límite de los parámetros de calidad y los criterios que marca la legislación española en función del uso del agua.

Este RD introduce el término de aguas regeneradas como aquellas que han sido sometidas a un proceso de tratamiento adicional que permite adecuar su calidad al uso al que se destinan (Estadísticas e indicadores de agua, 2008).

En Canarias, la gestión sostenible de los recursos hídricos implica la reutilización de las aguas residuales depuradas para regadíos (cultivos, parques, campos de golf) o limpieza de las vías públicas. La calidad del agua depurada depende del grado de contaminación del agua residual bruta y del método de depuración empleado.

La isla de Tenerife cuenta con algo más de 43.000 ha de superficie agrícola, el 21% del territorio insular. El 43% de esta superficie, unas 18.500 ha, está cultivado. El cultivo de mayor consumo en la Isla es el plátano, con un consumo hídrico agrícola global del 60%, los cultivos de huerto como la papa un 15,4% o el tomate constituye un 6,5 %. Otros cultivos de consumo relevante son los frutales subtropicales y cítricos, así como los cultivos de flores y plantas ornamentales (López-Manzanares Fernández *et al.*, 2012).

2.1. Características generales de un agua residual urbana

Las características y caudal del agua residual varían dependiendo del origen de éstas:

- *Aguas Domésticas*: Se dividen en:
 - *Aguas grises* (Aguas de cocina, aguas blandas de baño, aguas de lavado de locales, etc.): Sales, materias grasas, sólidos, jabones, líquidos de limpieza, arenas, papel...
 - *Aguas negras* (Procedentes de la defecación del ser humano): Sales, materias grasas, sólidos, jabones, líquidos de limpieza, arenas, papel...
- *Aguas de pequeñas industrias de servicios urbanos* (Gasolineras, talleres, laboratorios): Aceites, grasas, gasoil, gasolina, metales pesados, pinturas, sustancias tóxicas y peligrosas.

- *Aguas de limpieza pública y de riego*: Arrastre de limpieza, partículas de tierra y materia orgánica de parques y jardines.
- *Aguas de lluvia*: Bajo contenido en sales, aunque importante arrastre de partículas de tierra.

Las alteraciones más importantes que puede sufrir el agua como resultado del aporte de sustancias extrañas, son físicas, químicas y biológicas (Acosta, R.S., 2008).

La cuantificación de dichas alteraciones, se mide mediante técnicas analíticas de laboratorio (Roca Hernández, R. 2012). Se mide un conjunto de parámetros físico-químicos y biológicos cuyos valores permiten establecer el grado de contaminación y, por tanto, el tipo de tratamiento a que se debe someter en función del destino del agua depurada.

Las *alteraciones físicas* influyen sobre el aspecto del agua (Color, olor, turbidez, temperatura, o contenido en sólidos). Las más importantes se establecen mediante parámetros tales como los *sólidos totales*, entre los que cabe diferenciar entre sólidos disueltos o en suspensión (a su vez en fijos o volátiles), así como el *olor* y el *color* se pueden medir a una determinada longitud de onda o la turbidez por el método nefelométrico.

Las *alteraciones químicas* son consecuencia del aporte de sustancias solubles e insolubles, algunas de las cuales pueden reaccionar con los componentes naturales del agua, produciendo precipitaciones (sólidos en suspensión) o gases. Quedan cuantificadas analíticamente por parámetros que reflejan el contenido inorgánico u orgánico.

El contenido en sustancias inorgánicas (minerales), queda reflejado en parámetros tales como la conductividad eléctrica, pH, alcalinidad, o dureza, en forma de aniones o cationes concretos, así como metales pesados.

El contenido en sustancias orgánicas se mide mediante técnicas de oxidación

química o biológica. Las técnicas de demanda de oxígeno son las más utilizadas, como la Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO_5), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) ó el Carbono Orgánico Total (TOC).

Las *alteraciones biológicas* del agua son consecuencia tanto del uso humano como de los contaminantes en la red de alcantarillado. Tienen un gran interés sanitario y los parámetros de medida son muy variados, destacando los indicadores y tipos específicos de *microorganismos*. Éste conjunto de microorganismos son necesarios para llevar a cabo el proceso de depuración, entre los que se encuentran: las bacterias, protozoos, algas, a veces pequeños crustáceos y hongos. Según el sistema de tratamiento biológico y las condiciones de los mismos, el desarrollo de unos microorganismos será mayor que otros.

Constituyente	Concentración mg/l		
	Alto	Medio	Bajo
Sólidos Totales	1200	700	350
Disuelto	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
En suspensión	350	200	100
Fijos	75	50	30
Volátiles	275	150	70
Sólidos sedimentables ml/l-h	20	10	5
DBO (5 días, 20°C)	300	200	100
DQO	570	380	190
Nitrógeno Total (como N)	85	40	20
Orgánico (como N)	35	15	8
Amoniacal (como N)	50	25	12
Fósforo Total (como P)	20	10	6
Cloruros (Cl)	100	50	30
Alcalinidad (CaCO ₃)	200	100	50
Grasas	150	100	50
Calcio (como Ca)	110	50	10
Magnesio (como Mg)	10	9	8
Sodio (como Na)	100	50	23

Tabla 2.1: Composición típica de aguas residuales no tratada
(Metcalf & Eddy, 1995)

2.2. Tratamiento de aguas residuales con fines de reutilización

Existen diferentes tipos de tratamiento de las aguas residuales para lograr retirar contaminantes que permitan obtener un efluente con características de calidad adecuadas al uso que se le quiera dar. Se pueden usar desde sencillos procesos físicos tales como la sedimentación, flotación, filtración o adsorción, procesos biológicos como los lodos activos o degradación anaerobia, hasta

procesos químicos como la coagulación-Floculación, precipitación química u ósmosis inversa.

Las aguas residuales se pueden someter a distintos niveles de tratamiento, que consta de varias etapas cuyo objetivo es eliminar los contaminantes presentes en el agua debido a la actividad humana. Estas etapas son:

- *Tratamiento previo*: Proceso en el que usando rejillas y desarenadores, se separan los sólidos de mayor tamaño así como los de alta densidad.
- *Tratamiento primario*: Hace sedimentar los materiales suspendidos no retenidos en el tratamiento previo usando procesos físicos o físico-químicos, como son la sedimentación, coagulación-floculación o filtración.
- *Tratamiento secundario*: Elimina las partículas coloidales y similares. Puede incluir procesos biológicos y químicos. El proceso secundario más habitual es un proceso biológico en el que se facilita que bacterias aerobias digieran la materia orgánica. Este proceso se suele hacer llevando el efluente que sale del tratamiento primario a tanques en los que se mezcla con agua cargada de lodos activos. En esta etapa se consigue eliminar la mayoría de la materia orgánica.
- *Tratamiento terciario*: Consisten en procesos físicos y químicos especiales, con los que se consigue limpiar las aguas de contaminantes concretos: fósforo, nitrógeno, minerales, metales pesados, virus, compuestos orgánicos, etc. Es un tipo de tratamiento más caro que los anteriores y se usa en casos más especiales.
- *Desinfección*: Consiste en la destrucción selectiva de los organismos que causan enfermedades por medios físicos, como, por ejemplo, el aumento de temperatura, o por la adición de productos químicos, como el cloro (el más utilizado), (Glynn *et al.*, 1999).

Dentro de la reutilización de las aguas residuales un aspecto de gran relevancia es el transporte de las mismas, dado que el punto de reutilización en

algunas ocasiones se encuentra a una distancia considerable de la zona de producción. Este es el caso de la isla de Tenerife, dónde el punto de reutilización y almacenamiento (Valle de San Lorenzo) se encuentra a 70 km de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Santa Cruz de Tenerife.

2.3. Sistema de reutilización de las aguas depuradas de Santa Cruz de Tenerife

Basados en datos suministrados por BALTEN (Entidad Pública Empresarial Local, EPEL, Balsas de Tenerife), a continuación se muestra un diagrama de la infraestructura del sistema de reutilización de aguas depuradas de Santa Cruz de Tenerife con los elementos principales del proceso de depuración.

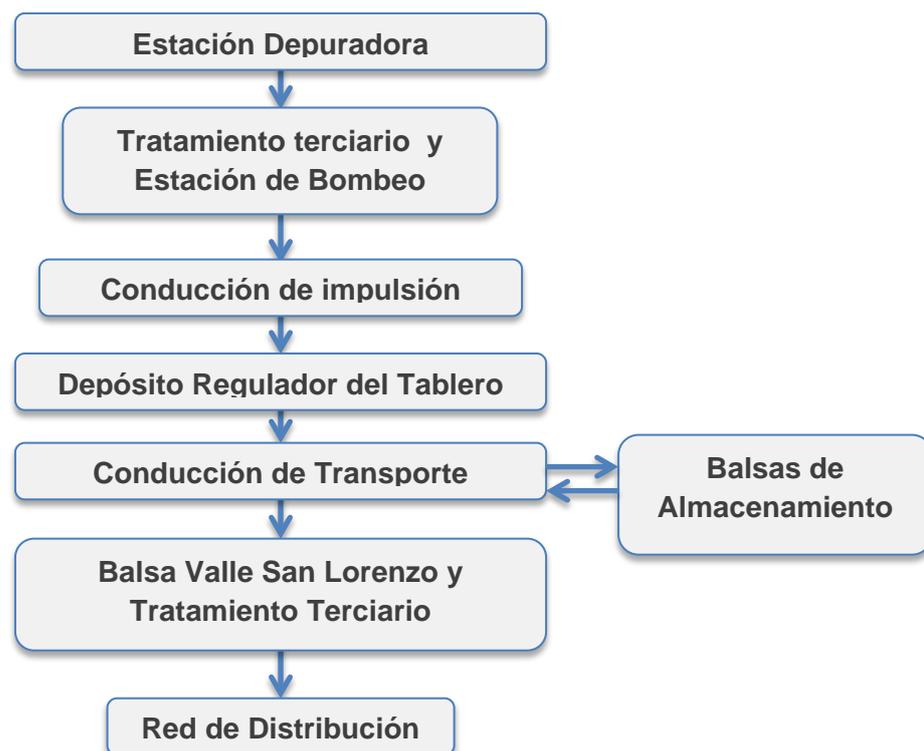


Figura 2.1: Diagrama de la infraestructura del sistema

2.3.1. Estación Depuradora

La depuradora de Santa Cruz de Tenerife trata las aguas negras y pluviales del núcleo urbano y distintos barrios periféricos, así como de la mayor parte de El Rosario y San Cristóbal de La Laguna.

La estación de pretratamiento, situada en Los Llanos (Cota 5,00), recibe un caudal aproximado de 35.000 m³/día. Dispone de un sistema de desbaste de gruesos y otro de finos. El agua residual ya pretratada, llega a la estación depuradora propiamente dicha, situada en el barrio de Buenos Aires (Cota 105), por una tubería de fundición dúctil de 1,1 m de diámetro, salvando un desnivel de 100 m y una longitud de 2.500 m aproximadamente.

Esta estación depuradora dispone de un tratamiento primario y 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.

La estación depuradora trata actualmente unos 20.000 m³/día, de los que, 2.500 m³/día aproximadamente, son utilizados en el riego de parques y jardines de la ciudad de Santa Cruz de Tenerife.



Figura 2.2: Vista aérea de la EDAR y de la Estación de Bombeo

2.3.2. Tratamiento Terciario y Estación de Bombeo

Bajo la estación depuradora de Buenos Aires, se sitúa la Estación de Bombeo (Cota 83,00), anexa a la cual se encuentra la estación de filtración (tratamiento terciario).

Tratamiento Terciario: El sistema consta de veinte líneas de filtros *Dualsand* con dos etapas en línea, pudiéndose ampliar hasta 16 líneas más. El caudal máximo nominal de cada línea es de 40 m³/h y 20 m³/h de mínimo. Destaca por su funcionamiento por gravedad, permitiendo trabajar con caudales uniformes 24 horas. Cada línea de filtración está compuesta por un filtro profundo de 5,70 m de altura, y un filtro estándar de 4,70 m de altura, ambos realizados en acero inoxidable y rellenos de un volumen determinado de arena filtrante de granulometría diferente, permitiendo una adecuada filtración de elementos pesados obteniendo ya a su salida un agua de condiciones físico-químicas muy aceptables.



Figura 2.3: Vista de los Filtros Dualsand

El sistema Dualsand consiste en dos filtros de arena que se encuentran a distinto nivel uno del otro, mediante los cuales, se pueden conseguir mejoras importantes en la calidad de los efluentes de los sistemas secundarios de las

depuradoras convencionales. El proceso se resume en dos líneas principales (Figura 2.4):

Línea de Agua: El efluente del tratamiento secundario alimenta al primer filtro mediante una tubería de entrada, en la cual tiene lugar la mezcla con los productos químicos (en el caso de que se utilicen), que pueden ser hipoclorito sódico (desinfectante) y policloruro de aluminio (coagulante). La alimentación entra al primer filtro a través de un distribuidor radial mediante el cual se reparte homogéneamente en el fondo del mismo. A partir de este momento el agua comienza a ascender produciéndose la filtración.

Una de las características más importantes de este sistema es que una pequeña parte del agua filtrada, se utiliza como agua de limpieza de arena, que se rechaza; y el resto se obtiene como agua producto del segundo filtro y como efluente del primero.

La alimentación del segundo filtro de arena es el efluente del primer filtro, y sigue las mismas pautas de filtración que éste, salvo la adición de productos químicos, que solo tiene lugar en la alimentación del primer filtro, y el rechazo, que se reintegra al primario de la EDAR desde un depósito regulador (8%). El agua filtrada pasa por encima del vertedero de filtrado, situado en la parte alta de la unidad, y sale como agua producto del proceso.

Línea de Arena: La diferencia principal de este sistema de filtración respecto a otros es la limpieza en continuo de la arena. Ésta, con la suciedad adquirida, desciende hasta el fondo del filtro y una vez allí, es arrastrada a la parte alta del filtro a través de un sistema de inyección de aire, mediante compresores. Es aquí donde se encuentra la cámara de lavado de arena, que consiste en un decantador unido en su fondo con una sección de tubería en zig-zag, donde la arena sucia cae por gravedad chocando con las paredes y desprendiendo la suciedad de los granos y el agua asciende arrastrando la suciedad hacia el decantador donde tiene lugar el rechazo. Así la arena limpia cae en la parte alta del lecho y continúa el ciclo de filtrado de forma continua sin paradas innecesarias.

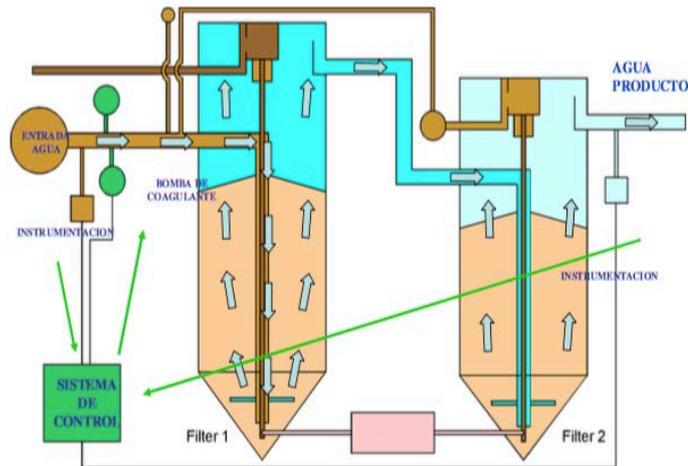


Figura 2.4: Esquema general de funcionamiento de los filtros Dualsand en 2 etapas (Aqualogy, 2013)

Depósito Regulador y Estación de Bombeo: El Depósito Regulador de Bombeo se compone de dos vasos descubiertos de 6.900 y 8.100 m³, donde se almacena el efluente procedente de los filtros Dualsand. El agua almacenada es bombeada posteriormente al Depósito Regulador de El Tablero (a través de una conducción de impulsión), por medio de un grupo de bombas instaladas al efecto.

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

2.3.3. Conducción de impulsión

Parte desde la cámara de bombas y discurre paralelamente a la autopista TF-1 hasta El Tablero, donde descarga en el Depósito Regulador de Transporte. La tubería es de fundición dúctil centrifugada (F.D.C.) revestida con mortero de cemento de 800 mm de diámetro y 6.400 m de longitud total.

2.3.4. Depósito Regulador de Transporte (El Tablero)

Este depósito regulador está formado por dos vasos, de hormigón armado de 7.500 m³ de capacidad cada uno, con una altura de agua de 4,85 m. Su función es permitir un caudal continuo en la conducción de transporte hasta el sur de la isla.



Figura 2.5: Vista del depósito regulador del Tablero

2.3.5. Conducción de transporte

La *conducción de transporte* es una tubería de F.D.C. de 600 mm de diámetro revestida con mortero de cemento con una longitud de 62 km. Transporta por gravedad agua residual depurada partiendo del depósito de El Tablero y termina en la Balsa del Valle San Lorenzo, discurriendo paralelamente a la autopista TF-1. El caudal nominal de transporte es de 300 l/s ($v = 1$ m/s), con un tiempo de residencia de 17 horas.



Figura 2.6: Vista parcial de la conducción de transporte

En el km 49,5 existe una derivación de dicha tubería de 1.550 m de longitud para suministro a la Balsa de San Isidro (Cota 212 m). Finalmente, la tubería descarga en un depósito de 1.000 m³ de capacidad situado en la coronación de la Balsa del Valle San Lorenzo (Cota 203).

La conducción cuenta con un total de 73 desagües en los puntos bajos de su perfil longitudinal y otras tantas ventosas en los máximos relativos, 4 válvulas de seguridad para producir un cierre frente a una sobreelevación de la velocidad de flujo y 2 válvulas de retención de impidan el retroceso de la vena líquida y por lo tanto evitar el golpe de Ariete.

2.3.6. Balsas de almacenamiento

- *Balsa de San Isidro* (Fig. 2.7): Situada en Granadilla. Tiene una capacidad de 50.000 m³ (Cota 212 m).
- *Balsa el Saltadero* (Fig. 2.8): Situada en Granadilla. Tiene una capacidad de 450.000 m³ (Cota 110,2 m).



Figura 2.7: Vista Balsa
San Isidro



Figura 2.8: Vista Balsa
El Saltadero

2.3.7. Balsa del Valle San Lorenzo y Tratamiento terciario

Balsa del Valle de San Lorenzo: La Balsa de San Lorenzo tiene una capacidad de 250.000 m³ y está ubicada junto a la autopista TF-1 en el Valle de San Lorenzo. Está dotada 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.



Figura 2.9: Vista de la Balsa de San Lorenzo

Estación de Tratamiento Terciario: Junto a la Balsa del Valle de San Lorenzo se encuentra una estación de tratamiento terciario del agua consistente en las siguientes etapas:

- *Filtración por lecho de arena a presión:* Estación de filtrado constituida por quince unidades de filtros de lecho de arena (3 líneas), con una capacidad máxima de filtración estimada en unos 1.840 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, tratando el agua procedente de la EDAR de Adeje-Arona. Paralelamente existen otras 2 líneas compuestas por un total de 10 unidades de idénticas características que los anteriores cuya misión es tratar el agua de la balsa o de Santa Cruz de Tenerife.
- *Filtración de doble etapa:* El sistema consta de cuatro líneas de filtros *Dualsand* con dos etapas en línea, con una capacidad total de 4.000 m³/día, exactamente iguales que los que componen la estación de filtrado del apartado 2.3.2., cuya misión es tratar el agua de la balsa, de Santa Cruz de Tenerife o en menor medida de la EDAR de Adeje-Arona.
- *Desalación por Electrodialisis Reversible:* Consiste en una desaladora IONICS-AQUAMITE 100, capaz de tratar 4.500 m³/día por Electrodialisis Reversible. Desala el agua que proviene de la EDAR de Adeje-Arona con una tubería igual a la que proviene del Tablero. Una vez desalada se envía al depósito de homogeneización.

El agua que sale del depósito de homogeneización es la que se distribuye para los agricultores a través de una red de distribución que abarca una gran zona del Valle San Lorenzo.

2.4. Procesos que tienen lugar durante el transporte de aguas residuales

Existen dos tipos de transporte, un transporte por gravedad y otro si se bombea a presión (conducciones forzadas o de impulsión).

Las conducciones de *presión* siempre circulan completamente llenas del fluido que transportan. La generación de sulfuro y el consumo de materia orgánica biodegradable durante el transporte de aguas residuales suele ser más intensa en este tipo de tuberías, pues no hay atmósfera en la conducción y se generan las condiciones anaerobias más rápidamente (Nielsen *et al.*, 1992). La velocidad media de circulación del agua suele ser de 0,8-1,3 m/s.

Las conducciones por *gravedad* transportan el fluido aprovechando la energía potencial de éste, circulando frecuentemente parcialmente llenas, por lo que, en condiciones anaerobias, favorecen la corrosión de la conducción en el transporte de aguas residuales. Éste tipo de conducción suele preferirse para transportar grandes cantidades de agua. La velocidad media de circulación del agua suele ser de 0,5-1 m/s.

Las conducciones de agua residual bruta o depurada, deben considerarse como reactores químicos y biológicos, y como una parte integrada en la depuración del sistema de tratamiento de aguas residuales (Hvitved-Jacobsen, 1995). En tuberías por gravedad se han encontrado una considerable reducción y transformación de la materia orgánica.

Durante el transporte de agua residual depurada pueden aparecer tres tipos de procesos: *aerobios*, *anaerobios* y *anóxicos* (Nielsen *et al.*, 1992). También surgen problemas similares a los que afectan a las conducciones de transporte de aguas residual bruta, tales como roturas, sedimentaciones, obstrucciones y pueden tener lugar procesos biológicos como la oxidación aerobia de la materia orgánica, nitrificación, desnitrificación y corrosión por acción del H₂S y del H₂SO₄ debido a la generación de Sulfuro en condiciones anaerobias. La generación de sulfuro

constituye uno de los problemas más importantes del transporte y tratamiento del agua residual, tanto bruta como tratada, sobre todo en climas cálidos como es el caso de las Islas Canarias (Schremmer, 1990).

2.4.1. Procesos aerobios

Los procesos aerobios son aquellos que tienen lugar en presencia de oxígeno. Los procesos más destacados en el agua residual son la oxidación de la materia orgánica y la nitrificación.

En la oxidación de la materia orgánica los microorganismos heterótrofos en presencia de oxígeno consumen la materia orgánica oxidándola, y actuando preferentemente sobre la materia orgánica fácilmente biodegradable. La materia orgánica tiene una composición química aproximada de $C_{18}H_{19}O_9N$; si es oxidada a dióxido de carbono, puede haber dos reacciones globales:

- *Sin Nitrificación:* $C_{18}H_{19}O_9N + 17,5 O_2 + H^+ \rightarrow 18 CO_2 + 8 H_2O + NH_4^+$
- *Con Nitrificación:* $C_{18}H_{19}O_9N + 19,5 O_2 \rightarrow 18 CO_2 + 9 H_2O + H^+ + NO_3^-$

Los factores que influyen en la oxidación aerobia de la materia orgánica son la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, el pH, la presencia de sustancias tóxicas y las concentraciones de nitrógeno y fósforo.

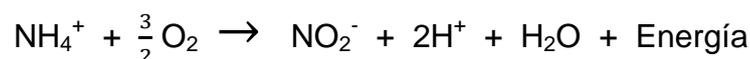
Una etapa fundamental en los procesos biológicos es la hidrólisis, ya que se encarga de convertir moléculas largas en pequeñas fácilmente biodegradables, ayudando a las bacterias, ya que éstas son solo capaces de utilizar moléculas muy sencillas y pequeñas para su crecimiento. Las bacterias muertas son lentamente biodegradables, lo que la hidrólisis transforma en materia fácilmente degradable, ocasionando un crecimiento bacteriano. La hidrólisis es lenta con respecto al crecimiento bacteriano por lo que suele ser la etapa limitante de los procesos biológicos en las aguas residuales.

Las condiciones aerobias en conducciones por gravedad de largas distancias pueden causar una considerable reducción de fracción de materia orgánica biodegradable, mientras que las condiciones de anaerobia sólo pueden causar cambios menores.

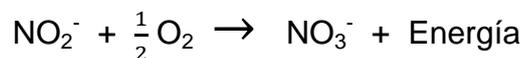
2.4.1.1. Nitrificación

La nitrificación del nitrógeno amoniacal es un proceso biológico aerobio que se realiza en dos etapas, en el que participan dos familias de microorganismos autótrofos (la energía necesaria para el crecimiento bacteriano se obtiene de la oxidación del nitrógeno), las *bacterias oxidantes de amonio* (*Ammonium Oxidizing Bacteria*; AOB) y las *bacterias oxidantes de nitrito* (*Nitrite Oxidizing Bacteria*; NOB).

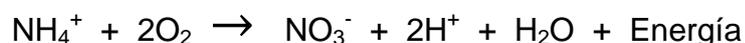
- Primera Etapa (AOB): El amonio se convierte en nitrito (nitritación).



- Segunda Etapa (NOB): El nitrito se transforma en nitrato (nitratación).



Los AOB y NOB utilizan la energía desprendida en estas reacciones para el crecimiento y mantenimiento celular. La reacción energética global es:



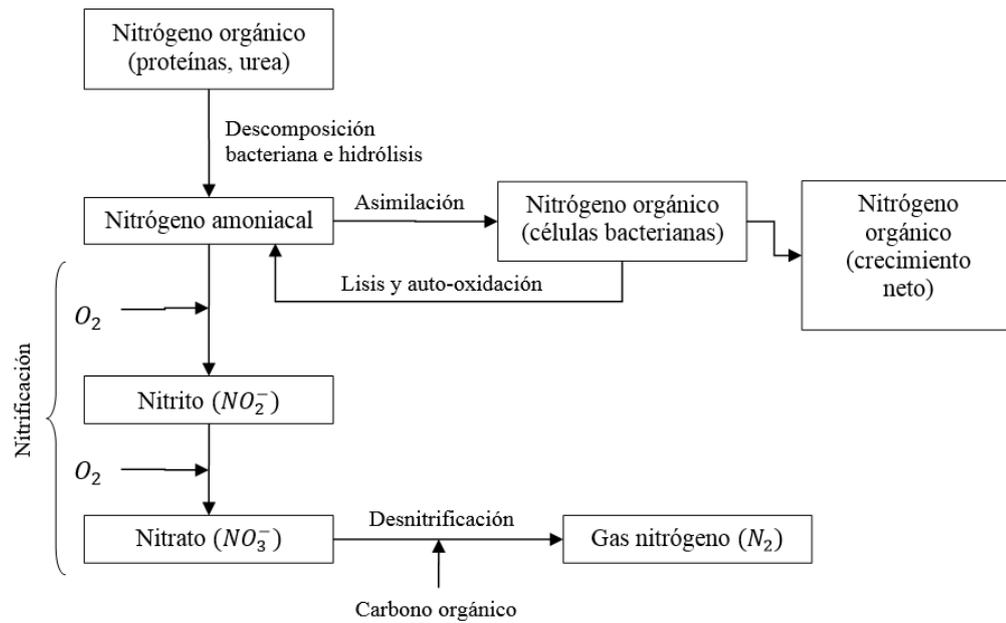
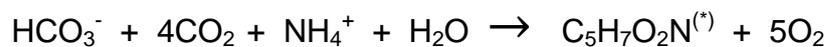


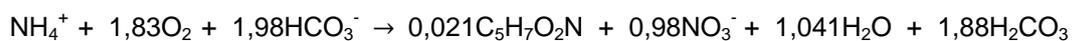
Figura 2.10: Transformaciones del nitrógeno en los procesos de tratamiento biológico (Metcalf & Eddy, 1995)

Las bacterias nitrificantes son un grupo homogéneo de bacterias que tienen una velocidad de crecimiento baja, sobre todo los AOB. Al ser autótrofas, usan el dióxido de carbono como fuente de carbono para la síntesis de células nuevas, por lo que el CO₂ ha de ser reducido antes de que el carbono pueda formar parte de la masa celular. Junto con la producción de energía, una fracción del ión amonio se asimila como parte del tejido celular, representada en la siguiente reacción:



(*) C₅H₇O₂N : Fórmula química empleada para representar las células bacterianas sintetizadas.

La ecuación global de nitrificación resultante es:



Se debe tener en cuenta los diferentes factores que influyen en la nitrificación, pudiendo tener una influencia directa (sobre la velocidad de crecimiento) o indirecta (a través de la solubilidad del oxígeno, etc.). Estos factores son:

- *Alcalinidad*: los procesos de nitrificación reducen la alcalinidad en el agua, fundamentalmente el primer paso. Por cada mg de N-NH_4^+ oxidado se consumen 7,14 mg de alcalinidad como CaCO_3 (Hernández, 2015).
- *Concentración de Oxígeno*: Precisa un elevado consumo de oxígeno; por 1 g de N-NH_4^+ oxidado precisa de 4,57 g de oxígeno (Hernández, 2015).
- *Materia orgánica*: La nitrificación se reduce debido a la presencia de materia orgánica biodegradable como resultado de la competencia entre bacterias heterótrofas y autótrofas. Las sustancias inhibidoras pueden ser el sulfuro y/o compuestos orgánicos volátiles. Estudios demuestran que la actividad de nitrificación se redujo un 28, 67, y 76% con concentraciones de sulfuro de 1, 5 y 10 mg/l, respectivamente (Beccari *et al.*, 1980).
- *pH*: El rango óptimo para la actividad nitrificante es 7,5 – 8,5. Valores bajos de pH favorecen la formación de HNO_2 , inhibiendo la NOB provocando una acumulación de nitrito, mientras que el NH_3 puede inhibir ambos microorganismos (Anthonisen *et al.*, 1976); Es decir, a pH muy bajos la nitrificación se puede detener o limitar.
- *Sustancias inhibidoras*: A parte de lo anteriormente mencionado, hay muchos metales que pueden inhibir la nitrificación como son el Cu, Ni, Cr y Co.
- *Temperatura*: Las bacterias nitrificantes son muy sensibles a cambios repentinos de temperatura; La velocidad de crecimiento aumenta de 10-22 °C, entre 30-35 °C es constante y entre 35-40 °C decae hasta pararse (Henze *et al.*, 1978).

2.4.2. Procesos anóxicos

Los procesos anóxicos son aquellos que tienen lugar en ausencia de oxígeno y presencia de compuestos oxidados de nitrógeno (nitrito y/o nitrato). El contenido de nitratos en las aguas residuales brutas suele ser bajo y por lo tanto no suele haber condiciones de desnitrificación. Sin embargo, en las aguas depuradas que presentan concentraciones significativas de nitritos o nitratos, estos procesos sí que pueden ser importantes.

2.4.2.1. Desnitrificación

Proceso por el cual las bacterias heterótrofas pueden transformar biológicamente nitratos en nitritos (NO_2^-) o nitritos en nitrógeno gas (N_2) en ausencia de oxígeno disuelto.

Las condiciones imprescindibles para que se pueda llevar a cabo el proceso de desnitrificación son (Hernández, 2015):

- Presencia de combinaciones oxidadas de nitrógeno
- Ausencia de oxígeno disuelto
- Presencia de bacterias facultativas (pueden usar nitratos u oxígeno)
- Presencia de un sustrato asimilable como fuente de energía

Betlach y Tiedje (1981) propusieron que la acumulación de intermediarios durante el proceso desnitrificante podría ser explicada por la siguiente secuencia de reacciones:

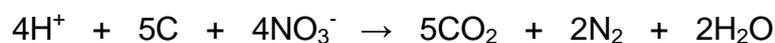


La reducción del nitrato hasta N_2 sigue una serie de pasos que involucran la actividad de enzimas diferentes. Cada paso tiene una velocidad específica que

depende de las características cinéticas de cada enzima. Así, si las enzimas involucradas en los últimos pasos presentan una velocidad de reacción menor que las de la primera etapa, habrá una acumulación de intermediarios. Se ha visto que la reducción del óxido nítrico es la etapa más lenta durante la reducción de nitrato a N_2 , por lo que se produce una acumulación de N_2O (Cervantes-Carrillo, 2000).

Es importante evitar la entrada de oxígeno en el proceso desnitrificante para no liberar N_2O ya que contribuye al efecto invernadero del planeta.

La reacción puede expresarse de forma resumida como:



Los diferentes factores que pueden influir en la desnitrificación son:

- *Alcalinidad*: Aumenta debido al consumo de materia orgánica. Se recupera la mitad de la alcalinidad perdida en la nitrificación. Se producen 3,57 mg de alcalinidad en forma de $CaCO_3$ por cada mg de $N-NO_3$ reducido a gas (Hernández, 2015).
- *Concentración de Oxígeno*: Se recupera una parte importante del oxígeno consumido en la nitrificación, 2,86 g de O_2 por 1 g de $N-NO_3$ desnitrificado (Hernández, 2015). El oxígeno que limita la desnitrificación es el que se encuentra en los flóculos y la película biológica y no en la fase acuosa
- *Fuentes de energía*: Las bacterias desnitrificantes pueden usar diferentes fuentes de energía ya sea orgánica o inorgánica. La energía interna que se encuentra en la materia orgánica de las aguas residuales y de los lodos son una fuente de energía de gran interés, así como de las fuentes de carbono externas. Las más importantes son el metanol y el ácido acético.
- *pH*: Es óptima a pH comprendidos entre 7 y 9. Si el pH es inferior a 7, favorece la formación de N_2O .
- *Temperatura*: La dependencia es similar a la que ocurre en procesos aerobios

heterótrofos. La desnitrificación puede ocurrir a temperaturas comprendidas entre 50-60 °C.

2.4.3. Procesos anaerobios

Los procesos anaerobios son aquellos que tienen lugar en ausencia de oxígeno y de compuestos oxidados de nitrógeno. La biodegradación anaerobia consiste en la transformación, por medio de microorganismos, de la materia orgánica de las aguas residuales en compuestos gaseosos reducidos como el metano, el sulfuro de hidrógeno, además de dióxido de carbono. En la degradación anaerobia tienen lugar varios procesos:

- *Hidrólisis anaerobia*: Transformación del sustrato polimérico complejo en sustrato monomérico o dimérico, fácilmente biodegradable.
- *Fermentación*: El sustrato biodegradable (azúcares, aminoácidos) se transforma en productos de fermentación (ácidos grasos volátiles, pequeñas cantidades de etanol, etc.).
- *Metanogénesis*: Los productos de fermentación se transforman en metano (liberación de carbono).
- *Sulfatorreducción*: Las bacterias que tienen la facultad de reducir sulfato, sulfito o tiosulfato, utilizándolos como aceptores de electrones, producen como desecho metabólico ácido sulfhídrico.

La mayor parte del olor, toxicidad, problemas de corrosión y de seguridad de los trabajadores que aparecen en el tratamiento y transporte de agua residual, se deben a la reducción de compuestos orgánicos que contienen azufre y sulfatos, a formas de sulfuro y otros compuestos como al ácido sulfhídrico gaseoso. Esto suele ocurrir cuando la tubería está completamente llena. El principal problema de las condiciones anaerobias en la conducción del agua depurada es la *generación de sulfuro*, la cual analizaremos en esta investigación.

2.4.3.1. Generación de Sulfuro

Los compuestos de azufre pueden sufrir una transformación anaerobia generando sulfuro en el cuerpo del agua residual. La reducción del sulfato presente a sulfuro exige un medio completamente libre de oxígeno disuelto o cualquier otro tipo de sustancia oxidante.

El lugar donde se originan más frecuentemente las condiciones estrictamente anaerobias, es en la delgada capa que se forma sobre la pared sumergida de la tubería llamada *película biológica*, donde se desarrollan multitud de bacterias y la mayoría de la formación de sulfuro proviene de ésta. Debe tenerse en cuenta que parte de la película biológica adherida a la tubería puede desprenderse por efecto del rozamiento y pasar al agua residual.

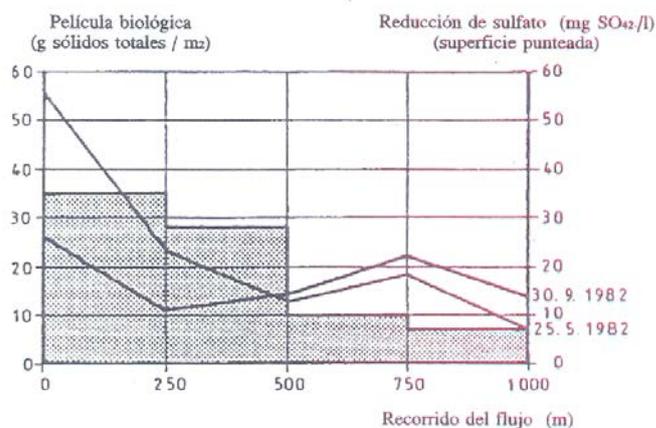


Figura 2.11: Película biológica y reducción de sulfato a lo largo de una conducción (Lohse, 1988)

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; Esto puede no suceder en conducciones por gravedad con largas distancias, ya que se produce un intercambio de gas (O₂) en la superficie del agua debido a la turbulencia y a la diferencia de presión parcial, de forma que el oxígeno será completamente

consumido en conducciones con un tiempo de residencia lo suficientemente alto. En las tuberías que circulan llenas, la generación de sulfuro tendrá más importancia, ya que la concentración de oxígeno disuelto suele ser muy baja (Tec. Standing Committee, 1989).

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

- *Bacterias sulfatorreductoras.* (Formación de sulfuro)
- *El metabolismo de las proteínas*

De estos dos, el más importante es la reducción de sulfato. Las bacterias sulfatorreductoras pertenecen a una clase de bacterias que realizan la reducción del sulfato para proporcionar oxígeno para el consumo de materia orgánica.

El proceso global se puede describir a través de la siguiente reacción:



2.4.3.2. Factores que influyen en la generación de sulfuro

Todas las características del agua residual influyen en los procesos de transformación, pero sólo algunas tienen un interés particular respecto a la generación de sulfuros tales como:

- *Velocidad de circulación:* La velocidad de circulación en aguas residuales afecta a la acción microbiana y a la concentración de oxígeno disuelto (a mayor velocidad, menos concentración de oxígeno), entre otros. Como se comentó en el apartado 2.3, la velocidad en tuberías por gravedad suele ser 0,5-1 m/s y por presión 0,8-1,3 m/s.

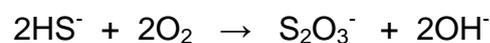
- *Temperatura*: La temperatura del agua residual puede variar desde 10-25 °C (puede superar los 30 °C en zonas cálidas), dependiendo de la región y de la estación del año en que nos encontremos. Existe una mayor generación de sulfuro en los meses de verano que en invierno, así como la corrosión debida al ácido sulfúrico producido biológicamente en la conducción.
- *pH*: En el agua residual, está controlado por la alcalinidad(A):

$$A = (\text{HCO}_3^-) + 2(\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) + (\text{H}^+)$$

Donde las concentraciones se expresan como meq/l.

La alcalinidad depende de la concentración de bicarbonato, por lo que el pH del agua residual suele estar entre 6,5-7,5 (intervalo de máxima formación de H₂S), (Sharma *et al.*, 2013).

- *Potencial de óxido-reducción, POR*: Es la diferencia de potencial que se establece entre un electrodo normal de hidrógeno y un electrodo de platino brillante en una disolución. En un medio acuoso, el POR es una medida aproximada del equilibrio existente entre sustancias reductoras y oxidantes. 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, 1985).
- *Oxígeno disuelto*: La presencia de oxígeno disuelto en el agua residual es de gran importancia, ya que inhibe la acción de las bacterias sulfatorreductoras. También puede reaccionar con el HS⁻ formando tiosulfato:



El sulfuro también se puede oxidar por bacterias del género de *Thiothrix* y *Beggiotoa*, siendo almacenado por las células:



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

- 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
- Oxígeno presente en el agua residual que entra en la conducción

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

- *Nutrientes y sustrato:* Para que se produzca la reducción de sulfatos a sulfuros por vía microbiana, es necesaria la presencia de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y de sustancias orgánicas que actúen como sustrato para las bacterias sulfatorreductoras. Se cuantifica la materia orgánica a través de ensayos o parámetros de demanda de oxígeno, (DQO, DBO) o de contenido de carbono orgánico (TOC). Para bajos valores de DQO no se produce generación de sulfuro.
- *Compuestos de Azufre:* Los compuestos de azufre implicados en la generación de sulfuros son el azufre en forma oxidada (principalmente sulfato), azufre de compuestos orgánicos y azufre ya presente en el agua residual como sulfuro (principalmente como HS^- y H_2S). Cabe destacar que los sulfatos son reducidos fundamentalmente a H_2S .

2.4.3.3. Propiedades del ácido sulfhídrico (H_2S)

La mayor parte del olor, de los problemas de corrosión y de la toxicidad, que surgen en el transporte y tratamiento de aguas residuales son debidos a la presencia del ácido sulfhídrico gaseoso. Éste es un gas incoloro, inflamable y tóxico con olor a huevos podridos.

- *Olor:* El indeseable olor de H_2S causa desfallecimiento después de una exposición inicial a dicho gas. Aunque no es el único compuesto oloroso de

las aguas residuales, causa los peores olores debido a que puede ser detectado en concentraciones muy bajas en el aire.

- *Corrosividad:* El H₂S gaseoso es corrosivo sobre el hierro, acero y cobre. Asimismo, es el origen de la corrosión de sistemas de almacenamiento y de transporte de aguas residuales, contruidos en materiales cementosos (hormigón y cemento asbesto) como materiales ferrosos (hierro, hierro dúctil y acero). El proceso de corrosión en estos sistemas consta de una serie de etapas:
 - Producción de H₂S bajo condiciones anaerobias.
 - Transferencia líquido-gas del H₂S a la atmósfera de la tubería.
 - Condensación del H₂S en las paredes de la tubería.
 - Oxidación del H₂S a H₂SO₄ a través de los *Thiobacilli* en presencia de oxígeno (aerobio):



- *Toxicidad de H₂S:* El H₂S es una sustancia extremadamente tóxica y los trabajadores deben evitar su exposición. La presencia de sulfuro de hidrógeno y la falta de oxígeno, se han considerado como las dos principales causas de muerte en trabajadores de sistemas de transporte y tratamiento de aguas residuales, en alcantarillado y estructuras asociadas. A bajas concentraciones, el gas actuará como depresor o calmante, a altas concentraciones actúa como estimulante y excitante, y a concentraciones muy altas causa parálisis del sistema respiratorio. Si una persona ha perdido la conciencia por respirar H₂S y no es trasladada rápidamente al hospital, morirá con mucha probabilidad. En la Tabla 2.2 se comentan los efectos del ácido sulfhídrico en la salud a diferentes concentraciones:

0-20 ppm H ₂ S		21-99 ppm H ₂ S		100-1000 ppm H ₂ S	
Concentración (ppm)	Efecto sobre la salud	Concentración (ppm)	Efecto sobre la salud	Concentración (ppm)	Efecto sobre la salud
0,00047-0,13	Umbral de percepción				
0,77	Olor perceptible	27	Olor fuerte pero no intolerable	100	Irritación inmediata en los ojos y vías respiratorias
4,6	Olor fácilmente perceptible; Una exposición prolongada puede adormecer el olfato			150	Sentido del olfato paralizado
5	Cambios metabólicos no significativos	30	El olor es fácilmente reconocible	200	Dolores de cabeza, mareos y náuseas
10	Irritación ocular, escozor			500	Inconciencia. Muerte en 30-60 minutos
10 20	Irritaciones dolorosas en ojos, nariz y garganta. Exposición prolongada causa bronquitis y neumonía	30-99	Una exposición prolongada puede causar migrañas, vómitos, tos y dificultad para respirar	1000	Pérdida inmediata de la conciencia y parálisis respiratoria que lleva a la muerte

Tabla 2.2: Efectos en la salud por la exposición del ácido sulfhídrico gaseoso
(Dräger Safety Hispania SA, 2013)

2.4.3.4. Modelos de predicción de la generación de sulfuro

Varios autores han desarrollado ecuaciones empíricas que predicen la velocidad de generación de sulfuro. La mayoría se han desarrollado sobre tuberías de aguas residuales brutas que circulan llenas, ya que en ausencia de oxígeno no se consume el sulfuro generado. Dichas predicciones se muestran en la siguiente Tabla (Elmaleh *et al.*, 1998; Hernández Domínguez, 2005):

Ecuación	Autor y fecha
$r = 10^{-3} \cdot \text{DBO}_5 \cdot 1,07^{T-20}$	Pomeroy y Parkhurst, 1959 y 1977
$r = 0,5 \cdot 10^{-3} \cdot \text{DBO}_5^{0,8} \cdot \text{SO}_4^{0,4} \cdot 1,139^{T-20}$	Thistlethwayte, 1972
$r = 2,3 \cdot 10^{-4} \cdot \text{DQO} \cdot 1,07^{T-20}$	Boon y Lister, 1975
$r = a_1 \cdot (\text{DQO}_{\text{sol}} - 50)^{0,5} \cdot 1,07^{T-20}$	Hvitved-Jacobsen <i>et al.</i> , 1988
$r = a_2 \cdot (\text{DQO}_{\text{sol}} - 50)^{0,5} \cdot 1,03^{T-20}$	Nielsen <i>et al.</i> , 1998
$r = 5,2 \cdot 10^{-6} \cdot \text{DQO}_T^{1,9} \cdot 1,07^{T-20}$	Elmaleh <i>et al.</i> , 1998
$r = 2,5 \cdot 10^{-6} \cdot \text{DQO}_S^{2,1} \cdot 1,07^{T-20}$	

Tabla 2.3: Ecuaciones de predicción de generación de sulfuro*

*Todas (excepto Elmaleh *et al.*, 1998) han sido desarrolladas para aguas residuales brutas.

Donde:

r = Flujo de sulfuro a partir de la película biológica, $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$

DBO_5 = Demanda Biológica de Oxígeno, mg/l

DQO_T = Demanda Química de Oxígeno Total, mg/l

DQO_S = Demanda Química de Oxígeno Soluble, mg/l

SO_4^{2-} = Sulfato, mg/l

T = Temperatura, $^\circ\text{C}$

$a_1 = 1,5 \cdot 10^{-3}$ si es agua residual urbana/doméstica

$a_1 = 3,0 \cdot 10^{-3}$ si es agua residual urbana e industrial (alimentaria)

$a_1 = 6,0 \cdot 10^{-3}$ si es agua residual industrial (alimentaria)

$a_2 = 1,0 \cdot 10^{-3} - 2,0 \cdot 10^{-3}$ si es agua residual urbana/doméstica

$a_2 = 3,0 \cdot 10^{-3} - 6,0 \cdot 10^{-3}$ si es agua residual urbana e industrial

$a_2 = 7,0 \cdot 10^{-3} - 1,0 \cdot 10^{-2}$ si es agua residual industrial (alimentaria)

2.4.3.5. Métodos de Inhibición de generación de sulfuro

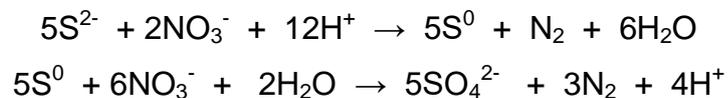
Siempre es preferible prevenir la formación de sulfuro antes que la eliminación del mismo.

Los *métodos preventivos* se pueden conseguir de dos formas:

- Inhibiendo la actividad bacteriana.
- Manteniendo condiciones aerobias o anóxicas en el agua residual.

Estos métodos son:

- *Adición de Nitrato*: Se ha demostrado su eficacia para prevenir y reducir la formación de sulfuro (Liu *et al.*, 2014), sobre todo en largas distancias (Liang *et al.*, 2016).



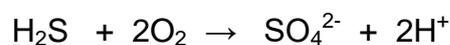
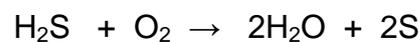
Estudios realizados en alcantarillas, demuestran que inmediatamente después de la adición de nitrato, la tasa de producción de sulfuro se eliminó por completo (Jiang *et al.*, 2013).

Por ejemplo, en el sistema de reutilización de aguas regeneradas de Tenerife, se ha dosificado nitrato al principio de la conducción de transporte de agua depurada para inhibir la generación de sulfuro (Rodríguez Gómez *et al.*, 2005), consiguiendo disponer de las adecuadas condiciones anóxicas para la inhibición de la generación de sulfuro durante el transporte del agua depurada.

También, en la EDAR de Santa Cruz de Tenerife se ha realizado una nitrificación parcial, utilizando una baja concentración de O₂ disuelto en la etapa de aireación, y un contenido en NH₃ por encima de 1mg/l, lo cual favoreció la nitrificación dando concentraciones de 8 mg N-NO₂/l en el efluente

secundario (Delgado *et al.*, 2004), que permitieron inhibir la generación de sulfuro durante el transporte del agua depurada.

○ *Adición de Oxígeno o aire:* Con la adición de oxígeno se pretende mantener a lo largo de la conducción condiciones aerobias, y frente a la adición de aire, presenta la ventaja de aumentar la concentración de oxígeno disuelto en el agua. El oxígeno es cinco veces más soluble que el aire, por lo que se reduce el volumen de gas a inyectar y la posibilidad de bolsas de gas dentro de la conducción.

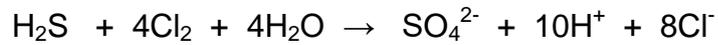


En estudios realizados en Tenerife, en la conducción de transporte por gravedad de 62 km de longitud, se observó que inyectando oxígeno conseguía provocar un proceso de nitrificación, que permitía evitar la aparición de condiciones anaerobias y la consiguiente generación de sulfuro (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2009). Este estudio dio lugar a la inyección en continuo de oxígeno (30mgO₂/l) en la conducción de transporte mediante el cual se consiguió adicionalmente mejorar la calidad del agua transportada (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2011).

Cuando no es posible prevenir la formación de sulfuro se procede a *métodos curativos*, es decir, se elimina el sulfuro generado por diferentes métodos:

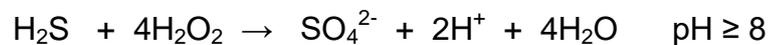
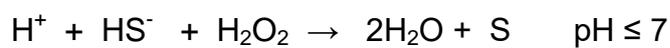
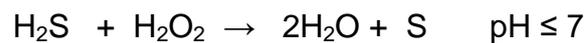
○ *Oxidación de sulfuro con oxígeno (y otros oxidantes):* Está influenciada por ciertos compuestos inorgánicos y orgánicos que pueden actuar inhibidores (Mn²⁺, Fe²⁺, Cu²⁺, Co²⁺) o catalizadores en dicha oxidación (EDTA, Glicerol).

○ *Adición de Cloro o Hipoclorito:* Oxida todo el H₂S presente y es bactericida;



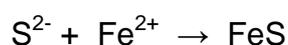
El problema está en que las aguas residuales tienen una demanda de cloro muy alta por lo que se requieren altas concentraciones de cloro. El gasto que acarrea para las empresas hace que no sea una opción viable y se emplee como método de desinfección después del tratamiento terciario.

○ *Adición de peróxido de hidrógeno:* Es un efectivo y poderoso oxidante para destruir el H₂S y además es bactericida (Shepherd y Hobbs, 1973).



Presenta una ventaja sobre otros oxidantes químicos y es que se descompone a oxígeno y agua. La cantidad de H₂O₂ necesaria depende de la demanda de oxígeno del agua residual. Su coste es bastante alto respecto al oxígeno comercial (20 veces).

○ *Precipitación con metales:* Los metales que pueden precipitar el H₂S son Ni²⁺, Fe²⁺, Co²⁺ y Cd²⁺. La precipitación es especialmente para las aguas residuales industriales donde hay acumulación de metales. El más usado es el Fe²⁺:



3. Objetivos

3. Objetivos

El objetivo de este trabajo es realizar un estudio de la evolución del agua depurada de la EDAR de Santa Cruz durante su transporte a lo largo del sistema de reutilización de agua de Tenerife, entre la salida de la depuradora y la Balsa del Valle de San Lorenzo.

Específicamente, el estudio se centrará en dos aspectos:

- Análisis del comportamiento del tratamiento terciario (filtros Dualsand) sobre el agua depurada procedente de la EDAR de Santa Cruz.
- Análisis del comportamiento del agua depurada durante su transporte a lo largo de la conducción por gravedad (62 km) entre el Depósito de El Tablero y la Balsa del Valle de San Lorenzo.

4. Materiales y métodos

4. Materiales y métodos

4.1. Metodología de Muestreo

Para llevar a cabo el estudio del comportamiento y evolución del agua depurada, durante su transporte desde la EDAR de Santa Cruz de Tenerife hasta el sur de la isla (Valle San Lorenzo), se ha realizado una campaña de 8 muestreos en los siguientes puntos del sistema de reutilización:

Estación de Bombeo: 2 puntos: entrada y salida (tras la adición del hipoclorito sódico) de los filtros Dualsand.

Conducción de Transporte por gravedad: 9 puntos distribuidos entre la salida del Depósito Regulador de El Tablero y la Balsa de San Lorenzo, tal como se observa en la Figura 4.1 El punto nº 9 es el punto más próximo al final de la conducción de transporte en el que se puede tomar muestras de forma sencilla.

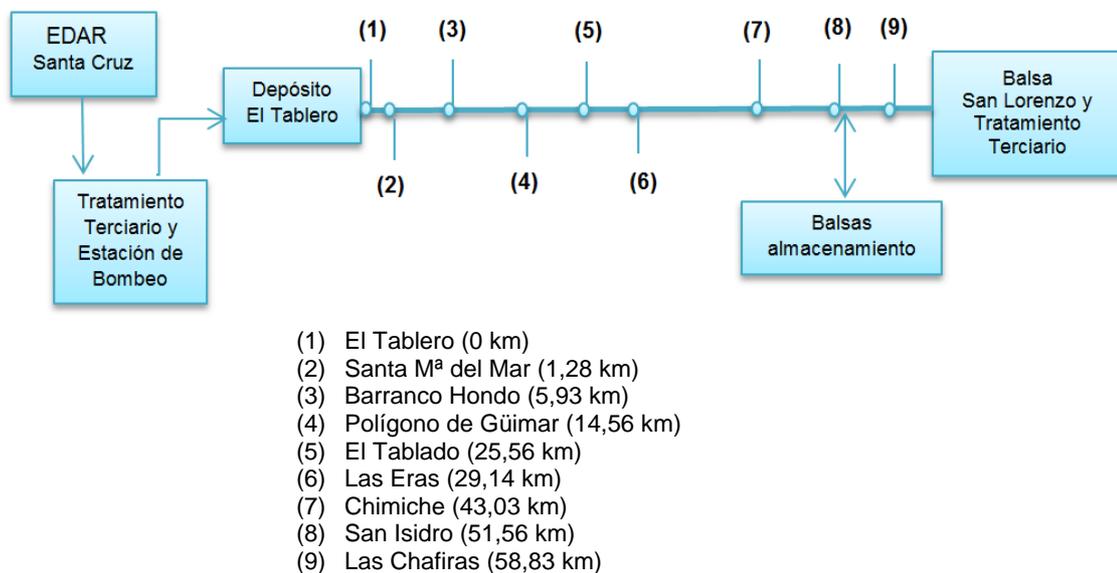


Figura 4.1: Esquema de la conducción de transporte y puntos de muestreo

Asimismo, dado que el Depósito Regulador de Transporte de El Tablero recibe el sobrante de las aguas de escorrentía del Barranco de Santos y Tahodio, también se han tomado muestras de dicha agua en algunos de los días en los que el caudal de entrada fue significativo (19 y 26 de Abril, 6º y 7º muestreo).

Los 8 muestreos se realizaron entre marzo y mayo de 2016. En la siguiente Tabla se presentan los caudales promedio de agua transportada desde el Depósito de El Tablero, los de agua de escorrentía incorporada a dicho depósito, y los tiempos de residencia del agua en la conducción de transporte por gravedad.

Muestreo	Fecha	Caudal de Salida desde el Depósito de El Tablero	Tiempo de residencia en conducción de transporte por gravedad	Caudal de agua de escorrentía incorporada al Depósito de El Tablero	% de agua del Depósito de El Tablero procedente de agua de escorrentía
		(m ³ /h)	(h)	(m ³ /h)	
1	08/03/2016	858	20,4	1,3	0,2
2	15/03/2016	509	34,4	1,5	0,3
3	31/03/2016	622	28,2	1,4	0,2
4	05/04/2016	625	28,0	28	4,5
5	12/04/2016	855	20,5	155	18,1
6	19/04/2016	677	25,9	122	18,0
7	26/04/2016	830	21,1	56	6,7
8	10/05/2016	828	21,2	1,5	0,2
Valor medio		726	24,2	46	6,3

Tabla 4.1: Caudales de agua y tiempos de residencia durante los días de muestreo

La muestra de agua en cada punto fue tomada a través de una válvula de paso instalada, en el Depósito Regulador de El Tablero en el punto 1, en los dispositivos de seguridad (válvula de seguridad Fig. 4.2) en los puntos 2, 3, 6, y 7, y

en los dispositivos de eliminación de aire y otros gases (ventosas Fig. 4.3) en los puntos 4, 5, 8 y 9, a lo largo de la conducción.



Figura 4.2: Vista de una Válvula de Seguridad



Figura 4.3: Vista de una Ventosa

Abriendo la válvula de paso, y con auxilio de una manguera conectada a la misma, se realiza una purga durante 5 minutos para lograr tomar una muestra representativa del agua que circula por la conducción y evitar la contaminación por la posible sedimentación en los puntos de muestreo.

Una vez realizada la purga, se conecta, el extremo libre de la manguera al manguito de entrada de un recipiente cerrado, Figura 4.4 (dispone de una salida) y los sensores de medida de parámetros *in situ*, pH, Temperatura y concentración de oxígeno disuelto, mediante la circulación de un flujo continuo de agua residual depurada, realizando la medición durante 5 minutos hasta alcanzar un valor estable de dichos parámetros.

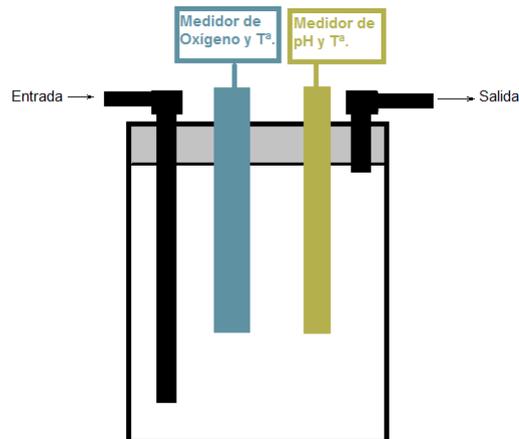


Figura 4.4: Sistema de medida de parámetros *in situ*.

Al mismo tiempo que se realizaron las medidas *in situ*, se tomaron muestras que se trasladaron refrigeradas, para su análisis en el laboratorio. El volumen de muestra tomada en todos los puntos fue de 1 litro para su posterior análisis físico-químico, y, a su vez, en los nueve puntos a lo largo de la conducción, se tomaron 100 ml para el análisis de la generación de sulfuro.

4.2. Métodos Analíticos

Todas las medidas están basadas en los Métodos Normalizados para Análisis de Aguas Potables y Residuales (APHA, 2005).

4.2.1. Medidas *in situ*

Las medidas realizadas fueron:

- pH
- Oxígeno disuelto
- Temperatura

4.2.1.1. pH

El equipo utilizado es un medidor de pH portátil, de la marca HACH, modelo HQ 40d *Multi*, con un rango de medida 0-14, y una precisión de $\pm 0,002$, provisto de una sonda de temperatura y un electrodo estándar de pH INTELLICAL digital con electrolito líquido, cuya referencia es PHC 101-01 (cable de 1 metro).

4.2.1.2. Oxígeno Disuelto (OD)

La medida de oxígeno disuelto se realizó con un equipo portátil de la marca HACH, modelo HQ 40d *Multi*, con un rango de medida 0-20 mg/l, y una precisión de $\pm 1\%$ del rango de medida, provisto de una sonda de temperatura y un sensor estándar de LDO (tecnología luminiscente) INTELLICAL digital con electrolito líquido, cuya referencia es CDC 401-01 (cable de 1 metro).

4.2.1.3. Temperatura

La temperatura del agua ha sido medida con la sonda de temperatura incorporada al medidor de pH y al de oxígeno disuelto, con un rango de medida -10 a 100 °C, con una precisión de $\pm 0,3$ °C.

4.2.2. Medidas en el laboratorio

A cada muestra se le determinaron los siguientes parámetros:

- Aluminio
- Aniones
- Cationes
- Conductividad eléctrica (20 °C)
- Demanda Bioquímica de Oxígeno, 5 días (DBO₅)

- Demanda Química de Oxígeno, Total (DQO_T) y Soluble (DQO_S)
- Sólidos Suspendidos Totales (SST)
- Turbidez
- Sulfuro Disuelto, S²⁻

4.2.2.1. Aluminio

La determinación de aluminio se realiza según el método normalizado 3500-Al B. El método se basa en un set de sobres (3) de reactivo en polvo (ref. 2242000) para la determinación de aluminio para 50 ml de muestra filtrada. Las medidas se han realizado en un espectrofotómetro HACH DR-5000 utilizando la curva de calibrado del equipo y a una longitud de onda de 522 nm, 15 minutos después de la adición del tercer sobre por recomendación del fabricante.

4.2.2.2. Aniones

La determinación de SO₄²⁻, PO₄²⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, Cl⁻ y F⁻, se ha llevado a cabo siguiendo la norma Española UNE-EN ISO 10304-1:2009 sobre la Calidad del Agua, “Determinación de aniones disueltos por cromatografía iónica en fase líquida”. Estas determinaciones se han realizado con el cromatógrafo Metrohm 882 Compact IC plus. Se trata de un cromatógrafo iónico, con un amplio rango de medida y bajo valor de límite de detección, dotado de un software para el control del sistema y total automatización.

La determinación de CO₃⁻ y HCO₃⁻ se realizó según el método normalizado 2320-B. El equipo utilizado es un valorador automático Metrohm modelo 716 DMS Titrimo de la serie 01. Como reactivo de valoración se utiliza HCl 0,1 mol/l, provisto de un electrodo de vidrio combinado para medir pH, un inyector con una sensibilidad de 0,001 ml, un mando de control y un agitador magnético (Metrohm 728 Stirrer). El equipo está automatizado.

4.2.2.3. Cationes

La determinación de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ y NH_4^+ , siguiendo la norma Española UNE-EN ISO 14911:2000 sobre la Calidad del Agua, "Determinación de cationes disueltos por cromatografía iónica".

Estas determinaciones se han realizado con el cromatógrafo Metrohm 882 Compact IC plus. Se trata de un cromatógrafo iónico, con un amplio rango de medida y bajo valor de límite de detección, dotado de un software para el control del sistema y total automatización.

4.2.2.4. Conductividad Eléctrica (20 °C)

La determinación de la conductividad se realiza según el método normalizado 2510 B. El conductímetro utilizado es el inoLab Cond 720, un equipo compacto y de alta fiabilidad, con un rango de medida de 0 a 500 mS/cm y una precisión de $\pm 5\%$ del rango de medida.

4.2.2.5. Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días (DBO₅)

El método utilizado es el 5210 B. La medición se realiza por medio de un sistema digital de medición respirométrico OxiTop[®] de la marca WTW para la medición de autodiagnóstico de DBO con muestras sin diluir. Se fundamenta en una medición de presión de oxígeno en un sistema cerrado (botella vidrio ámbar) incubado en una nevera a 20 °C ($\pm 1^\circ\text{C}$).

4.2.2.6. Demanda Química de Oxígeno, Total (DQO_T) y Soluble (DQO_S)

La diferencia entre DQO_T y DQO_S , es que la total se realiza tomando 2,5 ml directamente de la muestra y la soluble se realiza con el filtrado de la muestra.

Los análisis se han realizado siguiendo el método colorimétrico de reflujo cerrado 5220 D. El método se basa en la adición de 1,5 ml de una disolución de digestión constituida por $K_2Cr_2O_7$, H_2SO_4 y $HgSO_4$, y 2,5 ml de un reactivo de ácido sulfúrico que contiene Ag_2SO_4 y H_2SO_4 . La reacción se lleva a cabo a 150 °C durante 120 minutos en un digestor modelo Spectroquant® TR 420, de la casa MERCK. Las medidas se han realizado en un espectrofotómetro HACH DR-5000 utilizando la curva de calibrado del equipo y a una longitud de onda de 600 nm.

4.2.2.7. Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La medida del contenido en SST se hace conforme al método gravimétrico 2540 D. Un volumen de muestra homogeneizada conocida, se hace pasar a través de un papel de filtro con un tamaño de poro de 0,45µm, pesado previamente. El residuo retenido en el filtro se seca en una estufa a 103-105 °C durante una hora y posteriormente se pesa. El incremento de peso experimentado por el filtro dividido por el volumen de muestra, representa el contenido en SST.

$$SST = \frac{P2 - P1}{V} \left[\frac{mg}{l} \right] \quad (4.1)$$

4.2.2.8. Sulfuro disuelto, S^{2-}

Para su determinación se utiliza el método yodométrico 4500- S^{2-} C, con una sensibilidad de 0,2 mg/l.

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, en el momento de tomar la muestra *in situ*, se introducen tres gotas de disolución de acetato de zinc 2N en la muestra (100ml), y a continuación se añaden dos gotas de disolución de NaOH 6N. Se agita y se traslada al laboratorio. A continuación se filtra y se toma el filtro y el precipitado, se resuspende y se le añade

2 ml de HCl 6N y una cantidad conocida de disolución de yodo de concentración conocida (naranja). Se valora por retroceso con disolución de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$; al acercarse al punto final (amarillo claro) añadimos unas gotas de disolución de almidón y se continúa hasta desaparición del color azul (blanco).

Cálculo:

$$\text{S}^{2-} \text{ (mg/l)} = 160 \cdot [(V_{\text{I}_2} \cdot N_{\text{I}_2}) \cdot (V_{\text{S}_2\text{O}_3^{2-}} \cdot N_{\text{S}_2\text{O}_3^{2-}})] \quad (4.2)$$

donde:

$V(\text{I}_2)$ = volumen de I_2

$N(\text{I}_2)$ = normalidad de I_2

$V(\text{S}_2\text{O}_3^{2-})$ = volumen de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$

$N(\text{S}_2\text{O}_3^{2-})$ = normalidad de $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$

4.2.2.9. Turbidez

Las medidas se han realizado siguiendo el método nefelométrico 2130 B. Disponible en un turbidímetro HACH 2100P. El resultado de dicha medida se expresa en unidades NTU (unidades nefelométricas de turbidez). La precisión del equipo es de $\pm 0,01$ NTU.

El método se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada en unas determinadas condiciones por una muestra, y la intensidad dispersada por una suspensión de referencia en las mismas condiciones. Cuanto mayor es la intensidad de la luz dispersada, mayor es la turbidez.

5. Resultados

5. Resultados

En este apartado se presentan los resultados de los análisis realizados a las muestras de agua residual depurada, tanto en el tratamiento terciario de filtros Dualsand situados en la Estación de Bombeo (Tablas 5.1 - 5.8), como en los puntos de muestreo de la conducción de transporte de agua hacia el sur de la isla (Tablas 5.9 - 5.16), en cada uno de los días de muestreo realizados.

Muestreo de 8 de marzo de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	8,08	8,14
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.($\mu\text{S}/\text{cm}$, 20°C)	1.600	1.633
N-NH₄ (mg/l)	56,2	57,9
N-NO₂ (mg/l)	0,0	0,0
N-NO₃ (mg/l)	0,1	0,1
N-NO_x (mg/l)	0,1	0,1
DQO_T (mg/l)	163	135
DQO_s (mg/l)	148	102
DBO₅ (mg/l)	43	40
Turbidez (NTU)	29,8	21,3
SST (mg/l)	56,0	18,3
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	774,7	781,8
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	51,2	50,8
PO₄³⁻ (mg/l)	18,9	19,8
Cl⁻ (mg/l)	174,3	178,5
F⁻ (mg/l)	0,7	0,7
Ca²⁺ (mg/l)	30,5	29,8
Mg²⁺ (mg/l)	44,2	43,2
K⁺ (mg/l)	44,9	44,1
Na⁺ (mg/l)	225,6	223,7
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.1: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida

Muestreo de 15 de marzo de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	8,14	8,19
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.(µS/cm, 20°C)	1.783	1.780
N-NH₄ (mg/l)	45,8	45,1
N-NO₂ (mg/l)	0,0	0,2
N-NO₃ (mg/l)	0,1	0,1
N-NO_x (mg/l)	0,1	0,3
DQO_T (mg/l)	145	116
DQO_s (mg/l)	78	94
DBO₅ (mg/l)	36	16
Turbidez (NTU)	16,2	13,4
SST (mg/l)	29,0	15,0
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	873,0	863,0
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	55,5	55,1
PO₄³⁻ (mg/l)	19,0	20,4
Cl⁻ (mg/l)	182,0	185,9
F⁻ (mg/l)	0,8	0,8
Ca²⁺ (mg/l)	27,7	29,0
Mg²⁺ (mg/l)	47,9	47,1
K⁺ (mg/l)	49,4	47,4
Na⁺ (mg/l)	235,9	239,7
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.2: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida

Muestreo de 31 de marzo de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	7,96	8,01
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.(µS/cm, 20°C)	1.499	1.692
N-NH₄ (mg/l)	42,9	47,2
N-NO₂ (mg/l)	0,0	0,4
N-NO₃ (mg/l)	0,1	0,1
N-NO_x (mg/l)	0,1	0,5
DQO_T (mg/l)	152	130
DQO_s (mg/l)	83	97
DBO₅ (mg/l)	44	34
Turbidez (NTU)	27,3	19,9
SST (mg/l)	47,0	16,0
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	728,6	823,7
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	38,6	41,3
PO₄³⁻ (mg/l)	16,2	18,3
Cl⁻ (mg/l)	152,3	171,4
F⁻ (mg/l)	0,7	0,8
Ca²⁺ (mg/l)	23,3	23,6
Mg²⁺ (mg/l)	36,9	41,1
K⁺ (mg/l)	40,6	45,2
Na⁺ (mg/l)	203,0	225,9
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.3: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida

Muestreo de 5 de abril de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	-	-
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.(µS/cm, 20°C)	1.616	1.626
N-NH₄ (mg/l)	51,1	51,1
N-NO₂ (mg/l)	0,1	0,8
N-NO₃ (mg/l)	0,3	0,3
N-NO_x (mg/l)	0,3	1,0
DQO_T (mg/l)	94	76
DQO_s (mg/l)	88	66
DBO₅ (mg/l)	13	6
Turbidez (NTU)	8,9	6,5
SST (mg/l)	15,0	2,0
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	793,6	791,4
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	53,4	53,5
PO₄³⁻ (mg/l)	12,8	10,1
Cl⁻ (mg/l)	159,2	160,5
F⁻ (mg/l)	0,8	0,6
Ca²⁺ (mg/l)	24,9	26,5
Mg²⁺ (mg/l)	41,9	41,8
K⁺ (mg/l)	40,7	40,9
Na⁺ (mg/l)	211,6	212,9
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.4: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida

Muestreo de 12 de abril de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	7,95	7,92
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.(µS/cm, 20°C)	1.516	1.410
N-NH₄ (mg/l)	43,2	40,6
N-NO₂ (mg/l)	0,2	1,1
N-NO₃ (mg/l)	0,1	0,1
N-NO_x (mg/l)	0,3	1,2
DQO_T (mg/l)	77	63
DQO_s (mg/l)	46	51
DBO₅ (mg/l)	8	3
Turbidez (NTU)	4,2	3,3
SST (mg/l)	8,0	3,0
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	726,6	696,1
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	63,3	63,2
PO₄³⁻ (mg/l)	11,3	10,8
Cl⁻ (mg/l)	152,1	150,1
F⁻ (mg/l)	0,7	0,7
Ca²⁺ (mg/l)	28,7	27,6
Mg²⁺ (mg/l)	39,3	37,8
K⁺ (mg/l)	35,9	32,7
Na⁺ (mg/l)	191,7	183,9
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.5: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida y

Muestreo de 19 de abril de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	7,95	7,93
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.(µS/cm, 20°C)	1.618	1.629
N-NH₄ (mg/l)	52,2	51,5
N-NO₂ (mg/l)	1,8	3,2
N-NO₃ (mg/l)	0,2	0,2
N-NO_x (mg/l)	2,0	3,3
DQO_T (mg/l)	85	62
DQO_s (mg/l)	62	56
DBO₅ (mg/l)	19	12
Turbidez (NTU)	10,5	5,8
SST (mg/l)	16,7	7,3
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	797,4	784,0
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	55,9	56,3
PO₄³⁻ (mg/l)	14,4	16,4
Cl⁻ (mg/l)	163,5	159,9
F⁻ (mg/l)	0,7	0,8
Ca²⁺ (mg/l)	28,8	28,5
Mg²⁺ (mg/l)	46,5	44,9
K⁺ (mg/l)	44,5	45,3
Na⁺ (mg/l)	222,2	219,0
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.6: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida

Muestreo de 26 de abril de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	8,06	7,88
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.(µS/cm, 20°C)	1.647	1.651
N-NH₄ (mg/l)	53,8	50,1
N-NO₂ (mg/l)	2,6	6,0
N-NO₃ (mg/l)	0,4	0,4
N-NO_x (mg/l)	3,0	6,4
DQO_T (mg/l)	92	82
DQO_s (mg/l)	69	56
DBO₅ (mg/l)	19	12
Turbidez (NTU)	10,3	7,4
SST (mg/l)	13,0	5,0
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	786,2	756,6
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	56,6	58,3
PO₄³⁻ (mg/l)	17,5	14,7
Cl⁻ (mg/l)	181,2	188,8
F⁻ (mg/l)	0,7	0,7
Ca²⁺ (mg/l)	29,2	29,9
Mg²⁺ (mg/l)	43,6	43,8
K⁺ (mg/l)	45,4	44,7
Na⁺ (mg/l)	223,1	229,0
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.7: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida

Muestreo de 10 de mayo de 2016		
Punto de muestreo	Entrada	Salida
T (°C)	-	-
pH	7,88	7,75
OD (mg/l)	-	-
Cond.elec.(µS/cm, 20°C)	1.216	1.238
N-NH₄ (mg/l)	34,4	31,1
N-NO₂ (mg/l)	0,8	3,1
N-NO₃ (mg/l)	1,0	1,2
N-NO_x (mg/l)	1,8	4,3
DQO_T (mg/l)	95	87
DQO_s (mg/l)	63	57
DBO₅ (mg/l)	16	13
Turbidez (NTU)	11,3	8,5
SST (mg/l)	23,0	7,5
CO₃²⁻ (mg/l)	0,0	0,0
HCO₃⁻ (mg/l)	573,6	559,5
S²⁻ (mg/l)	-	-
SO₄²⁻ (mg/l)	41,5	39,3
PO₄³⁻ (mg/l)	6,9	8,9
Cl⁻ (mg/l)	129,9	135,2
F⁻ (mg/l)	0,6	0,6
Ca²⁺ (mg/l)	22,0	20,5
Mg²⁺ (mg/l)	30,4	28,8
K⁺ (mg/l)	34,8	33,2
Na⁺ (mg/l)	176,4	170,3
Al³⁺ (mg/l)	0,0	0,0

Tabla 5.8: Filtros Dualsand. Características físico-químicas del agua a la Entrada y Salida

Muestreo de 8 de marzo de 2016

Punto de muestreo	Salida Tablero	Santa Mª	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimiche	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,4	2,0	4,8	8,4	9,6	14,2	17,0	19,4
T (°C)	19,9	20,1	20,8	20,6	20,8	21,5	21,3	20,7	-
pH	7,50	7,50	7,60	7,67	7,60	7,63	-	7,70	-
OD (mg/l)	3,8	3,4	1,5	-	0,7	0,8	-	0,0	-
Cond.elec. (µS/cm, 20°C)	1.653	1.666	1.663	1.664	1.669	1.679	1.711	1.713	-
N-NH ₄ (mg/l)	56,4	57,3	54,3	53,8	53,7	53,7	53,5	52,5	-
N-NO ₂ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	-
N-NO ₃ (mg/l)	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-
N-NO _x (mg/l)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	-
DQO _T (mg/l)	150	152	129	135	131	143	154	150	-
DQO _s (mg/l)	99	97	106	124	94	93	91	93	-
DBO ₅ (mg/l)	45	-	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez (NTU)	22,1	20,1	20,6	21,8	19,3	23,6	27,5	29,0	-
SST (mg/l)	39,0	30,8	32,5	33,3	25,6	33,0	29,3	41,0	-
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	796,4	802,8	796,9	794,0	767,4	791,3	805,0	822,3	-
S ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,1	0,7	1,3	0,7	3,1	3,9	-
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	51,8	50,4	52,4	52,3	51,6	51,1	47,2	45,0	-
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	19,7	19,9	20,2	20,1	21,5	20,2	20,9	21,3	-
Cl ⁻ (mg/l)	179,3	173,7	180,9	180,7	182,9	178,2	188,9	186,0	-
F ⁻ (mg/l)	0,7	0,4	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	0,7	-
Ca ²⁺ (mg/l)	32,5	30,1	31,8	31,6	31,8	31,2	32,9	32,2	-
Mg ²⁺ (mg/l)	46,1	44,5	46,1	45,4	45,3	45,0	47,1	46,0	-
K ⁺ (mg/l)	48,1	45,3	47,7	47,0	47,2	46,7	49,3	48,1	-
Na ⁺ (mg/l)	246,4	224,4	235,8	232,0	233,3	231,1	247,1	240,8	-
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 5.9: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada

Muestreo de 15 de marzo de 2016

Punto de muestreo	Salida Tablero	Santa Mª	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimiche	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,7	3,3	8,1	14,2	16,2	23,9	28,6	32,7
T (°C)	21,1	21,0	21,6	22,7	21,9	22,0	22,1	21,8	21,6
pH	7,83	7,80	7,79	7,79	7,82	7,76	7,73	7,78	7,77
OD (mg/l)	5,1	3,9	0,7	0,7	0,6	0,5	0,4	0,4	0,4
Cond.elec. (µS/cm, 20°C)	1.786	1.790	1.788	1.781	1.739	1.764	1.752	1.790	1.793
N-NH ₄ (mg/l)	44,4	43,6	43,5	44,5	43,5	45,0	42,8	41,6	42,7
N-NO ₂ (mg/l)	0,1	0,2	0,4	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,2
N-NO ₃ (mg/l)	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
N-NO _x (mg/l)	0,3	0,4	0,5	0,3	0,2	0,4	0,1	0,1	0,4
DQO _T (mg/l)	119	114	100	103	119	102	92	106	136
DQO _s (mg/l)	107	108	73	98	72	84	71	97	93
DBO ₅ (mg/l)	30	-	-	-	-	-	-	-	40
Turbidez (NTU)	14,1	13,8	14,0	14,7	27,8	18,4	11,6	17,7	32,6
SST (mg/l)	18,7	19,0	25,0	19,0	30,0	27,0	14,0	20,0	-
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	865,7	863,5	862,5	862,3	873,8	863,8	838,9	866,0	849,4
S ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,4	0,9	1,9	1,9	2,5	4,3	5,4
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	56,2	56,1	56,4	56,0	54,3	55,2	53,2	51,6	49,5
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	18,4	18,2	18,9	18,7	18,5	19,0	18,8	18,5	19,2
Cl ⁻ (mg/l)	191,9	191,7	191,0	191,3	192,6	192,1	196,5	192,8	196,2
F ⁻ (mg/l)	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Ca ²⁺ (mg/l)	27,3	27,4	27,3	29,7	29,1	27,1	29,7	28,2	28,2
Mg ²⁺ (mg/l)	48,0	48,3	47,4	48,1	47,2	47,4	46,4	46,6	43,7
K ⁺ (mg/l)	49,3	49,0	49,0	48,7	47,8	48,7	48,9	47,7	48,5
Na ⁺ (mg/l)	247,6	246,6	244,3	243,3	243,3	244,9	248,7	250,7	248,1
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0

Tabla 5.10: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada

Muestreo de 31 de marzo de 2016

Punto de muestreo	Salida Tablero	Santa Mª	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimiche	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,6	2,7	6,6	11,6	13,2	19,6	23,4	26,7
T (°C)	21,2	21,5	21,7	21,8	21,7	22,1	22,0	21,6	21,4
pH	7,97	7,95	7,85	7,90	7,90	7,89	7,90	7,91	7,89
OD (mg/l)	5,1	3,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cond.elec. (µS/cm, 20°C)	1.809	1.854	1.856	1.858	1.852	1.857	1.836	1.844	1.821
N-NH ₄ (mg/l)	55,3	55,2	55,3	55,9	55,7	56,2	57,8	55,7	55,6
N-NO ₂ (mg/l)	1,3	1,9	1,6	0,7	0,5	0,5	0,4	0,4	0,2
N-NO ₃ (mg/l)	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
N-NO _x (mg/l)	1,4	2,1	1,7	0,8	0,6	0,6	0,5	0,5	0,3
DQO _T (mg/l)	100	122	110	94	91	100	74	85	82
DQO _s (mg/l)	82	88	76	74	89	75	68	63	61
DBO ₅ (mg/l)	24	-	-	-	-	-	-	-	14
Turbidez (NTU)	11,1	11,4	11,5	10,1	9,9	10,0	7,0	10,0	9,3
SST (mg/l)	15,0	13,0	12,0	12,0	10,0	14,0	4,0	12,0	2,0
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	896,2	887,4	896,7	892,8	888,2	876,0	885,5	894,5	899,4
S ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,1	0,3	1,6	0,6	1,2	2,8	3,2
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	48,5	48,9	49,5	49,5	48,1	50,5	50,7	50,7	48,6
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	20,3	20,5	20,6	20,7	20,8	20,4	23,2	22,4	21,6
Cl ⁻ (mg/l)	195,6	194,7	197,2	200,1	191,9	199,9	198,2	195,3	193,5
F ⁻ (mg/l)	0,8	0,9	0,9	0,8	0,9	0,9	0,8	0,9	0,9
Ca ²⁺ (mg/l)	25,5	26,6	25,9	26,5	28,7	27,9	26,7	28,4	27,4
Mg ²⁺ (mg/l)	46,3	47,6	47,0	46,4	47,0	47,2	47,8	47,8	47,8
K ⁺ (mg/l)	48,6	49,4	48,8	48,7	48,4	49,3	48,5	47,8	47,7
Na ⁺ (mg/l)	249,5	250,6	250,5	252,3	249,3	255,6	243,5	246,2	241,5
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0

Tabla 5.11: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada

Muestreo de 5 de abril de 2016

Punto de muestreo	Salida Tablero	Santa Mª	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimiche	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,6	2,7	6,6	11,6	13,2	19,5	23,3	26,6
T (°C)	21,2	21,9	22,0	22,7	22,0	22,5	22,8	22,2	21,7
pH	7,78	7,88	7,71	7,67	7,68	7,69	7,72	7,73	7,70
OD (mg/l)	6,1	3,3	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cond.elec. (µS/cm, 20°C)	1.501	1.501	1.499	1.522	1.453	1.517	1.455	1.458	1.434
N-NH ₄ (mg/l)	44,1	42,8	42,1	43,0	40,3	43,2	39,6	39,3	37,3
N-NO ₂ (mg/l)	1,6	2,1	2,6	2,7	0,1	0,6	0,1	0,1	0,0
N-NO ₃ (mg/l)	0,5	0,5	0,5	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2
N-NO _x (mg/l)	2,1	2,6	3,1	3,0	0,3	0,8	0,2	0,2	0,2
DQO _T (mg/l)	63	59	83	84	64	72	52	91	95
DQO _s (mg/l)	51	61	69	54	57	55	46	50	62
DBO ₅ (mg/l)	7	-	-	-	-	-	-	-	8
Turbidez (NTU)	5,3	4,7	5,2	13,8	-	5,7	5,9	7,9	7,1
SST (mg/l)	2,0	2,0	8,0	-	3,0	12,0	8,0	11,0	9,0
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	707,5	713,2	709,3	708,3	695,9	727,6	696,1	690,0	633,7
S ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,3	0,4	-	0,2	0,9	0,9	1,8
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	55,3	55,2	55,0	56,0	42,6	54,2	52,0	49,0	43,7
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	8,0	8,0	6,3	6,9	7,4	5,3	6,6	9,1	9,2
Cl ⁻ (mg/l)	150,9	149,6	147,9	153,6	149,9	151,4	151,2	146,7	142,3
F ⁻ (mg/l)	0,6	0,6	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,7	0,7
Ca ²⁺ (mg/l)	25,6	26,2	26,6	26,3	26,9	27,2	25,7	27,8	24,8
Mg ²⁺ (mg/l)	38,7	38,1	41,3	38,9	37,2	38,7	36,9	37,0	35,2
K ⁺ (mg/l)	39,6	37,7	38,0	38,8	36,3	37,7	37,0	36,4	35,1
Na ⁺ (mg/l)	197,3	195,4	200,0	200,1	193,9	198,7	201,9	195,4	188,4
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0

Tabla 5.12: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada

Muestreo de 12 de abril de 2016

Punto de muestreo	Salida Tablero	Santa M ^a	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimiche	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,4	2,0	4,8	8,5	9,6	14,2	17,1	19,5
T (°C)	19,7	20,2	20,6	20,9	20,7	21,3	20,6	20,3	20,2
pH	7,77	7,73	7,60	7,59	7,60	7,69	7,58	7,62	7,63
OD (mg/l)	6,3	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cond.elec. (µS/cm, 20°C)	1.295	1.286	1.319	1.298	1.254	1.293	1.088	1.097	1.104
N-NH ₄ (mg/l)	30,6	28,9	31,0	30,4	27,5	29,4	19,5	20,1	20,6
N-NO ₂ (mg/l)	1,3	2,1	3,3	2,7	1,8	1,8	0,9	0,7	0,7
N-NO ₃ (mg/l)	1,2	1,1	0,7	0,6	0,6	0,4	2,2	1,8	1,5
N-NO _x (mg/l)	2,5	3,2	4,0	3,2	2,4	2,2	3,1	2,6	2,2
DQO _T (mg/l)	48	42	43	42	45	44	32	34	25
DQO _s (mg/l)	37	34	40	38	22	31	19	28	23
DBO ₅ (mg/l)	4	-	-	-	-	-	-	-	2
Turbidez (NTU)	3,6	3,4	4,3	3,8	5,3	4,2	4,5	4,5	4,5
SST (mg/l)	5,0	6,0	5,5	5,0	6,5	5,0	6,0	7,5	5,0
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	582,2	582,9	586,8	577,8	563,4	584,1	457,0	465,1	469,9
S ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	0,0	0,1	0,5	0,3
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	64,7	63,2	63,2	63,8	62,0	63,6	65,2	65,0	63,5
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	6,8	6,6	7,0	6,8	6,4	6,6	5,2	5,3	5,4
Cl ⁻ (mg/l)	132,7	129,4	135,8	135,7	128,5	134,3	113,7	115,4	116,6
F ⁻ (mg/l)	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6
Ca ²⁺ (mg/l)	29,9	28,2	29,5	29,7	29,2	29,4	31,9	29,8	29,1
Mg ²⁺ (mg/l)	35,7	33,7	35,7	35,5	34,2	35,9	31,1	30,7	30,5
K ⁺ (mg/l)	28,7	27,5	30,0	29,7	28,1	29,7	22,6	22,9	23,2
Na ⁺ (mg/l)	166,2	161,0	171,4	170,5	163,8	170,4	142,2	143,2	143,9
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0

Tabla 5.13: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada

Muestreo de 19 de abril de 2016

Punto de muestreo	Agua Tabares-Tablero	Salida Tablero	Santa Mª	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimi-che	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,0	0,5	2,5	6,1	10,7	12,2	18,0	21,5	24,6
T (°C)	-	22,3	22,8	22,9	23,4	23,4	23,8	23,8	23,5	23,0
pH	8,27	7,85	7,83	7,69	7,75	7,77	7,77	7,78	7,77	7,81
OD (mg/l)	-	6,3	3,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cond.elec. (µS/cm, 20°C)	893	1.558	1.560	1.562	1.579	1.577	1.578	1.512	1.524	1.515
N-NH ₄ (mg/l)	0,3	45,9	44,3	46,0	46,3	45,7	46,2	41,0	40,9	44,8
N-NO ₂ (mg/l)	0,0	3,2	4,3	4,8	3,6	2,7	2,3	0,8	0,6	0,4
N-NO ₃ (mg/l)	13,6	1,1	1,1	0,9	0,5	0,3	0,3	0,8	0,5	0,2
N-NO _x (mg/l)	13,7	4,4	5,4	5,7	4,0	3,0	2,6	1,6	1,2	0,6
DQO _T (mg/l)	-	56	57	54	57	45	55	64	47	59
DQO ₅ (mg/l)	-	49	51	44	45	42	46	41	41	47
DBO ₅ (mg/l)	-	7	-	-	-	-	-	-	-	3
Turbidez (NTU)	2,2	3,9	3,9	4,0	3,8	4,2	3,9	4,1	3,6	5,7
SST (mg/l)	0,0	6,0	4,7	3,3	2,0	2,7	4,0	2,0	2,0	3,3
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	300,9	734,0	736,6	733,7	748,6	754,9	756,9	707,6	713,9	721,0
S ²⁻ (mg/l)	-	0,0	0,0	0,2	0,3	0,3	0,3	0,5	0,3	0,4
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	89,8	61,0	60,0	60,9	59,4	60,0	60,0	65,6	64,5	61,5
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	2,9	13,8	13,9	14,0	14,1	13,8	13,8	12,2	11,5	11,2
Cl ⁻ (mg/l)	85,9	150,0	151,8	154,3	151,7	154,5	153,8	152,9	151,6	155,6
F ⁻ (mg/l)	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,7
Ca ²⁺ (mg/l)	37,8	30,7	30,3	30,8	30,4	30,0	30,1	31,6	31,0	31,8
Mg ²⁺ (mg/l)	31,8	44,5	43,8	44,0	43,6	44,1	44,8	40,7	44,2	43,5
K ⁺ (mg/l)	16,9	41,7	42,2	42,3	47,8	44,0	43,3	41,2	41,8	41,9
Na ⁺ (mg/l)	133,4	212,6	209,8	213,8	216,5	215,3	217,7	216,8	217,8	220,0
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0

Tabla 5.14: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada y del agua de Tabares-Tablero

Muestreo de 26 de abril de 2016

Punto de muestreo	Agua Tabares-Tablero	Salida Tablero	Santa Mª	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimi-che	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,0	0,4	2,0	5,0	8,7	9,9	14,7	17,6	20,0
T (°C)	-	22,4	22,7	23,0	23,3	23,0	24,5	23,6	22,7	23,4
pH	8,49	7,92	7,83	7,74	7,75	7,81	7,80	7,85	7,79	7,76
OD (mg/l)	-	6,4	3,8	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Cond.elec. (µS/cm, 20°C)	931	1.597	1.594	1.601	1.595	1.604	1.594	1.575	1.582	1.579
N-NH ₄ (mg/l)	0,4	46,5	42,8	46,0	45,7	46,2	44,8	43,5	44,8	47,2
N-NO ₂ (mg/l)	0,0	4,9	5,6	6,6	4,4	1,2	2,1	0,1	0,0	0,0
N-NO ₃ (mg/l)	16,4	0,9	0,9	0,6	0,4	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2
N-NO _x (mg/l)	16,4	5,8	6,5	7,2	4,8	1,4	2,3	0,4	0,2	0,2
DQO _T (mg/l)	-	66	62	70	71	63	80	83	75	72
DQO _s (mg/l)	-	52	45	60	48	40	48	48	49	49
DBO ₅ (mg/l)	-	11	-	-	-	-	-	-	-	8
Turbidez (NTU)	6,9	5,8	5,7	5,4	6,3	5,9	5,8	4,3	4,6	4,7
SST (mg/l)	10,0	8,0	7,0	5,0	7,5	5,5	5,0	5,0	3,5	2,5
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	11,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	313,8	736,6	730,1	734,9	735,4	758,4	752,3	744,7	763,7	758,8
S ²⁻ (mg/l)	-	0,0	0,0	0,2	0,6	0,0	0,4	0,5	0,9	1,5
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	93,1	60,5	60,7	58,9	60,4	58,8	59,7	61,0	59,4	58,7
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	3,1	11,5	11,6	11,3	11,3	12,4	11,0	11,8	11,3	11,8
Cl ⁻ (mg/l)	93,3	178,4	178,7	177,7	180,6	179,6	177,1	179,6	181,7	182,4
F ⁻ (mg/l)	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Ca ²⁺ (mg/l)	35,6	30,8	30,3	29,9	30,4	30,8	30,4	30,4	31,0	29,6
Mg ²⁺ (mg/l)	32,8	46,7	43,2	43,1	43,0	42,7	43,4	42,2	42,6	41,4
K ⁺ (mg/l)	19,3	43,2	44,8	43,7	43,3	42,7	43,6	48,0	43,6	44,6
Na ⁺ (mg/l)	144,9	220,7	214,6	223,9	224,2	227,3	225,1	226,4	228,3	224,5
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0

Tabla 5.15: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada y del agua de Tabares-Tablero

Muestreo de 10 de mayo de 2016

Punto de muestreo	Salida Tablero	Santa Mª	Bar. Hondo	Pol. Güimar	El Tablado	Las Eras	Chimiche	San Isidro	Las Chafiras
Distancia (km)	0,00	1,28	5,93	14,56	25,56	29,14	43,03	51,56	58,83
Tiempo de residencia (h)	0,0	0,4	2,0	5,0	8,7	10,0	14,7	17,6	20,1
T (°C)	22,5	22,6	22,8	22,9	22,9	23,9	23,5	22,4	22,5
pH	7,86	7,79	7,76	7,78	7,79	7,77	7,77	7,72	7,75
OD (mg/l)	4,4	3,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cond.elec. ($\mu\text{S}/\text{cm}$, 20°C)	1.461	1.454	1.516	1.572	1.560	1.568	1.550	1.524	1.565
N-NH ₄ (mg/l)	38,8	38,7	39,5	41,0	41,6	40,5	39,8	38,6	39,4
N-NO ₂ (mg/l)	1,6	2,0	1,4	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
N-NO ₃ (mg/l)	1,2	1,2	1,5	0,9	0,5	0,4	0,2	0,1	0,1
N-NO _x (mg/l)	2,8	3,2	2,8	1,4	0,7	0,5	0,2	0,2	0,2
DQO _T (mg/l)	79	101	78	81	71	78	86	95	86
DQO _s (mg/l)	69	86	74	76	59	63	74	79	81
DBO ₅ (mg/l)	15	-	-	-	-	-	-	-	11
Turbidez (NTU)	6,3	5,9	5,2	5,5	5,0	5,5	5,7	6,3	6,2
SST (mg/l)	11,0	8,5	8,5	7,0	5,0	4,0	5,5	6,5	7,5
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	685,9	678,8	712,7	750,8	740,1	745,2	732,5	726,6	750,1
S ²⁻ (mg/l)	0,0	0,0	0,1	0,3	0,7	0,8	0,8	1,1	1,8
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	46,6	46,3	48,4	49,5	50,0	48,8	49,1	47,5	49,4
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	14,5	14,7	14,9	14,6	15,1	15,0	15,0	15,0	15,5
Cl ⁻ (mg/l)	160,6	160,4	166,8	173,6	175,4	174,3	173,8	171,2	175,1
F ⁻ (mg/l)	0,7	0,7	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
Ca ²⁺ (mg/l)	23,5	23,7	24,0	24,7	25,0	24,0	24,5	23,8	23,8
Mg ²⁺ (mg/l)	36,6	36,7	37,5	39,6	39,8	38,4	38,4	37,6	38,5
K ⁺ (mg/l)	41,9	42,0	43,6	46,0	45,5	44,6	45,1	44,3	45,1
Na ⁺ (mg/l)	206,4	208,2	215,7	227,4	226,6	221,3	222,0	218,0	223,5
Al ³⁺ (mg/l)	0,0	-	-	-	-	-	-	-	0,0

Tabla 5.16: Conducción de transporte. Características físico-químicas del agua depurada

6. Discusión

6. Discusión

Como se indicó en el apartado de Objetivos, en el estudio realizado en este trabajo se han abordado dos aspectos fundamentales:

- Análisis del comportamiento del tratamiento terciario (filtros Dualsand) sobre el agua depurada procedente de la EDAR de Santa Cruz
- Análisis del comportamiento del agua depurada durante a lo largo de la conducción de transporte por gravedad (62 km) entre el Depósito de El Tablero y la Balsa del Valle de San Lorenzo

A continuación se presenta la discusión de ambos apartados por separado

6.1. Análisis del comportamiento de los filtros Dualsand

En este apartado se analiza el proceso de filtración Dualsand sobre las características físico-químicas del agua depurada. Se debe recordar que, durante el periodo de estudio, no se ha dosificado policloruro de aluminio como coagulante, y la adición de hipoclorito sódico se ha realizado a la entrada del proceso de filtración.

En las Tablas 5.1 - 5.8, se puede ver el cambio que experimentan los parámetros físico-químicos del agua depurada a través de la filtración, en los diferentes días de muestreo. Como era de esperar, teniendo en cuenta que el principal objetivo del proceso de filtración Dualsand es la eliminación de la materia particulada, los parámetros que experimentan un cambio significativo son los SST y la turbidez, así como los parámetros indicadores de materia orgánica (DQO y DBO₅), lo que es lógico dado que la mayor parte de la materia particulada está constituida por materia orgánica (Rodríguez Gómez, 1998).

Para poder analizar mejor el comportamiento de los parámetros relativos a la materia particulada y orgánica en los filtros Dualsand, en las Tablas 6.1 – 6.5 se muestra la variación experimentada por cada uno de los parámetros indicados a lo largo de los muestreos realizados, junto con la variación media (DQO_T , DQO_S , DBO_5 , SST y turbidez).

DQO_T

Fecha	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Reducción %
08/03/2016	163	135	17
15/03/2016	145	116	20
31/03/2016	152	130	14
05/04/2016	94	76	19
12/04/2016	77	63	18
19/04/2016	85	62	27
26/04/2016	92	82	11
10/05/2016	95	87	8
Valor medio	113	94	17
Desviación Estándar	32	27	6

Tabla 6.1: Variación de la DQO_T a través de los Filtros Dualsand

DQO_S

Fecha	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Reducción %
08/03/2016	148	102	31
15/03/2016	78	94	-21
31/03/2016	83	97	-17
05/04/2016	88	66	25
12/04/2016	46	51	-13
19/04/2016	62	56	10
26/04/2016	69	56	18
10/05/2016	63	57	11
Valor medio	80	72	10
Desviación Estándar	29	20	19

Tabla 6.2: Variación de la DQO_S a través de los Filtros Dualsand

DBO₅			
Fecha	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Reducción %
08/03/2016	43	40	7
15/03/2016	36	16	56
31/03/2016	44	34	23
05/04/2016	13	6	54
12/04/2016	8	3	63
19/04/2016	19	12	37
26/04/2016	19	12	39
10/05/2016	16	13	19
Valor medio	25	17	32
Desviación Estándar	13	12	18

Tabla 6.3: Variación de la DBO₅ a través de los Filtros Dualsand

SST			
Fecha	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Reducción %
08/03/2016	56,0	18,3	67
15/03/2016	29,0	15,0	48
31/03/2016	47,0	16,0	66
05/04/2016	15,0	2,0	87
12/04/2016	8,0	3,0	63
19/04/2016	16,7	7,3	56
26/04/2016	13,0	5,0	62
10/05/2016	23,0	7,5	67
Valor medio	26,0	9,3	64
Desviación Estándar	16,0	5,9	10

Tabla 6.4: Variación de los SST a través de los Filtros Dualsand

Turbidez			
Fecha	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	Reducción %
08/03/2016	29,8	21,3	29
15/03/2016	16,2	13,4	17
31/03/2016	27,3	19,9	27
05/04/2016	8,9	6,5	27
12/04/2016	4,2	3,3	22
19/04/2016	10,5	5,8	45
26/04/2016	10,3	7,4	28
10/05/2016	11,3	8,5	25
Valor medio	14,8	10,8	27
Desviación Estándar	8,5	6,3	8

Tabla 6.5: Variación de la Turbidez a través de los Filtros Dualsand

En las Tablas 6.1 – 6.5, se puede observar como la calidad del agua residual depurada a la entrada de los filtros presenta un cambio a partir del muestreo realizado el 5 de abril, pudiendo clasificar los experimentos de la siguiente forma:

- Muestréos con alta carga orgánica: experimentos realizados entre el 8 y el 31 de marzo (mayor contenido en materia orgánica) (3 muestréos)
- Muestréos baja carga orgánica: experimentos realizados entre el 5 de abril y el 10 de mayo (menor contenido en materia orgánica) (5 muestréos)

En la siguiente Tabla 6.6 se presenta el contenido medio de los parámetros anteriormente mencionados, así como la reducción experimentada, en los muestréos de acuerdo a la clasificación anteriormente indicada.

		Entrada, Valor medio (mg/l)	Salida, Valor medio (mg/l)	Reducción, Valor medio (%)
DQO_T	Muestreo Alta Carga orgánica	153	127	17
	Muestreo Baja Carga orgánica	89	74	17
DQO_S	Muestreo Alta Carga orgánica	103	98	5
	Muestreo Baja Carga orgánica	66	57	14
DBO₅	Muestreo Alta Carga orgánica	41	30	27
	Muestreo Baja Carga orgánica	15	9	40
SST	Muestreo Alta Carga orgánica	44,0	16,4	63
	Muestreo Baja Carga orgánica	15,1	5,0	67
Turbidez	Muestreo Alta Carga orgánica	24,4	18,2	25
	Muestreo Baja Carga orgánica	9,0	6,3	30

Tabla 6.6: Contenido medio de los parámetros de materia particulada y orgánica para los muestreos realizados (clasificados en alta y baja carga orgánica)

Como era de esperar, el parámetro que experimenta una mayor reducción es el de SST, con valores medios comprendidos entre 63 y 67%, para los muestreos de alta y baja carga orgánica, respectivamente.

Asimismo, experimentan reducciones considerables tanto en la DBO₅, con un valor medio del 37%, la turbidez, con un valor medio del 27% y la DQO_T con una reducción media de 17%.

La DQO_S es el parámetro que menor reducción experimenta, ya que en el proceso de filtración no se elimina materia orgánica soluble (sólo particulada), de manera que la reducción media experimentada es del 10% observándose en

algunos muestreos incluso un pequeño aumento en dicho parámetro (15 y 31 de marzo y 12 de abril).

Según Quiroga Alonso (2010), los filtros Dualsand permiten obtener una reducción de SST y turbidez del 80-90% y 85-95%, respectivamente, valores que quedan muy lejos de los que se han registrado en los filtros Dualsand en estudio. Uno de los motivos puede ser el no estar utilizando ningún coagulante en los filtros.

Aparte de los parámetros ya analizados (SST, Turbidez, DQO y DBO₅), el único que experimenta un cambio significativo en el proceso de filtración Dualsand es el N-NO₂, especialmente en los muestreos realizados a partir del 5 de abril (muestreos con baja carga orgánica). En las Tablas 6.7 – 6.8 se presenta la variación experimentada por el nitrito (N-NO₂) y el nitrato (N-NO₃) en cada uno de los muestreos realizados. A partir del muestreo del 5 de abril se observa un aumento creciente en la concentración de N-NO₂, que no se ve en el N-NO₃.

N-NO₂			
Fecha	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	ΔN-NO₂ (mg/l)
08/03/2016	0,0	0,0	0,0
15/03/2016	0,0	0,2	0,2
31/03/2016	0,0	0,4	0,4
05/04/2016	0,1	0,8	0,7
12/04/2016	0,2	1,1	0,9
19/04/2016	1,8	3,2	1,4
26/04/2016	2,6	6,0	3,4
10/05/2016	0,8	3,1	2,3

Tabla 6.7: Variación experimentada por el N-NO₂ para los muestreos realizados

N-NO₃			
Fecha	Entrada (mg/l)	Salida (mg/l)	ΔN-NO₂ (mg/l)
08/03/2016	0,1	0,1	0,0
15/03/2016	0,1	0,1	0,0
31/03/2016	0,1	0,1	0,0
05/04/2016	0,3	0,3	0,0
12/04/2016	0,1	0,1	0,0
19/04/2016	0,2	0,2	0,0
26/04/2016	0,4	0,4	0,0
10/05/2016	1,0	1,2	0,2

Tabla 6.8: Variación experimentada por el N-NO₃ para los muestreos realizados

Una posible explicación para este aumento de nitrito es que se haya producido una pequeña nitrificación parcial (nitritación) en los filtros, en los muestreos realizados a partir del 5 de abril. Los filtros se encuentran abiertos a la atmósfera en la parte superior, y existe una agitación continua de la arena, impulsada desde el fondo de los filtros hacia la parte superior, lo que contribuye a la oxigenación del agua en los filtros, haciendo posible la nitrificación.

El hecho de que la nitrificación se haya producido sólo en los experimentos realizados a partir del 5 de abril tiene que ver con la diferente carga orgánica del agua depurada. La nitrificación se ve limitada en aguas con alta carga orgánica (como en los 3 primeros muestreos realizados) y se ve favorecida cuando el agua presenta una carga orgánica menor. En estas condiciones la actividad de las bacterias autótrofas responsables de la nitrificación se ve favorecida sobre la actividad de las bacterias heterótrofas que consumen materia orgánica (Álvarez Díaz *et al.*, 2006). Respecto a la limitación de la nitrificación en la etapa de nitritación, lo más probable es que se deba a una deficiencia en la concentración de oxígeno en el seno del agua depurada en el interior de los filtros.

6.2. Análisis de la evolución de los parámetros físico-químicos del agua depurada a lo largo de la conducción de transporte

Se analizará la evolución de los principales parámetros físico-químicos del agua depurada transportada siguiendo el siguiente orden:

- Transición entre condiciones aerobias/anóxicas/anaerobias
- Procesos de nitrificación/desnitrificación
- Generación de sulfuro
- Otros parámetros

Como se ha comentado en el apartado 6.1, la calidad del agua residual depurada experimentó una variación entre la primera y segunda parte de los muestreos realizados:

- Muestreos realizados entre el 8 y el 31 de marzo (agua con mayor contenido en materia orgánica y muy bajo contenido de compuestos oxidados de nitrógeno, N-NO_x (suma de N-NO₂ y N-NO₃))
- Muestreos realizados entre el 5 de abril y el 10 de mayo (agua con menor contenido en materia orgánica y significativo contenido de compuestos oxidados de nitrógeno, N-NO_x (suma de N-NO₂ y N-NO₃))

El mayor contenido de materia orgánica en los 3 primeros muestreos realizados (también observado en los muestreos de los filtros Dualsand) podría deberse a alguna anomalía en el funcionamiento de la EDAR de Santa Cruz. Asimismo, las precipitaciones registradas en el mes de abril pueden haber contribuido a la mejora de la calidad del agua por un proceso de dilución.

Se debe indicar aquí que al depósito regulador de transporte por gravedad de El Tablero se puede incorporar agua blanca procedente del sistema de transporte

denominado Tabares-Tablero. Esta agua blanca es agua recogida en el Barranco de Santos, y que en función de la disponibilidad de la misma y las necesidades de los regantes, puede finalmente entrar en el depósito de El Tablero. Como se puede ver en la Tabla 4.1, en la mayoría de los muestreos realizados a partir del 5 de abril, el agua del depósito de El Tablero presentaba un considerable porcentaje de agua correspondiente a esta contribución (en algunos muestreos hasta un 18%).

Con el objeto de conocer las características del agua blanca de Tabares-Tablero, en los muestreos realizados los días 19 y 26 de abril, se decidió tomar muestras de dicha agua para su análisis, cuyos resultados se han presentado en las Tablas 5.14 y 5.15.

6.2.1. Transición entre condiciones aerobias/anóxicas/anaerobias a lo largo de la conducción de transporte

Las Figuras 6.1 – 6.8 muestran la evolución a lo largo de la tubería del oxígeno disuelto (OD), sulfuro (S^{2-}) y N-NO_x (suma de nitrito y nitrato) en cada uno de los muestreos realizados, a lo largo de la conducción, frente al tiempo de residencia. En dichas Figuras se ha indicado también la existencia de condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias.

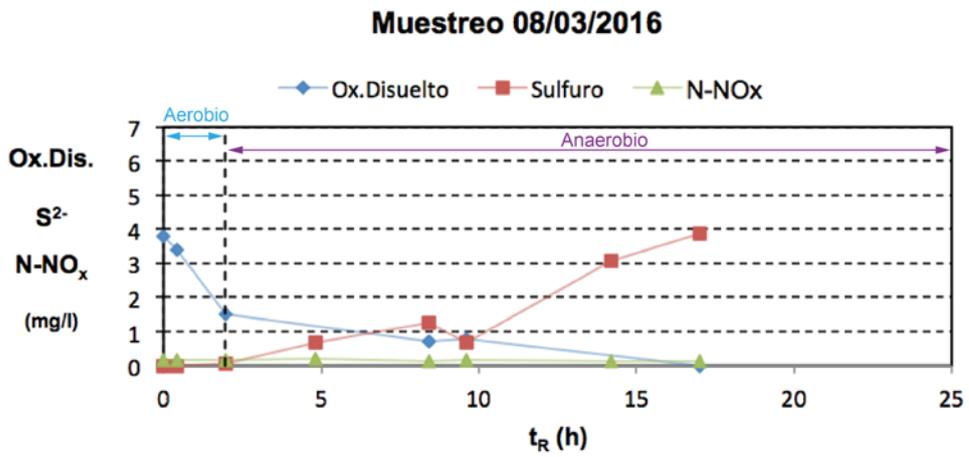


Figura 6.1: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

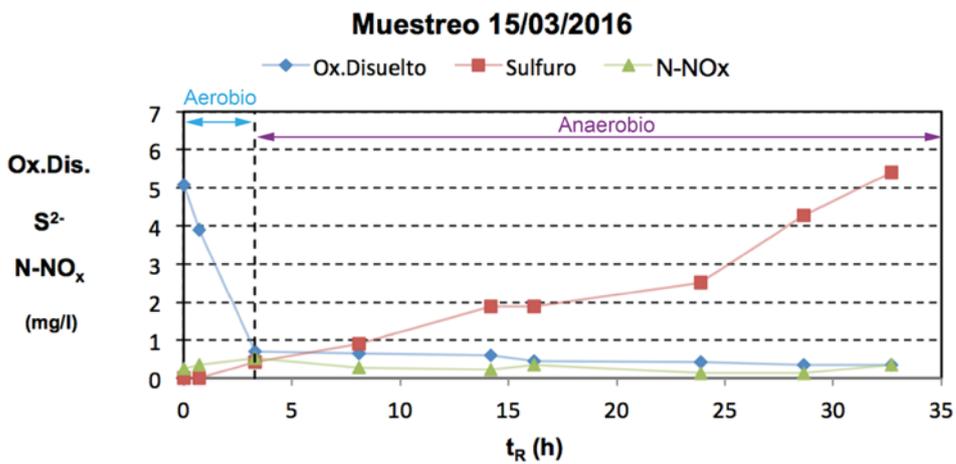


Figura 6.2: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

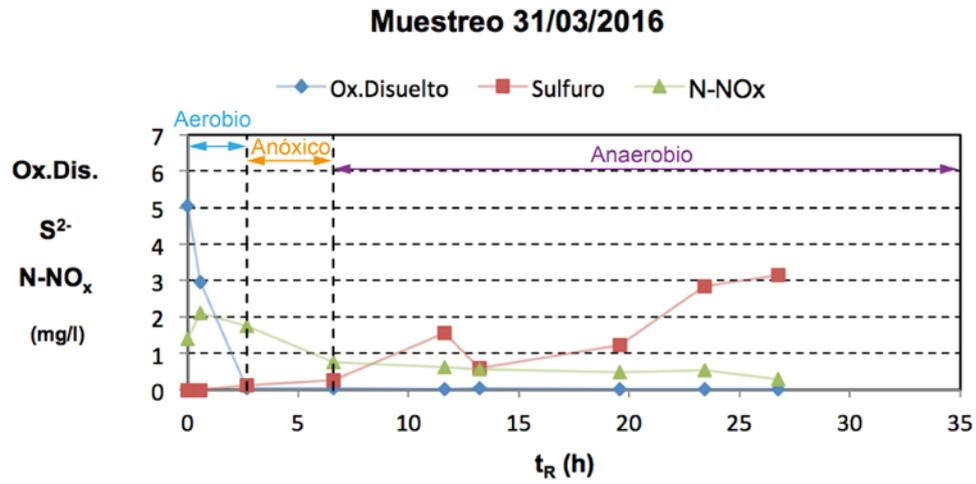


Figura 6.3: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

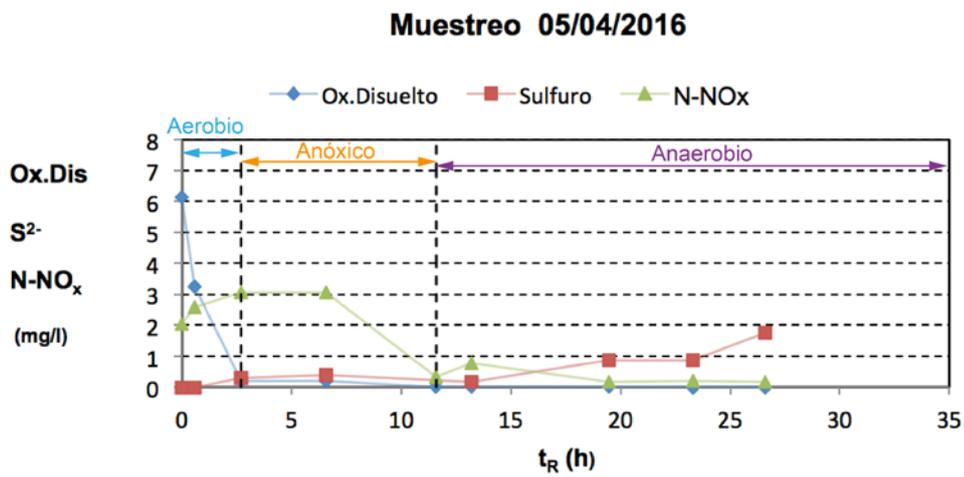


Figura 6.4: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

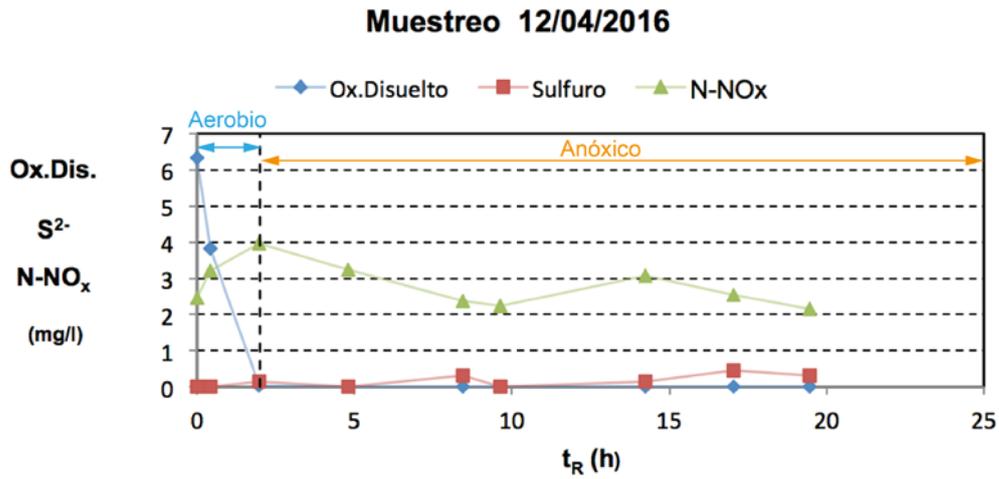


Figura 6.5: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

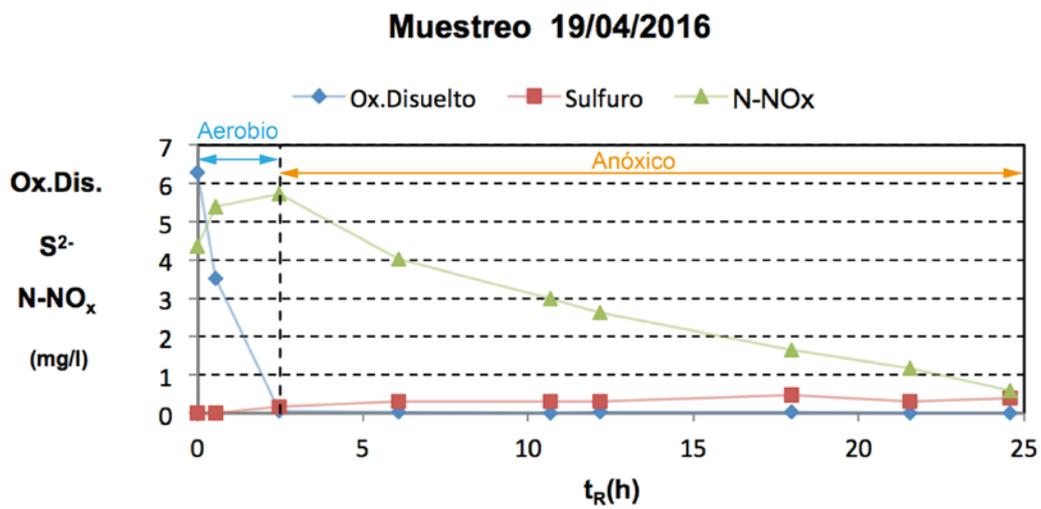


Figura 6.6: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

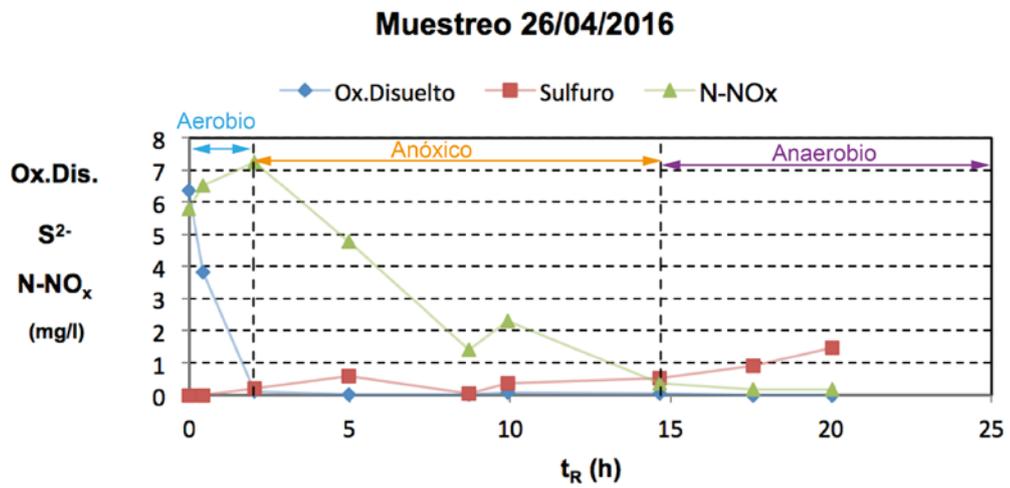


Figura 6.7: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

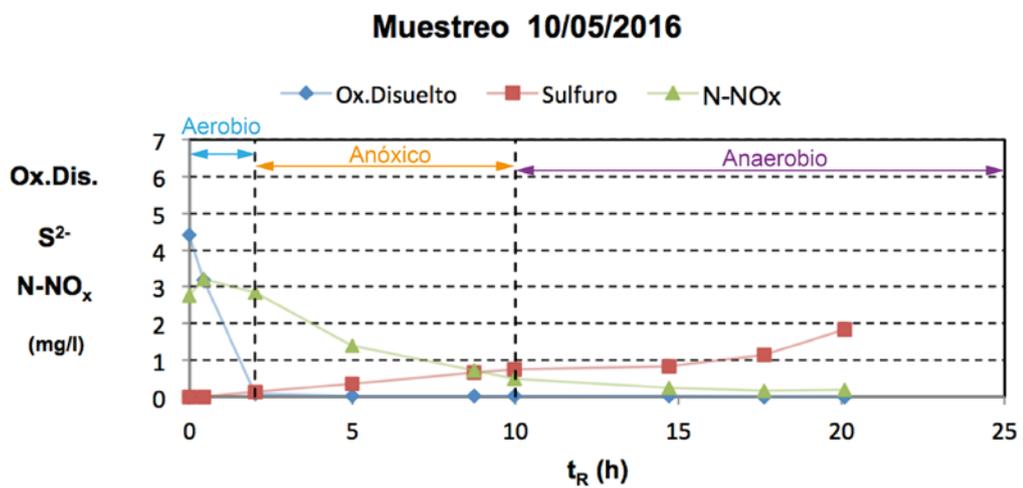


Figura 6.8: Evolución de OD, S²⁻ y N-NO_x a lo largo de la conducción

Se puede observar como al comienzo de la conducción de transporte, el agua depurada presenta una concentración de oxígeno disuelto comprendida entre 6,5 y 3,8 mg/l. Dado que la conducción circula completamente llena, el oxígeno se consume rápidamente en el tramo inicial de la conducción, de forma que en la mayoría de los muestreos, en el tercer punto de toma de muestra (Barranco Hondo, tiempo de residencia promedio de 2,4 h), la concentración está por debajo de 0,2 mg/l. Así, en todas las Figuras se puede observar un tramo corto inicial *aerobio*.

En los 3 primeros muestreos (mayor contenido de materia orgánica del agua y muy bajo contenido de N-NO_x, Figuras 6.1 – 6.3), las *condiciones anóxicas* son inexistentes, o aparecen durante un corto periodo (sólo en el muestreo del 31 de marzo) debido a la existencia de una pequeña cantidad de N-NO_x producidos durante una breve nitrificación en el tramo aerobio.

En los siguientes 5 muestreos (Figuras 6.4 – 6.8), a la salida del depósito de El Tablero, el agua presenta un menor contenido de materia orgánica del agua y una significativa concentración de N-NO_x (principalmente nitritos). Así, tras el consumo del oxígeno, aparece un tramo anóxico, debido a la existencia de N-NO_x en el agua depurada que se transporta. En algunos muestreos también se observa una pequeña nitrificación en el tramo aerobio de la conducción, lo cual es una contribución adicional a la concentración de N-NO_x ya presentes a la salida del depósito de El Tablero. Llama la atención los muestreos realizados los días 12 y 19 de abril en que las condiciones anóxicas se mantienen hasta el final de la conducción.

Las *condiciones anaerobias* aparecen una vez se han consumido tanto el oxígeno disuelto como los N-NO_x. El tramo anaerobio es más largo en los 3 primeros muestreos correspondientes a mayor carga orgánica (Figuras 6.1 – 6.3), en los cuales no hay tramo anóxico (o es muy corto). En el tramo anaerobio se observa la aparición de un proceso de generación de sulfuro, cuya intensidad va a depender principalmente del contenido en materia orgánica del agua. En los muestreos correspondientes a menor carga orgánica y mayor contenido de N-NO_x (Figuras 6.4 - 6.8), se observa como el tramo anaerobio es más corto o incluso no existe, de manera que la generación de sulfuro es muchísimo menor. Por tanto, con la

presencia de nitritos en el agua depurada al comienzo de la conducción se consigue retrasar la aparición de las condiciones anaerobias, y disminuir la generación de sulfuro en la conducción de transporte.

6.2.2. Procesos de nitrificación/desnitrificación a lo largo de la conducción de transporte

Las Figuras 6.9 – 6.16 muestran la evolución del N-NO₂ y N-NO₃ en cada uno de los muestreos realizados a lo largo de la conducción de transporte.

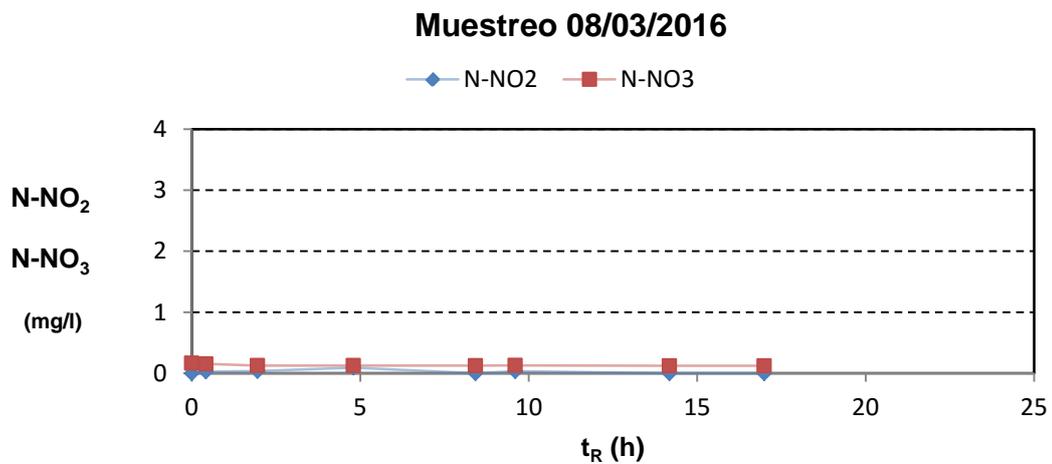


Figura 6.9: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

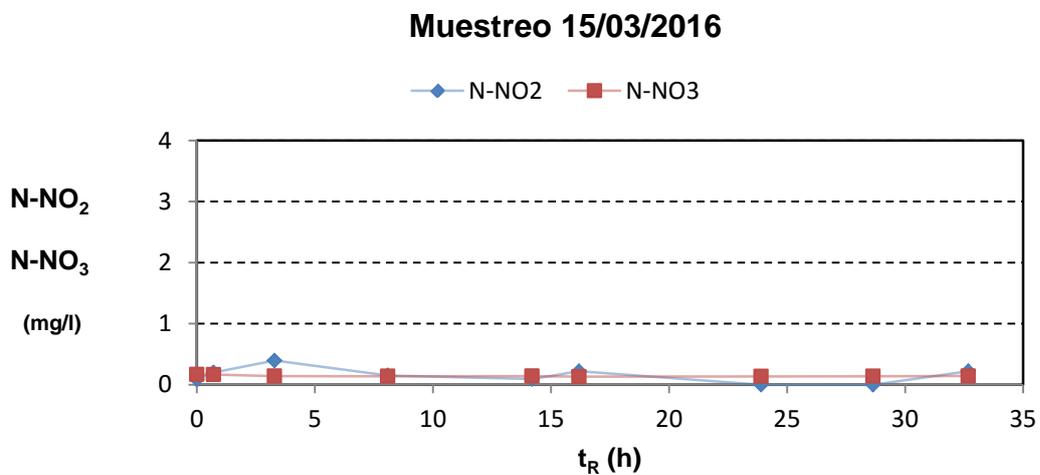


Figura 6.10: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

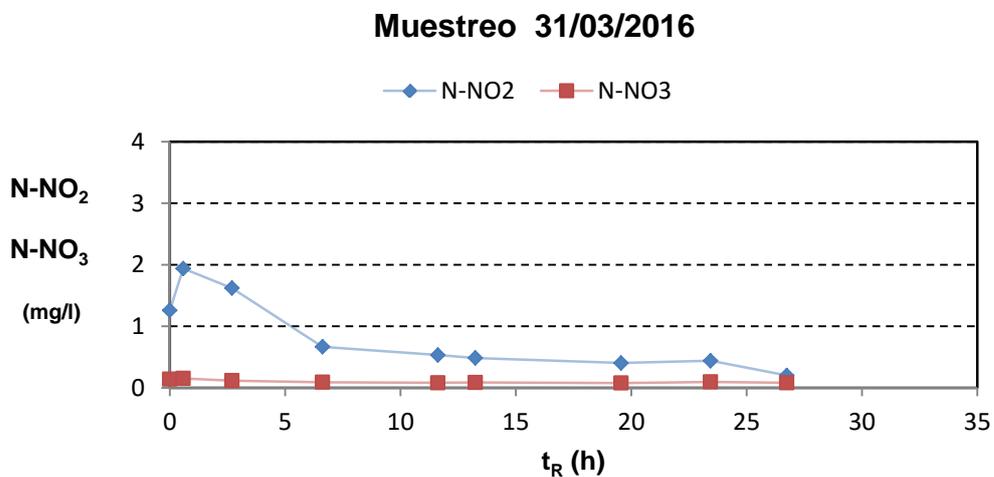


Figura 6.11: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

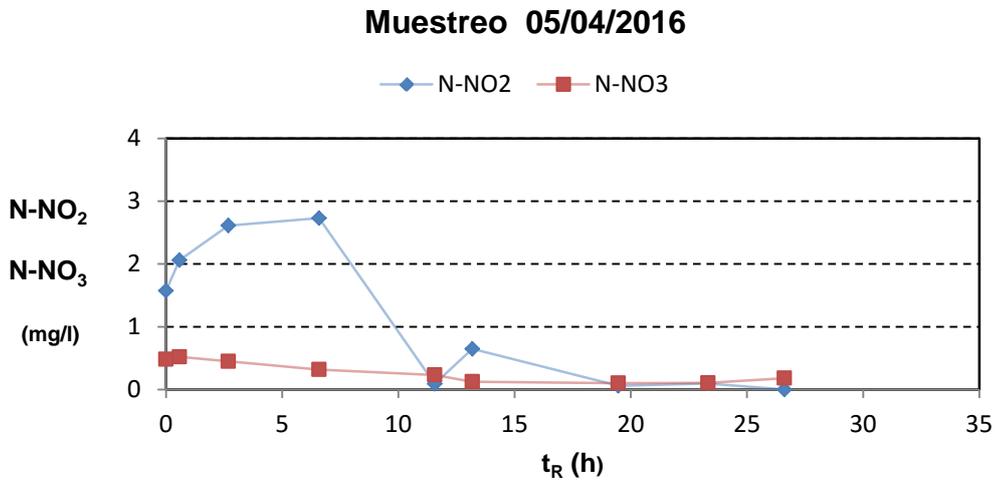


Figura 6.12: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

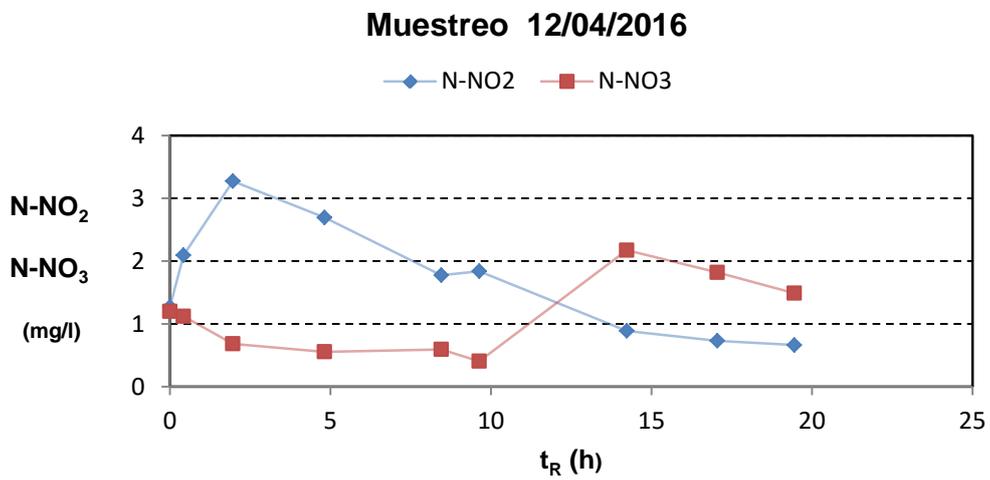


Figura 6.13: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

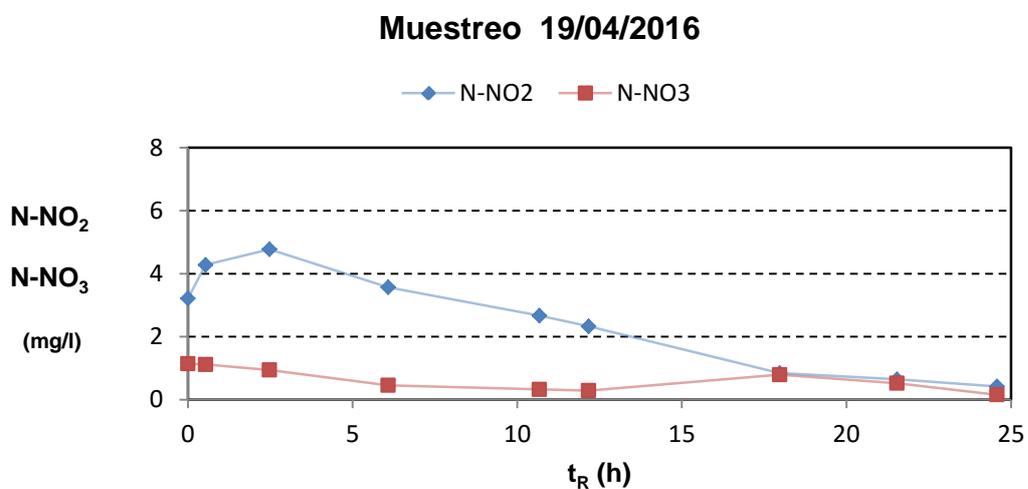


Figura 6.14: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

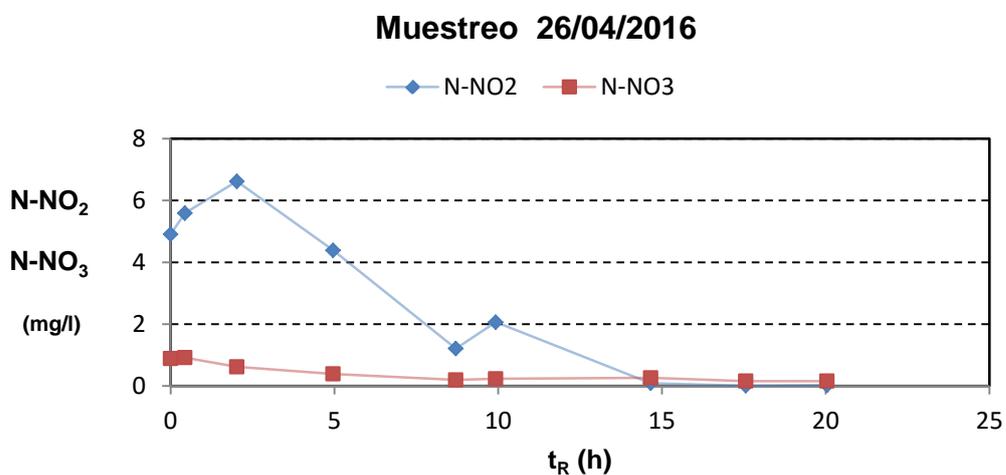


Figura 6.15: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

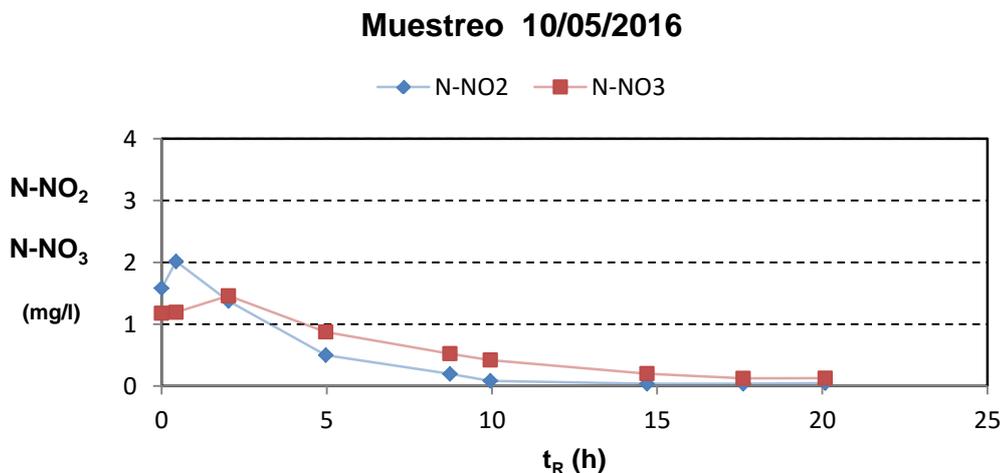


Figura 6.16: Evolución de N-NO₂ y N-NO₃ a lo largo de la conducción

En la mayoría de los muestreos realizados se observa una pequeña nitrificación en el tramo inicial aerobio de la conducción, seguida de una desnitrificación. En la Tabla 6.9 se presenta el aumento de N-NO_x experimentado durante la nitrificación (tramo aerobio) junto al consumo de los mismos registrado durante la desnitrificación (tramo anóxico).

Fecha	Nitrificación $\Delta N-NO_x$ (mg/l)	Desnitrificación $\Delta N-NO_x$ (mg/l)
08/03/2016	0,0	0,0
15/03/2016	0,2	0,0
31/03/2016	0,7	0,9
05/04/2016	1,0	2,3
12/04/2016	1,5	1,0
19/04/2016	1,3	5,1
26/04/2016	1,4	6,8
10/05/2016	0,0	2,1
Valor medio	0,8	2,3
Desviación Estándar	0,6	2,3

Tabla 6.9: Producción y consumo de N-NO_x en tramos aerobio y anóxico, respectivamente, en la conducción de transporte

Como se puede ver en la Tabla 6.9, el proceso de nitrificación es ligeramente mayor en los experimentos correspondientes a menor carga orgánica (muestreos a partir del 5 de abril), ya que la nitrificación se ve favorecida cuando el agua residual presenta una baja concentración de materia orgánica (Álvarez Díaz *et al.*, 2006). Asimismo, este pequeño proceso de nitrificación es parcial, es decir, queda limitada a la etapa de formación de nitritos (nitritación). En cualquier caso, la concentración de N-NOx (principalmente nitrito) que se genera en este tramo no supera los 1,5 mg/l N-NOx.

A pesar de que en el tramo aerobio, la nitrificación que ha tenido lugar es bastante baja, sí que se ha producido un importante proceso de desnitrificación en la mayoría de los experimentos, especialmente en los 5 muestreos realizados con baja carga orgánica y significativo contenido de N-NOx, debido a que la existencia de una considerable concentración de N-NOx (principalmente nitritos), al comienzo de la conducción de transporte.

Resulta notable la reducción de N-NOx en los muestreos realizados el 19 y 26 de abril, y llama la atención que en los muestreos del 12 y 19 de abril no llegan a aparecer condiciones anaerobias en la conducción, ya que la desnitrificación que se produce no llega a ser completa.

La velocidad a la que se consume el nitrato (desnitrificación) depende, fundamentalmente, de la temperatura, la concentración de materia orgánica, N-NOx y la relación existente entre ambos (Abeling y Seyfried, 1992; Lefevre *et al.*, 1993). En el sistema en estudio la temperatura del agua está comprendida entre 20-23°C, que es el intervalo de temperatura óptimo para la desnitrificación (esta variación de temperatura no afecta en gran medida a la velocidad de desnitrificación). De esta forma, el parámetro que juega un papel más importante en la velocidad de desnitrificación es el contenido de materia orgánica fácilmente asimilable (Æsøy *et al.*, 1997; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2005).

Dado que el agua que se transporta es depurada, procedente de un tratamiento terciario, con una baja concentración de materia orgánica (inferior a 100 mg/l DQO, en los muestreos en los que ha habido desnitrificación), el proceso de desnitrificación que se produce es relativamente lento, y se extiende a lo largo de un

tramo considerablemente largo de la conducción. Los muestreos en los que la desnitrificación no llega a ser completa (12 y 19 de abril) son los muestreos con concentración más baja de materia orgánica (Tablas 5.13 y 5.14).

De la misma forma que cuando se produce una pequeña nitrificación, ésta se limita a la etapa de nitrificación, también, durante la desnitrificación, el consumo principal se produce en el N-NO₂, ya que la desnitrificación vía nitrito requiere menor carga orgánica que la desnitrificación vía nitrato (Æsøy *et al.*, 1997; Rodríguez-Gómez *et al.*, 2005). En las Figuras 6.9 - 6.16 se puede observar como la disminución en la concentración de N-NO₂ es notable en todo el periodo mientras que la concentración de N-NO₃ se mantiene prácticamente constante en todo el proceso.

6.2.3. Generación de sulfuro

En las Figuras 6.1 - 6.8 se observa como en el tramo anaerobio de la conducción de transporte tiene lugar un proceso de generación de sulfuro, que va a depender principalmente de la concentración de materia orgánica, ya que el resto de parámetros que influyen en la generación de sulfuro se mantienen bastante constantes (existencia de condiciones anaerobias, concentración de SO₄²⁻ en exceso, superior a 10 mg/l, temperatura en el rango de 20 - 23°C, y ausencia de sustancias oxidantes).

Varios estudios realizados afirman que la concentración de sulfato no afecta a la velocidad de generación de sulfuro, a concentraciones superiores de 10-20 mg/l de SO₄²⁻ (Pomeroy, 1974; Nielsen *et al.*, 1992). Por tanto, en las condiciones de trabajo la concentración de sulfato no va a influir en la velocidad de formación de sulfuro, puesto que se encuentra en concentraciones siempre superiores a 45 mg/l.

Se ha observado generación de sulfuro apreciable en seis de los ocho muestreos realizados. Como era de esperar, han sido los dos muestreos en los que

no han aparecido condiciones anaerobias (12 y 19 de abril), aquellos en los que obviamente no ha habido generación de sulfuro.

En las Figuras 6.1 - 6.8 se puede observar cómo la generación de sulfuro comienza cuando aparecen las condiciones anaerobias, y se puede considerar como despreciable la concentración de oxígeno y de N-NOx en el agua. Se debe tener en cuenta que los procesos que se producen durante el transporte del agua depurada tienen lugar principalmente en la película biológica adherida a la superficie interna de la conducción, en la cual la concentración de oxígeno o de N-NOx es muy inferior a la que puede existir en el seno del agua. Así, se puede considerar que se tienen condiciones anaerobias cuando la concentración de N-NOx es inferior a 0,5 mg/l.

Como ya se ha indicado anteriormente, la existencia de un tramo anóxico en los experimentos realizados a partir del 31 de marzo ha hecho que el tramo anaerobio sea más corto que en condiciones ordinarias de transporte en ausencia de N-NOx al comienzo de la conducción. En los 6 muestreos en los que ha habido generación de sulfuro se han alcanzado concentraciones del mismo al final de la conducción comprendidas entre 5,4 y 1,5 mg/l. Estas concentraciones son relativamente elevadas, de manera que deberían intentar reducir su valor, debido al carácter tanto tóxico como corrosivo del sulfuro de hidrógeno.

Se ha calculado la velocidad de generación de sulfuro en cada uno de los muestreos realizados, a partir de la pendiente de la recta del tramo de aumento de S^{2-} . Estos datos se presentan en la Tabla 6.10, junto con los valores medios de temperatura y DQO_T en los tramos anaerobios de cada muestreo. Dado que la generación de sulfuro se produce en la película biológica del interior de la conducción, la velocidad de generación de sulfuro se expresa por unidad de superficie, en vez de por unidad de volumen. Para ello simplemente hay que tener en cuenta la relación A/V de la conducción ($6,67 \text{ m}^2/\text{m}^3$).

Fecha	r, Velocidad generación (gS²/m².h)	DQO_T media (tramo anaerobio) (mg/l)	DQO_S media (tramo anaerobio) (mg/l)	T_{media} (tramo anaerobio) (°C)
08/03/2016	0,042	143	99	21,0
15/03/2016	0,026	110	86	22,0
31/03/2016	0,021	88	72	21,8
05/04/2016	0,017	77	53	22,3
12/04/2016	-	-	-	-
19/04/2016	-	-	-	-
26/04/2016	0,017	74	47	23,4
10/05/2016	0,014	83	72	23,0

Tabla 6.10: Velocidades experimentales de generación de sulfuro

Como era de esperar, y teniendo en cuenta que el SO_4^{2-} está en exceso y que la temperatura se encuentra comprendida en un intervalo corto (21-23°C), la variable que va a influir en la generación de sulfuro es el contenido de materia orgánica, como se puede ver en la Tabla 6.10 y en las Figuras 6.17 y 6.18, donde se ha representado la velocidad de generación de sulfuro frente a la DQO_T y DQO_S, observándose una tendencia claramente creciente entre la velocidad de generación de sulfuro y la concentración de materia orgánica.

Velocidad de generación de sulfuro frente DQO_T

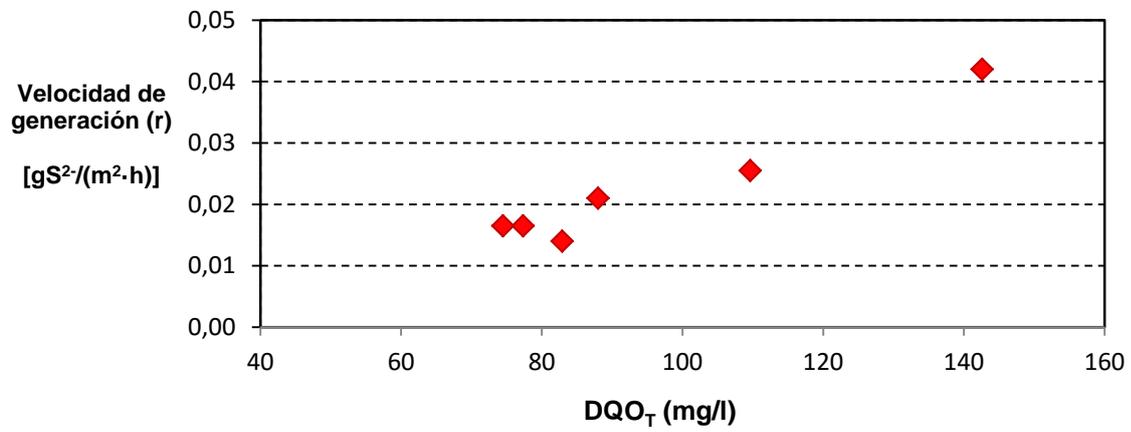


Figura 6.17: Velocidades experimentales de generación de sulfuro frente DQO_T

Velocidad de generación de sulfuro frente DQO_S

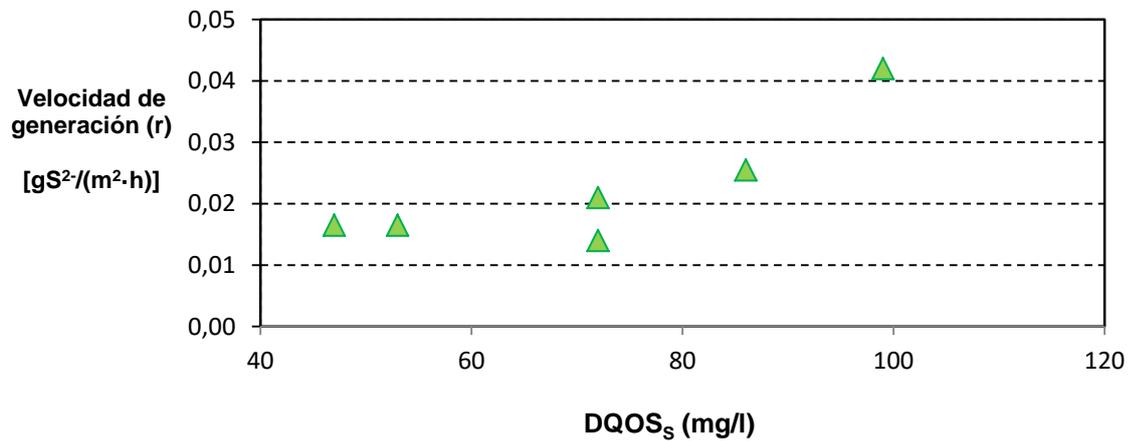


Figura 6.18: Velocidades experimentales de generación de sulfuro frente DQO_S

Generación de sulfuro experimental y según las ecuaciones de predicción propuestas para el sistema de transporte

Existen varias ecuaciones de predicción de generación de sulfuro propuestas por diferentes autores para sistemas de transporte de aguas residuales brutas (Hernández Domínguez, 2005), en las que las concentraciones de materia orgánica son considerablemente mayores que las de un agua depurada. En la bibliografía no existen ecuaciones de predicción de generación de sulfuro para aguas residuales depuradas o con baja concentración de materia orgánica, salvo la desarrollada en la conducción de transporte de agua depurada objeto del presente estudio propuesta por Elmaleh *et. al.*, (1998). Así, parece conveniente realizar una comparación entre la generación de sulfuro medida experimentalmente en este estudio con la generación de sulfuro pronosticada por la ecuación de predicción de Elmaleh *et. al.*, (1998).

$$S^{2-} = 5,2 \cdot 10^{-6} \cdot DQO_T^{1,9} \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot \frac{A}{V} \cdot t_R \quad (6.1)$$

$$S^{2-} = 2,5 \cdot 10^{-6} \cdot DQO_s^{2,1} \cdot 1,07^{(T-20)} \cdot \frac{A}{V} \cdot t_R \quad (6.2)$$

Donde:

S^{2-} = Concentración de sulfuro, mg/l (g/m^3).

DQO_T = Demanda Química de Oxígeno Total, mg/l (g/m^3).

DQO_s = Demanda Química de Oxígeno Soluble, mg/l (g/m^3).

T = Temperatura, °C.

A = Área de la conducción de transporte, m^2 .

V = Volumen de la conducción de transporte, m^3 .

t_R = Tiempo de residencia anaerobio, (h).

En las Figuras 6.19 - 6.24 se presenta la generación de sulfuro experimental y la generación de sulfuro de acuerdo a la ecuación de predicción de Elmaleh *et. al.*, (1998).

Para aplicar la ecuación de predicción a cada uno de los muestreos realizados se ha utilizado el tiempo de residencia anaerobio, el valor medio de DQO_T y DQO_S en el tramo anaerobio, y la temperatura medida en cada punto de muestreo para dicho tramo.

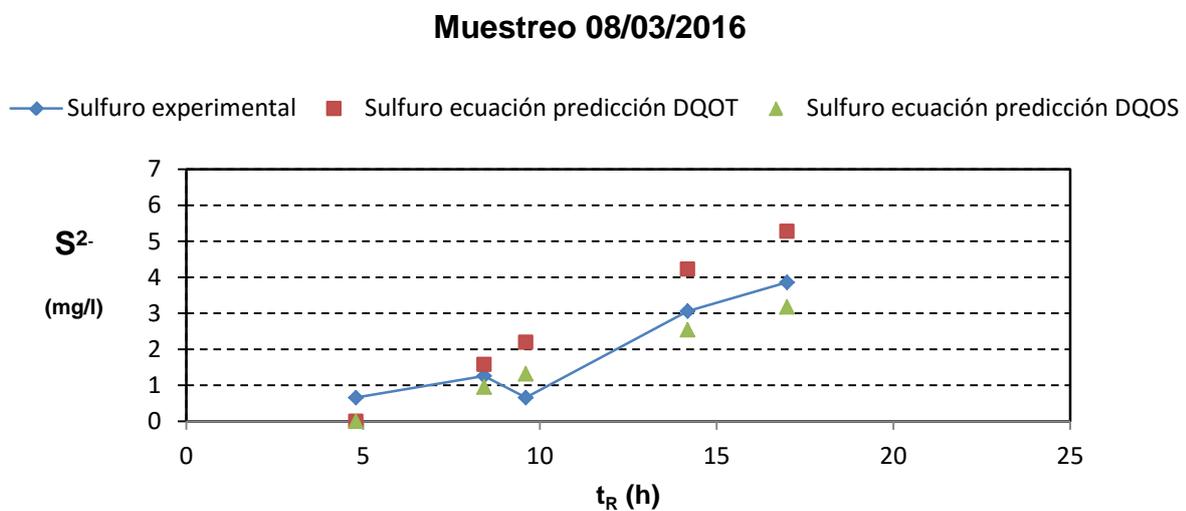


Figura 6.19: Generación de sulfuro experimental y según las ecuaciones de predicción

Muestreo 15/03/2016

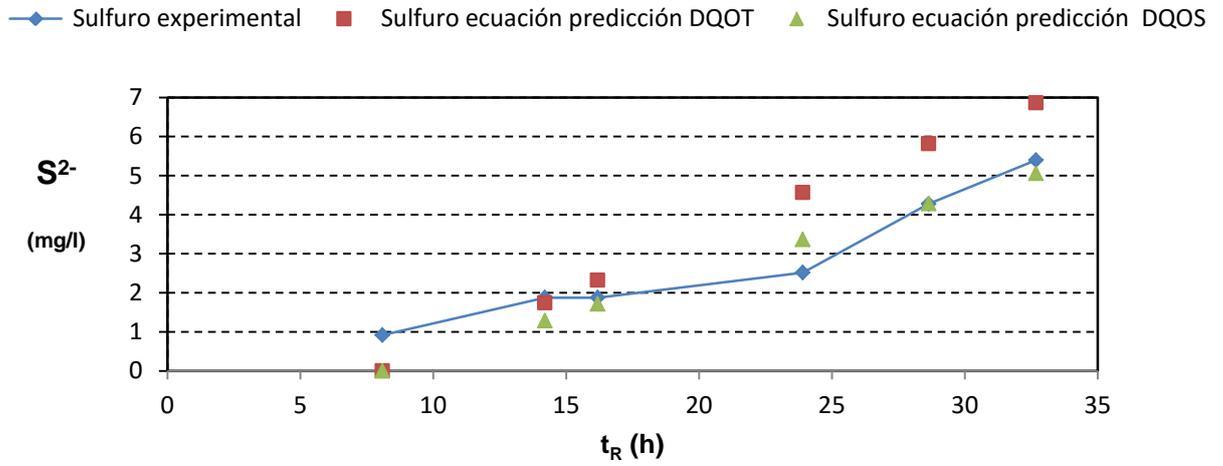


Figura 6.20: Generación de sulfuro experimental y según las ecuaciones de predicción

Muestreo 31/03/2016

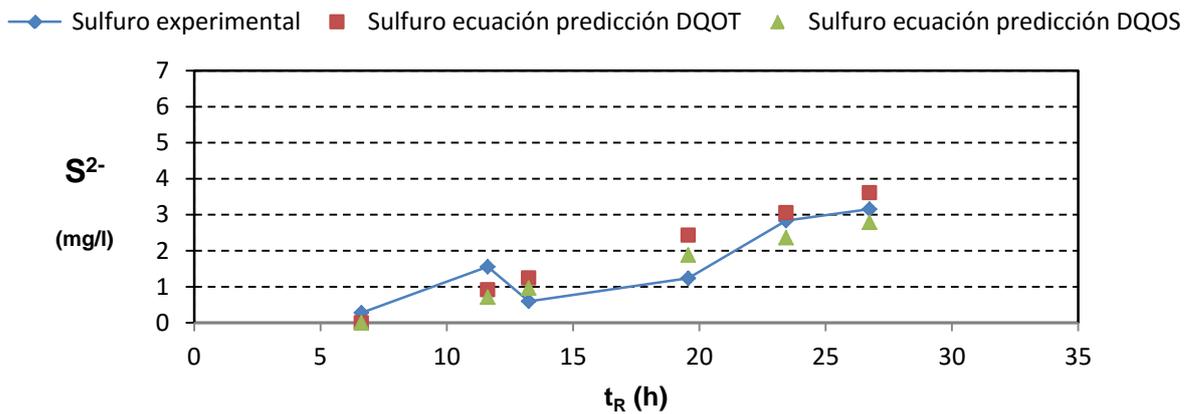


Figura 6.21: Generación de sulfuro experimental y según las ecuaciones de predicción

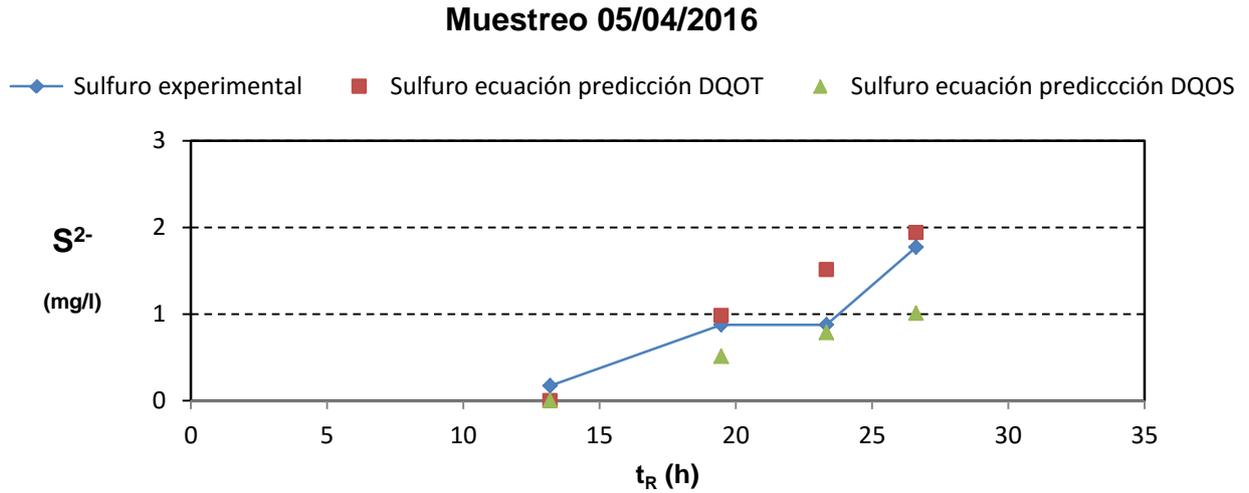


Figura 6.22: Generación de sulfuro experimental y según las ecuaciones de predicción

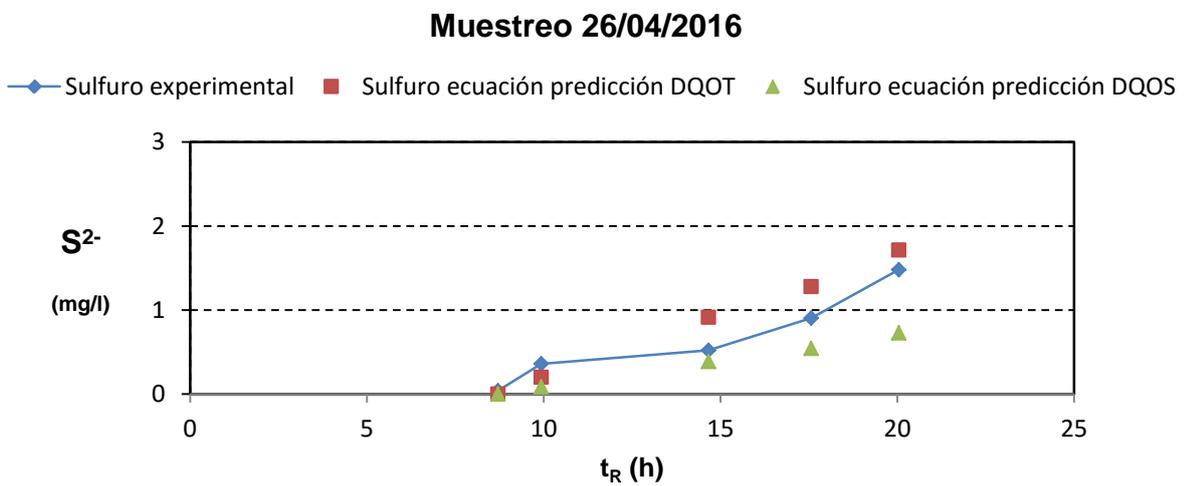


Figura 6.23: Generación de sulfuro experimental y según las ecuaciones de predicción

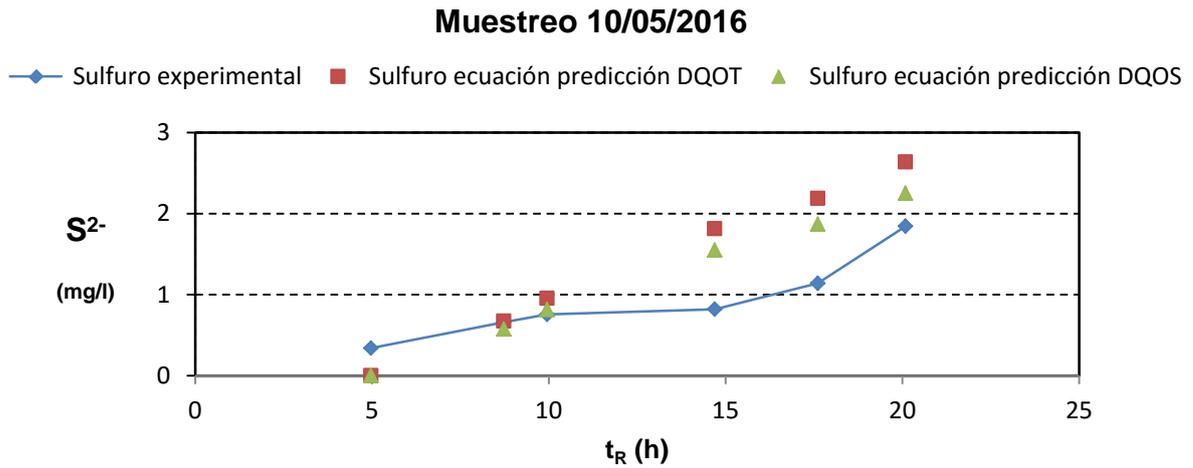


Figura 6.24: Generación de sulfuro experimental y según las ecuaciones de predicción

En las Figuras 6.26 – 6.31 se puede observar cómo los datos pronosticados por la ecuación de predicción se ajustan bastante bien a los datos experimentales, encontrándose, en la mayoría de los casos, la concentración experimental entre los valores a partir de las dos ecuaciones de predicción. La diferencia entre los valores experimentales y los predichos es menor de 0,5 mg/l en la mayoría de los casos. Sólo en los 2 muestreos realizados con mayor concentración de materia orgánica es donde la diferencia entre el valor predicho y el experimental es mayor (superior a 1 mg/l). Así, los resultados obtenidos confirman la validez de las ecuaciones de predicción de generación de sulfuro propuestas por Elmaleh *et al.* (1998).

6.2.4. Otros parámetros

Entre el resto de parámetros físico-químicos que se han determinado en las muestras de agua, que hayan experimentado algún tipo de transformación durante el transporte del agua, merece la pena analizar los parámetros relacionados con el contenido de materia orgánica del agua (DQO_T , DQO_S y SST) y el pH.

Materia orgánica

Se ha analizado la evolución de la DQO (total y soluble) y los SST en los diferentes muestreos realizados y no se ha observado una tendencia clara de disminución en ninguno de los tramos en los que se clasificó el transporte del agua: aerobio, anóxico, anaerobio.

A título de ejemplo se muestra la evolución de DQO_T , DQO_S , turbidez y sólidos suspendidos totales (SST), a lo largo de la conducción de transporte en uno de los muestreos realizados con alta carga orgánica (08/03/2016), y en otro correspondiente al transporte en condiciones de baja carga orgánica (19/04/2016). Como se puede ver, los parámetros representados no experimentan un cambio significativo.

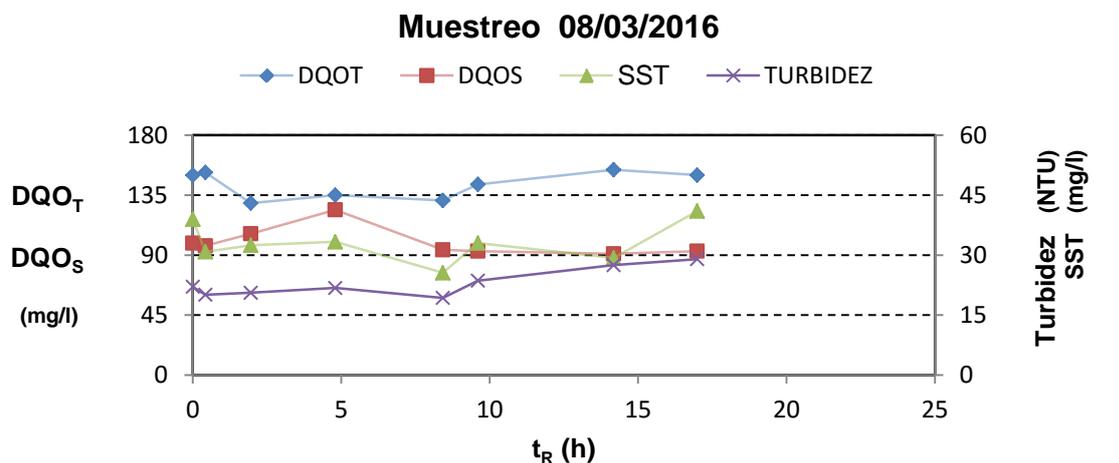


Figura 6.25: Evolución de DQO_T , DQO_S , turbidez y SST a lo largo de la conducción

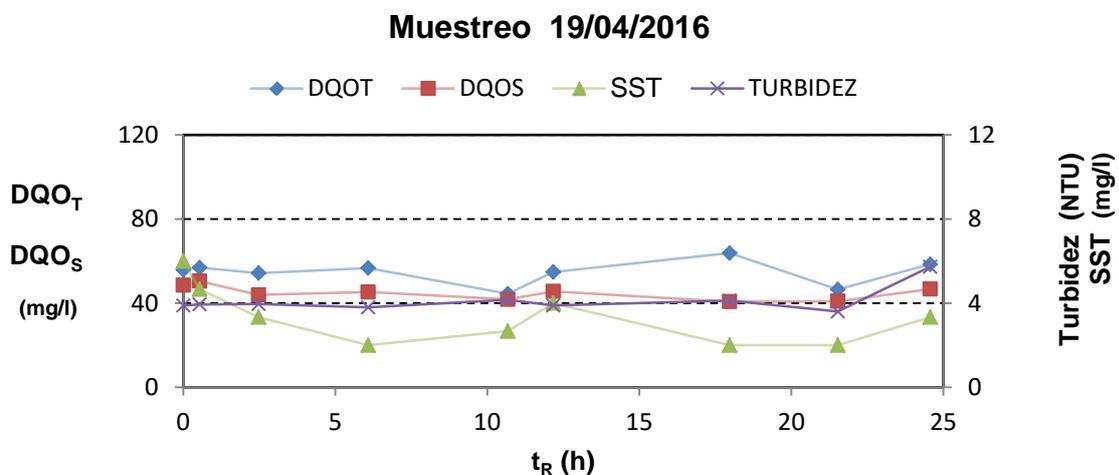


Figura 6.26: Evolución de DQO_T , DQO_S , turbidez y SST a lo largo de la conducción

pH

Las Figuras 6.27 – 6.34 muestran la evolución a lo largo de la tubería del pH en cada uno de los periodos estudiados.

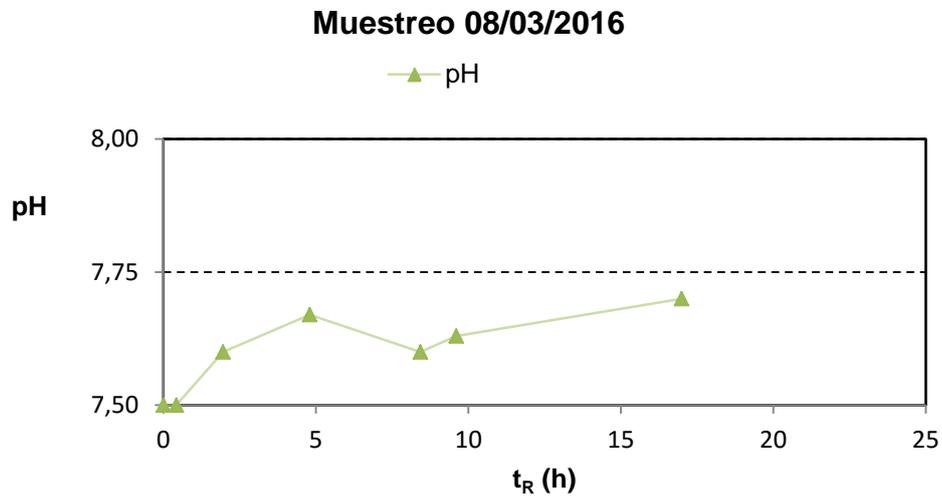


Figura 6.27: Evolución del pH a lo largo de la conducción

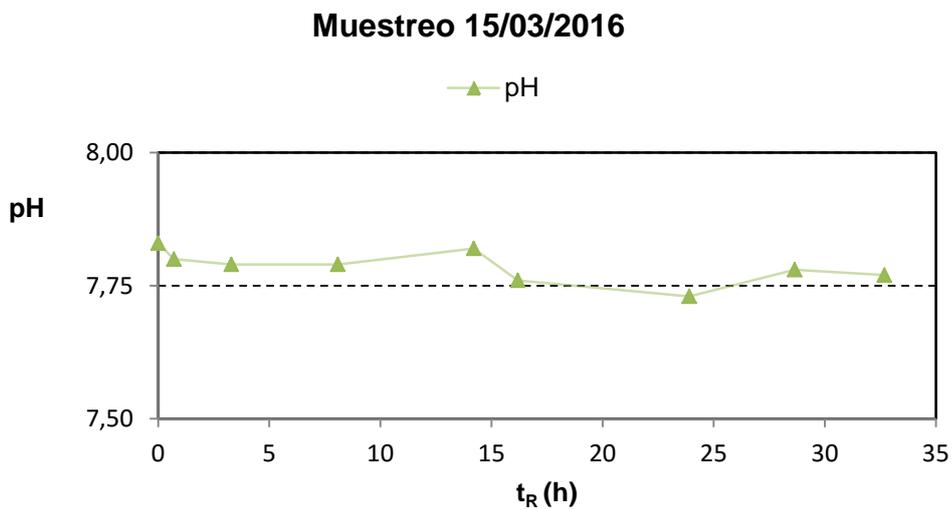


Figura 6.28: Evolución del pH a lo largo de la conducción

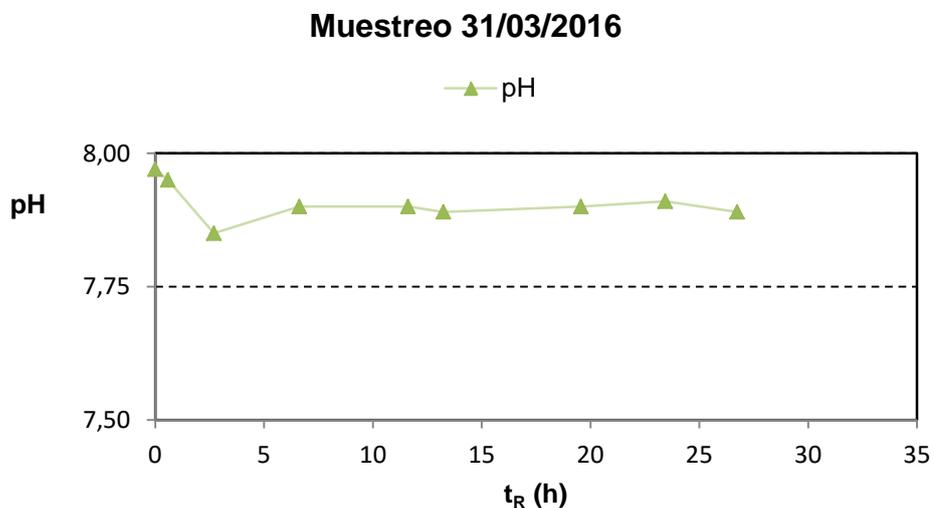


Figura 6.29: Evolución del pH a lo largo de la conducción

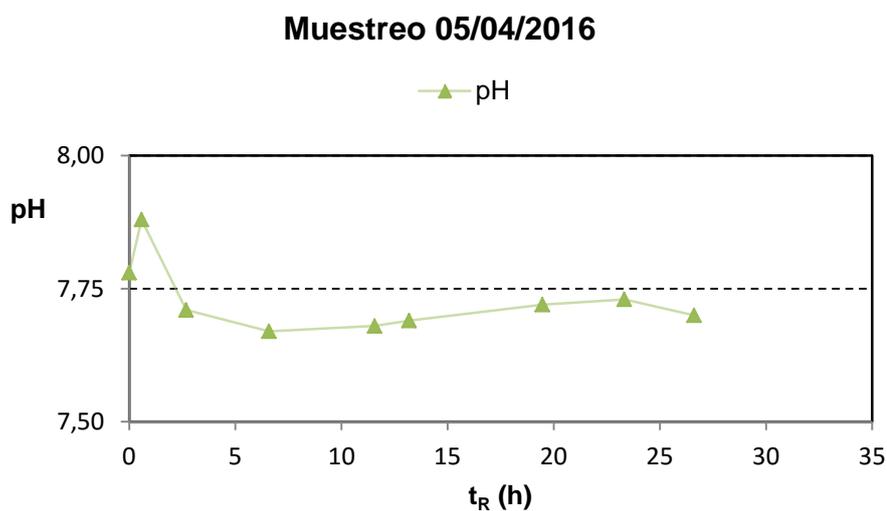


Figura 6. 30: Evolución del pH a lo largo de la conducción

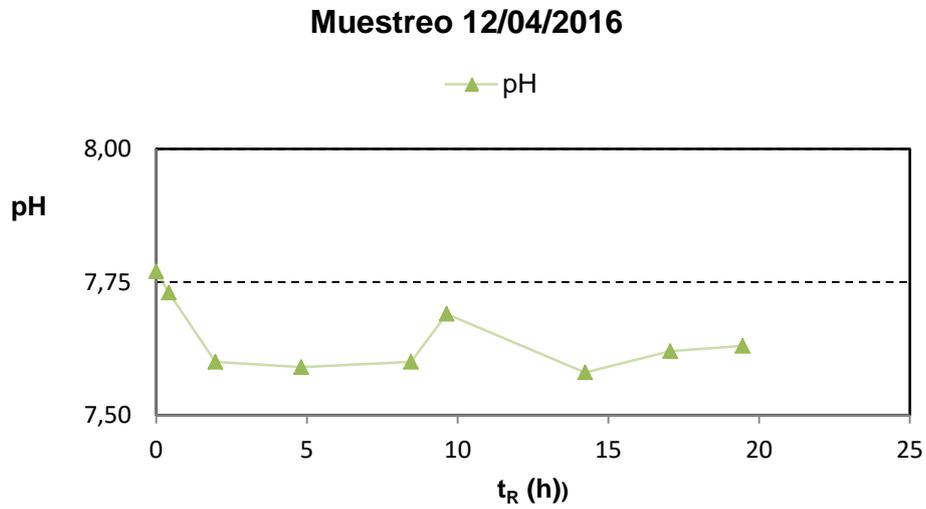


Figura 6.31: Evolución del pH a lo largo de la conducción

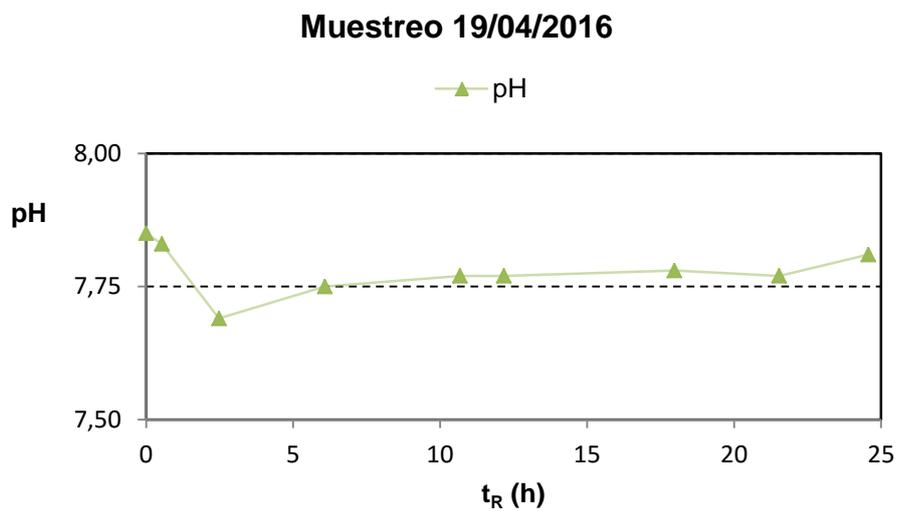


Figura 6.32: Evolución del pH a lo largo de la conducción

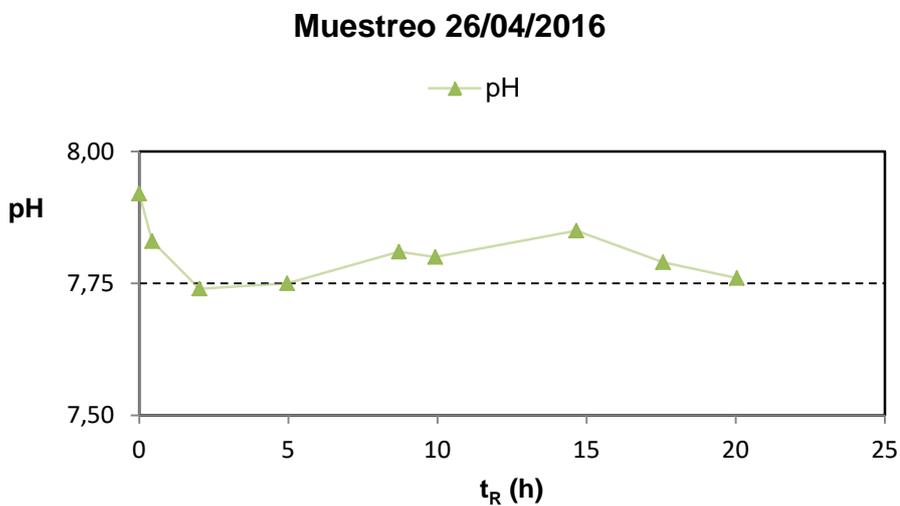


Figura 6.33: Evolución del pH a lo largo de la conducción

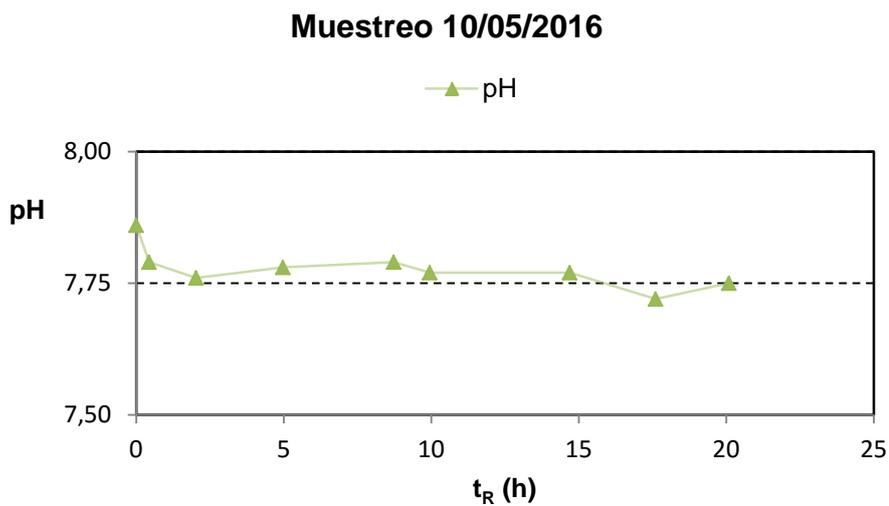


Figura 6.34: Evolución del pH a lo largo de la conducción

Se observa como el pH experimenta un comportamiento muy similar en los muestreos realizados a partir del 31 de marzo, y especialmente a partir del 5 de abril. Este comportamiento consiste en una pequeña disminución en el tramo inicial de la conducción, seguido de un ligero aumento que se prolonga durante el resto del transporte. Este fenómeno no se aprecia en los 2 primeros muestreos. Este comportamiento está directamente relacionado con el proceso de nitrificación-desnitrificación que se produce en la conducción. Durante la nitrificación (proceso autótrofo) las bacterias nitrificantes consumen carbonatos y bicarbonatos como fuente de carbono, de manera que disminuye la alcalinidad del agua (disminuye el pH). Y posteriormente, durante el proceso de desnitrificación aumenta ligeramente la concentración de carbonatos y bicarbonatos, con lo que se produce un aumento del pH. En los 2 primeros muestreos no hubo nitrificación-desnitrificación, y sí la hubo en los restantes.

7. Conclusiones

7. Conclusiones

1. En el estudio realizado, tanto en los filtros Dualsand como en la conducción de transporte por gravedad, el agua depurada ha presentado dos calidades diferentes desde el punto de vista del contenido de materia orgánica: mayor carga orgánica (DQO total entre 145-163 mg/l a la entrada de los filtros y 100-150 mg/l al comienzo de la conducción de transporte) y menor carga orgánica (DQO total entre 77-95 mg/l a la entrada de los filtros y 48-79 mg/l al comienzo de la conducción de transporte), que tiene una influencia clara en los procesos que transcurren tanto en los filtros Dualsand como en la conducción de transporte.
2. En el proceso de filtración Dualsand se produce una reducción importante de los SST (64%). Asimismo ha tenido lugar una disminución significativa de la turbidez (27%) y de los parámetros indicadores de materia orgánica que incluyen la fracción particulada (DQO_T 17% y DBO₅ 32%). La DQO_S es el parámetro que menor reducción experimenta (10%), debido a que en la filtración no se elimina materia orgánica soluble. Estas reducciones son menores que las esperadas en un sistema de filtración como el estudiado de acuerdo a la bibliografía, debido probablemente a que no se ha utilizado ningún coagulante en el proceso.
3. En los filtros Dualsand también se ha observado un proceso de nitrificación parcial (nitritación) favorecido por la presencia de oxígeno en el interior de los filtros y en condiciones de baja carga orgánica, alcanzándose incrementos N-NO₂ de hasta 3,4 mg/l en uno de los muestreos. En todos los muestreos la producción de N-NO₃ ha sido nula.
4. A la salida del depósito de El Tablero el agua depurada presenta una significativa concentración de oxígeno disuelto (entre 3,8 y 6,5 mg/l), debido a que el paso del agua se produce a través de una arqueta abierta en la que existe una elevada turbulencia. Esta concentración de oxígeno disminuye rápidamente en el tramo inicial de la conducción, existiendo en todos los muestreos un tramo corto inicial aerobio.

5. En la mayoría de los muestreos realizados en la conducción de transporte se observa una ligera nitrificación en el tramo inicial aerobio de la misma. Este proceso de nitrificación queda limitado a la etapa de formación de nitritos (nitritación). La concentración de N-NO_x que se genera en este tramo no supera los 1,5 mg/l.
6. Una vez se ha consumido el oxígeno disuelto en la conducción de transporte, en los experimentos de baja carga orgánica se observa un proceso de desnitrificación, debido a la existencia de una considerable concentración de N-NO_x (principalmente nitritos), al comienzo de la conducción, procedentes de los filtros Dualsand. El consumo de N-NO_x ha llegado a ser de hasta 6,8 mg/l en uno de los muestreos.
7. Esta desnitrificación, consistente en consumo de nitritos principalmente, se produce a baja velocidad, probablemente debido a la baja concentración de materia orgánica fácilmente asimilable disponible. Esto hace que el tramo anóxico sea largo, retrasando la aparición de condiciones anaerobias. En dos de los muestreos, este tramo anóxico llega hasta el final de la conducción, inhibiendo por completo la aparición de dichas condiciones.
8. Cuando aparecen las condiciones anaerobias tiene lugar un proceso de generación de sulfuro, cuya velocidad depende principalmente del contenido en materia orgánica del agua (medida como DQO_T o como DQO_S), ya que la temperatura varía muy poco y el sulfato se encuentra en exceso.
9. En los 6 muestreos en los que ha habido generación de sulfuro, las concentraciones que se han alcanzado al final de la conducción han estado comprendidas entre 1,5 y 5,4 mg/l, valores que se debería intentar reducir, debido a su carácter tanto tóxico como corrosivo.
10. Se ha comparado la generación de sulfuro experimental con la esperada de acuerdo a las ecuaciones de predicción en función de la DQO_T y DQO_S, propuestas por el grupo de Tratamiento y Reutilización de Aguas de la ULL, y se ha observado un buen ajuste entre los datos experimentales y los propuestos por

dichas ecuaciones, situándose los experimentales, entre los calculados a partir de las ecuaciones de predicción, en la mayoría de los casos. Los resultados obtenidos confirman la validez de las ecuaciones de predicción de generación de sulfuro propuestas por el grupo de investigación.

1. Conclusions

1. In this study, reclaimed wastewater showed two different qualities from the organic matter content point of view. This was observed at the Dualsand filters and also at the gravity pipeline system. These two qualities were: a higher organic matter load (COD of 145-163 mg/L at filters admission and 100-150 mg/L at pipeline inlet) and a lower organic matter load (COD of 77-95 mg/L at filters admission and 48-79 mg/L at pipeline inlet). These different conditions had a remarkable influence on processes occurring at filters and pipeline.
2. In Dualsand filtration, an important reduction in TSS (64%) and turbidity (27%) took place. Particulate organic matter also showed a notable decrease (COD_T 17% and BOD₅ 32%). COD_S had the lowest reduction (10%) because the filtration process does not reduce soluble organic matter. These reductions were lower than the expected, according to bibliography, probably due to the absence of a coagulation process during filtration.
3. A partial nitrification (nitritation) was observed at Dualsand filters. This was favoured by the presence of oxygen and by the low organic matter load conditions. A concentration of N-NO₂ up to 3.4 mg/L was achieved. No N-NO₃ production was detected.
4. At outlet of El Tablero reservoir, reclaimed wastewater showed a significant concentration of dissolved oxygen (3.8 - 6.5 mg/L). This could be explained by the presence of an open tank producing a high turbulence. This oxygen concentration was rapidly consumed in the initial stretch of the pipeline, leading to the existence of a short aerobic section in the pipeline in all experiments carried out.
5. In most experiments, a slight nitrification occurred at the aerobic initial section of the pipeline. This nitrification process was limited at the nitrite formation stage (nitritation). N-NO_x concentration generated in this stretch of the pipe was always lower than 1.5 mg/L.

6. Experiments involving low organic matter loads showed a denitrification process once oxygen was consumed. This phenomenon was possible due to a notable N-NO_x concentration (mainly nitrite) at the pipeline inlet coming from the Dualsand filters. The highest N-NO_x consumption was 6.8 mg/L in one experiment.
7. This denitrification (mainly nitrite consumption) occurs at low rate, probably because of low readily biodegradable organic matter concentration. This favours the existence of a large anoxic section and therefore delaying the appearance of anaerobic conditions. In two experiments anoxic conditions reached the end of the conduit, consequently fully inhibiting the anaerobic conditions.
8. In anaerobic conditions a sulfide generation process takes place, whose production rate mainly depends on the organic matter load (measured as COD_T or COD_S), as temperature varies slightly and sulfates are in excess.
9. In experiments with sulfide generation, concentration of sulfide at the end of the pipe showed values between 1.5 and 5.4 mg/L. These concentrations should be reduced due to sulfide's toxic and corrosive characteristics.
10. Sulfide experimental concentrations were compared with predicted concentrations according to sulfide forecasting equations proposed by Water Treatment and Reuse Research Group of ULL. A good fitting between experimental and calculated values was observed in all experiments. This confirms the validity of sulfide forecasting equations previously proposed by this group.

8. Bibliografía

8. Bibliografía

- Agua, Energía y Medioambiente, Servicios Integrales S.L.U. (AEMA); Ventajas y desventajas en la implantación de un Birreactor de Membranas para la depuración de las aguas residuales industriales. (www.aguasresiduales.info).
- Abeling, U; Seyfried, C.F. (1992); Anaerobic aerobic treatment of high strength ammonium wastewater nitrogen removal via nitrite. *Wat. Sci. Tech.*
- Acosta, R.S. (2008); Saneamiento ambiental e higiene de los alimentos. Editorial Brujas.
- Æsøy, A.; Storfjell, M.; Mellgren, L.; Helness, H.; Thorvaldsen, G.; Ødegaard, H.; Bentzen, G. (1997); A comparison of biofilm growth and water quality changes in sewers with anoxic and anaerobic (septic) conditions. *Wat. Sci. Tech.*
- Álvarez Díaz, M.; Rodríguez Gómez, L.E.; Hernández Domínguez, A.; Rodríguez Sevilla, J.; Marrero Hernández, M.C. (2006); Influence of organic matter in the nitrification-denitrification process in reclaimed wastewater. 6th ANQUE International Congress of Chemistry, Puerto de la Cruz, España.
- American Society of Civil Engineers (1989); Sulfide in Wastewater collection and treatment systems.
- Anthonisen, A.C.; Loehr, R.C., Prakasam T.B.S. y Srimath, E.G. (1976); Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J.WPCF*.
- APHA – AWWA - WPCF, (1992); Métodos Normalizados para Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ed. Díaz de Santos, Madrid, España.
- APHA, (2005); Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, American Public Health association/Water Environment Federation Washington. DC, USA.
- Aqualogy (2013); Experiencias en uso eficiente del agua; Congreso de salud ambiental. Aqualogy medio ambiente. España.
- BALTEN (2013); Realización de las funciones de operación, mantenimiento, y conservación de las instalaciones del sistema de reutilización. Tenerife, España.
- BALTEN; Memoria BALTEN 20 años (2008). Tenerife, España.
- Beccari, M.; Pascino, Ramadori, R. Y Tandoi V. (1980); Inhibitory effects on nitrification by typical compounds in coke plant. *Wastewater Envir. Lett.*

- Betlach, M. y J. Tiedje (1981); Kinetic explanation for accumulation of nitrite, nitric oxide and nitrous oxide during bacterial denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.*
- Boon, A.G. y Lister, A.R. (1975); Formation of Sulfide in rising main sewer and its prevention by injection of oxygen. *Prog. Wat. Tech.*
- Cervantes-Carrillo, F.; Pérez, J. y Gómez, J. (2000); Avances en la Eliminación Biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales. *Revista latinoamericana de Microbiología.*
- Delgado, S.; Álvarez, M., Rodríguez Gómez, L.E., Aguiar, E. y Elmaleh, S. (2001); How partial nitrification could improve reclaimed wastewater transport in long pipes. *Water Science Technology.*
- Delgado, S.; Álvarez, M., Rodríguez Gómez, L.E. y Aguiar, E. (1998); H₂S generation in a reclaimed urban wastewater pipe. case study: Tenerife (Spain). *Sciencedirect. España.*
- Delgado, S.; Alvarez, M.; Rodríguez-Gómez, L.E.; Elmaleh, S. (2004); Transportation of reclaimed wastewater through a long pipe: Inhibition of sulphide production by nitrite from the secondary treatment. *Environmental Technology.*
- Dräger Safety Hispania SA (2013); Trabajando en la refinería - Información básica sobre el manejo del ácido sulfhídrico en condiciones de seguridad. (www.draeger.com).
- Elmaleh, S.; Rodríguez Gómez, L.E.; Delgado, S.; Álvarez, M. y Aguiar, E. (1998); Forecasting of H₂S Build-Up in a reclaimed wastewater pipe. *Elsevier science Ltd.*
- Estadísticas e indicadores de agua (2008). Boletín informativo del Instituto nacional de Estadística (INE).
- Evaluación de Tecnologías Potenciales de Reducción de la Contaminación de las aguas de Canarias (2011). *Tecnoagua.*
- Glynn Henry, J. y Heinke, G.W. (1999); *Ingeniería ambiental*. Prentice Hall, México.
- Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen Jurídico de la Reutilización de las Aguas Depuradas (2010). Ministerio de Medio Ambiente y medio rural marino. (www.magrama.gob.es).
- Henze, M y Harremoës, P. (1978); *Nitrification and denitrification in Wastewater Treatment*. *Water pollution Microbiology*, Nueva York.
- Hernández Domínguez, A. (2005); Estudio del efecto de la inyección de oxígeno gaseoso en conducciones de transporte por gravedad. *Memoria de Investigación.*

- Hernández Lehmann A. (2015); Manual de diseño de estaciones depuradoras de aguas residuales. Garceta Grupo Editorial (2ª Edición).
- Hernández Suarez, M. (1989-1999); Atlas de la calidad de las aguas superficiales de España. Ministerio de Medio Ambiente. (www.gobcan.es/medioambiente).
- Hvitved-Jacobsen, T.; Jütte, B.N., Nielsen, P.H. y Jensen, N.A. (1988); Volatile Fatty Acids and Sulfide in Pressure Main. *Water Science Technology*.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Raunkjær, K. Y Nielsen, P.H. (1995); Hydrogen Sulfide control in municipal sewers. Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment (3rd International Gothenburg Symposium). Suecia.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J. Y Nielsen, P.H. (1998); A process and model concept for microbial wastewater transformation gravity sewer. *Water science Technology*.
- Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J. y Tanaka, N. (1998); Wastewater quality changes during transport in sewers an integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulfur microbial transformations. *Water Science and Technology*. Dinamarca.
- Jiang G., Raj Sharma, K, Yuan Z. (2013); Effects of nitrate dosing on methanogenic activity in a sulfide-producing sewer biofilm reactor. *SciencDirect*. Australia.
- Lefevre, F.; Audic, J.M.; Bujon, B. (1993); Automatic regulation of activated sludge aeration single tank nitrification denitrification. *Wat. Sci. Tech*.
- Liu , Y.; Wu, C., Zhou, X., Zhu, D.Z. y Shi, H. (2014); Sulfide elimination by intermittent nitrate dosing in sewer sediments. *SciencDirect*. Canada.
- Liang, S., Zhang L. y Jiang F. (2016); Indirect sulfur reduction via polysulfide contributes to serious odor problem in a sewer receiving nitrate dosage. *ScienceDirect*. China.
- Lohse, M. (1988); Biogene Schwefelsäurekorrosionals Schadensursacheundichter Kanäle Gewässerschutz-Wasser-Abwasser. Alemania.
- López-Manzanares Fernández, F. y Machín Barroso, N. (2012); Los cultivos de Tenerife. Aspectos Territoriales. Servicio Técnico De Agroindustrias e Infraestructura rural. Cabildo Insular de Tenerife. (www.agrocabildo.org).
- Marín Galvín, R.; Características Físicas y Químicas y Biológicas de las aguas. Empresa Municipal de Aguas de Córdoba S.A. (EMACSA).
- Martín García, I.M., Betancort Rodríguez, J.R., Salas Rodríguez, J.J., Peñate Suárez, B., Pidre Bocado, J.R., Sardón Martín, N. (2006); Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población. Mejora de la calidad de los efluentes. Instituto tecnológico de Tenerife (ITC).

- Metcalf & Eddy, INC. (1995); Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Editorial McGraw-Hill (3ª Edición).
- Metcalf & Eddy, INC. (1985); Ingeniería Sanitaria. Redes de Alcantarillado y Bombeo de Aguas Residuales. Editorial Labor, S.A.
- Nielsen, A.H.; Vollertsen, J., Jensen, H.S., Madsen, H.I. y Hvitved-Jacobsen, T. (2006); Aerobic and Anaerobic transformations of sulfide in a sewer system – field study and model simulations. WEFTEC. Dinamarca.
- Nielsen, P.H.; Raunkjær, K.; Norsker, N.Aa. Jensen y Hvitved-Jacobsen, T. (1992); Transformation of wastewater in sewer systems – a review. Water Science Technology.
- Nielsen, P.H.; Raunkjær, K. y Hvitved-Jacobsen, T. (1998); Sulfide Production and Wastewater quality in pressure mains. Water Science Technology.
- Plan Hidrológico de Tenerife (PHT); Primer plan de planificación (2015); Consejo Insular de Aguas de Tenerife (CIAT). (www.planhidrologicodetenerife.org).
- Pomeroy, R.D. ; Generation and control of Sulfide in filled pipes. Sewage Ind. Waters.
- Pomeroy, R.D.; Parkhurst, J.D.; The forecasting of sulfide build-up rates in sewers. Prog. Wat. Tech.
- Pomeroy, R. (1974); Process Design Manual for Sulphide Control in Sanitary Sewerage Systems. US Environmental Protection Agency - Technology Transfer.
- Quiroga Alonso, J.M (2010); Regeneración de aguas de salida de depuradoras en ERARs: sistemas de desinfección y filtración. Ponencia en Jornadas Técnicas de Estaciones de Tratamiento de Aguas. Universidad de Cádiz.
- Ramos Castellanos, P. y Vázquez Moreno, M.C. (2002); Avances en calidad ambiental. Editorial Salamanca.
- Roca Hernández, R. (2012); Estudio de la eliminación y de la prevención de la Generación de Sulfuro en redes de saneamiento. Aquagest. Murcia.
- Rodríguez-Gómez, L.E.; Álvarez, M.; Rodríguez-Sevilla, J.; Marrero, M.C. (2009); Hernández, A.; Nitrogen transformation of reclaimed wastewater in a pipeline by oxygen injection. Environmental Technology.
- Rodríguez-Gómez, L.E.; Álvarez, M.; Rodríguez-Sevilla, J.; Marrero, M.C., Hernández, A. (2001); Reclaimed wastewater quality enhancement by oxygen injection during transportation. Water Science and Technology.
- Rodríguez Gómez, L.E.; Delgado, S.; Álvarez, M. y Elmaleh, S. (2005); Inhibition of sulfide generation in a reclaimed wastewater pipe by nitrate dosage and denitrification kinetic . Wat. Env. Res.

- Rodríguez Gómez, L.E. (1998); Evolución del agua Residual Depurada durante su Transporte por Tubería. Tesis Doctoral.
- Scheremmer, H. (1990); Abschätzung der biogen Schwefelsäure-Korrosion in Abwasserkanälen. Abwasserableitung, Korrespondenz Abwasser.
- Sharma K., Derlon N., Hu S. y Zhiguo Y. (2013); Modeling the pH effect on sulfidogenesis in anaerobic sewer biofilm. ScienceDirect. Australia.
- Shepherd, J.A. y Hobbs, M.F. (1973); Control of Sewage Hydrogen Sulphid With Hydrogen Peroxide. Wat. Sewage Wks.
- 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. Australia.
- Thislethwayte, D.K.B. (ed.) (1972); The control of sulfides in sewerage systems. Australia.
- Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., McGregor, I. y Ashley, R. (1999); Aerobic microbial transformations of pipe and silt trap sediments from combined sewers. *Water Science and Technology*.
- Yanchen Liu Y., Wu C., Zhou X., Zhu D. Z. y Shi H. (2014); Sulfide elimination by intermittent nitrate dosing in sewer sediments. ScienceDirect. Canadá.