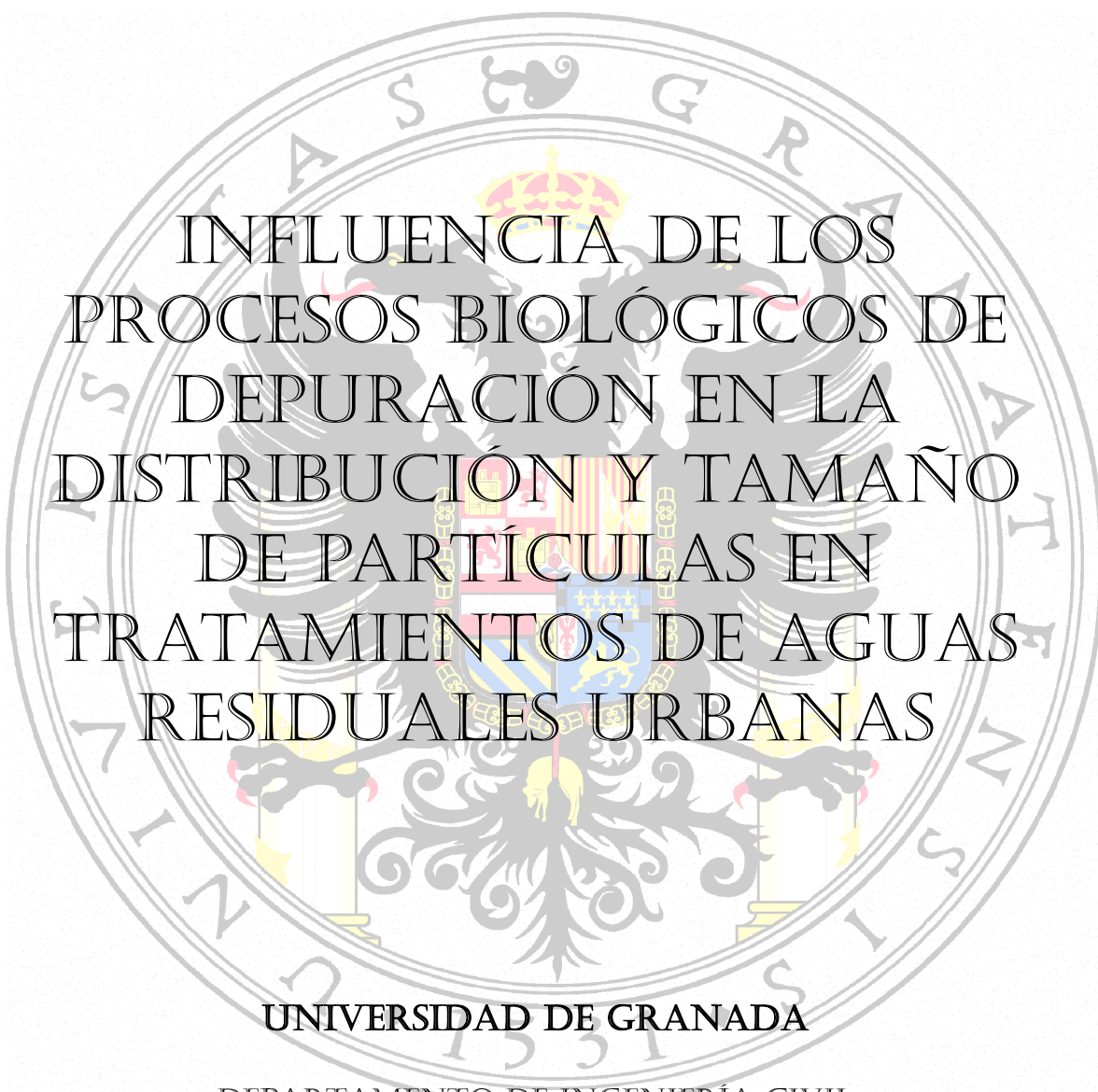


TESIS DOCTORAL  
JUAN JOSÉ GARCÍA MESA

The seal of the University of Granada is a large, circular emblem. It features a central shield with a crown on top, flanked by two lions. The shield is surrounded by a decorative border with the letters 'U', 'N', 'I', 'V', 'E', 'R', 'S', 'I', 'D', 'A', 'D', 'D', 'E', 'G', 'R', 'A', 'N', 'A', 'D', 'A' around the perimeter. The seal is rendered in a light, semi-transparent grey color, serving as a background for the title text.

INFLUENCIA DE LOS  
PROCESOS BIOLÓGICOS DE  
DEPURACIÓN EN LA  
DISTRIBUCIÓN Y TAMAÑO  
DE PARTÍCULAS EN  
TRATAMIENTOS DE AGUAS  
RESIDUALES URBANAS

**UNIVERSIDAD DE GRANADA**

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL  
INSTITUTO DEL AGUA

GRANADA, DICIEMBRE 2010

**UNIVERSIDAD DE GRANADA**

Editor: Editorial de la Universidad de Granada  
Autor: Juan José García Mesa  
D.L.: GR 1878-2011  
ISBN: 978-84-694-0940-4



DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL  
INSTITUTO DEL AGUA

The seal of the University of Granada is a large, circular emblem. It features a central shield with various heraldic symbols, including a crown on top and a banner at the bottom. The shield is surrounded by a circular border containing the university's name in Spanish: "UNIVERSIDAD DE GRANADA". The text is arranged in a circular pattern around the central shield.

INFLUENCIA DE LOS PROCESOS  
BIOLÓGICOS DE DEPURACIÓN EN LA  
DISTRIBUCIÓN Y TAMAÑO DE PARTÍCULAS  
EN TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES  
URBANAS

JUAN JOSÉ GARCÍA MESA

TESIS DOCTORAL

Para la obtención del  
**GRADO DE DOCTOR**  
**POR LA UNIVERSIDAD DE GRANADA**

**Directores:**  
**ERNESTO HONTORIA GARCÍA**  
**JOSÉ MANUEL POYATOS CAPILLA**  
**FERNANDO DELGADO RAMOS**

GRANADA, DICIEMBRE 2010





# UNIVERSIDAD DE GRANADA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL  
INSTITUTO DEL AGUA

## INFLUENCIA DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS EN LA DISTRIBUCIÓN Y TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS.

**Memoria presentada por D. Juan José García Mesa para  
aspirar al grado de Doctor por la Universidad de Granada.**

**Fdo. D. Juan José García Mesa**

**Directores:**

**Fdo.: D. José Manuel Poyatos Capilla**  
Profesor Ayudante Doctor  
Area de Tecnologías del Medio Ambiente  
Dpto. de Ingeniería Civil  
Universidad de Granada

**Fdo.: D. Fernando Delgado Ramos**  
Profesor Contratado Doctor  
Área de Ingeniería Hidráulica  
Dpto. de Mecánica de Estructuras e Ingeniería Hidráulica  
Universidad de Granada

**Fdo.: D. Ernesto Hontoria García**  
Catedrático de Ingeniería Sanitaria  
Area de Tecnologías del Medio Ambiente  
Dpto. de Ingeniería Civil  
Universidad de Granada

**Granada, 2010**





Este Trabajo ha estado financiado por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Ministerio de Medio Ambiente) según el Convenio de Colaboración nº 2579 suscrito entre la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y la Universidad de Granada.



## AGRADECIMIENTOS

En un momento como este, en el que se culmina un arduo y extenso trabajo finalizando la tesis doctoral, es inevitable hacer balance tanto del esfuerzo y tiempo invertido para hacerlo realidad, así como no podría ser menos, de todas aquellas personas e instituciones que de una u otra forma han aportado una parte indispensable de este trabajo.

Por supuesto mencionar especialmente a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Ministerio de Medio Ambiente) por financiar la investigación y a todas las empresas que gestionan las plantas de depuración estudiadas por autorizar y colaborar en la toma de muestras para la realización de los ensayos: Diputación de Granada, Acosol, Aguas y Servicios de la Costa Tropical, Ayuntamientos de Beas de Granada y Huétor Santillán, Aqualia, Esamur, Galasa y Gemalsa, haciendo posible esta investigación.

Agradecer a mis directores de tesis los doctores, Ernesto Hontoria, José Manuel Poyatos y Fernando Delgado por darme la oportunidad de afrontar el reto personal que supone realizar la tesis doctoral, guiarme durante el desarrollo del trabajo y sobre todo por compartir conmigo sus vastos conocimientos en el área de tratamiento de aguas residuales.

Agradecer especialmente a Bernabé y a Benjamín por su valiosa colaboración en el trabajo de laboratorio, sin su tiempo, disposición y buen hacer, realizar esta tesis doctoral hubiera sido mucho más complejo.

A mi gran amigo Jose, por darme el “empujón” que necesitaba para embarcarme en esta singladura, acompañarme durante todo su recorrido, alentándome y haciéndome confiar en que era posible realizarla.

A mis padres, mi abuela y mis hermanos, Roberto y Rocío, por su apoyo continuo durante toda mi vida académica, y por su confianza ciega en mis posibilidades de poder realizar la tesis doctoral, sin un puntal de este calibre no hubiera llegado a este momento.

Por supuesto a mi mujer, Rocío y mi hijo, Juanjo, por su apoyo, comprensión y sacrificio, fundamentalmente los últimos años de la tesis en los que han estado a mi lado de forma abnegada, dándome el tiempo necesario para poder concluir mi trabajo.

A todos ellos ¡MUCHÍSIMAS GRACIAS!

A mi familia





*RESUMEN.*

---



## RESUMEN.

El aumento en la presión de explotación de los recursos hídricos ha provocado una preocupación creciente de las autoridades y la población sobre el valor del agua como recurso natural limitado y de gran importancia para la sociedad. Por todo ello surge cada vez con más fuerza la necesidad de reutilización del agua depurada incorporándose en la gestión actual, marcada en España por el R.D. 1620/2007 de reutilización de aguas depuradas, controles de diferentes parámetros que aseguren la eliminación de riesgos medioambientales e higiénicos en las diferentes aplicaciones de la reutilización de dichos efluentes. No obstante, el empleo de nuevos parámetros de calidad de un agua residual como la distribución de tamaño de partículas (DTP), que lógicamente está íntimamente relacionado con la carga contaminante de un agua, podría ayudar a cumplir y garantizar la calidad requerida para reutilización del agua depurada.

Esta investigación se centra en analizar el efecto que los tratamientos secundarios de depuración convencionales tienen sobre la DTP del agua a depurar y como este parámetro puede ser útil en la evaluación de la calidad tanto de un agua residual como depurada, relacionándolo también con la selección de los tratamientos terciarios más adecuados a cada tipo de agua depurada.

Se han estudiado 9 plantas reales de depuración de aguas residuales urbanas correspondientes a 7 tecnologías convencionales distintas (fangos activos de doble etapa, media carga, oxidación prolongada, biorreactores de membrana, lechos bacterianos, biodiscos y lechos inundados), analizándose la variación de los parámetros A y b de ajuste de la DTP tras su modelización mediante el empleo de la ley de la potencia.

La mayor reducción de número de partículas se obtuvo en los sistemas de biorreactores de membrana y lechos inundados siendo los tratamientos de biodiscos los que produjeron una menor reducción del mismo bajo las condiciones estudiadas, deduciéndose que el valor de la velocidad ascensional de las decantaciones secundarias es crítico para obtener buenas eficiencias en eliminación en partículas.

También se han encontrado relaciones estadísticamente significativas entre los parámetros de ajuste de una DTP a la ley de la potencia, A y b, y los parámetros que

clásicamente han caracterizado la calidad de un agua residual como los sólidos en suspensión (SS), demanda química de oxígeno (DQO), turbidez y color así como con el tamaño medio de una DTP y los rendimientos en eliminación en masa y en número de partículas de un tratamiento secundario, relacionando estos últimos con los parámetros A y b relativos, que expresan la relación entre el valor de entrada y salida de los tratamientos secundarios. Esto indica una correlación entre estos parámetros y las partículas presentes en el agua depurada, siendo útil la DTP por tanto, para determinar la calidad del agua obtenida a la salida de un tratamiento de depuración. Por ello la DTP podría ser usada como una “huella dactilar” que caracterice un agua residual.

A través de la relación de la DTP, por medio de sus parámetros de ajuste A y b, con los sólidos en suspensión y turbidez se pudo obtener que DTP debe tener un agua regenerada para ser apta para las diferentes calidades que fija el R.D. 1620/2007.

Así mismo mediante la función distribución de volumen de partículas y la expresión que relaciona el rendimiento en eliminación de partículas en función de los parámetros A y b, se pudo observar como una macrofiltración de 15  $\mu\text{m}$  puede ser apropiada como tratamiento terciario genérico para el agua depurada por la mayor parte de los sistemas de depuración, llegándose a proponer un método de extrapolación para obtener luces de paso concretas según la calidad de reutilización que se pretenda alcanzar.

Keywords: Agua residual urbana, DTP, tratamiento secundario, doble etapa, fangos activos de media carga, oxidación prolongada, biorreactores de membrana, lechos bacterianos, biodiscos, lechos inundados, reutilización, tratamiento terciario.

*ABSTRACT.*

---



## **ABSTRACT.**

The increase in water resources operating has led to authorities and population growing concern about the value of water as a limited natural resource and of a huge importance for the society. So each time more it is necessary to reuse the treated wastewater considering in its current management, regulated in Spain by the regulation of the R.D. 1620/2007 for wastewater reuse, the control of different parameters in order to avoid any environmental or hygienic issues in whatever water reuse applications. However, the usage of new quality parameters for wastewater like particles size distribution (PSD), that logically is closely related to the water pollution load, could help meet and ensure the required quality for reuse a wastewater.

This research has been focused on the analysis of the effect that conventional secondary treatments have on the PSD of the wastewater and how this parameter can be useful in the quality assessment of both wastewater and treated water, being also related it with the proper tertiary treatment selection for each type of treated water.

9 real urban wastewater treatment plant have been studied corresponding to 7 different conventional technologies (double step activated sludge, medium load activated sludge, prolonged aeration, membrane bioreactors, trickling filter, rotation biological contactor and submerged biofilter), being analyzed the fit parameters, A and b, after to model the experimental data to the power law expression.

Under the studied condition, the highest reduction on particles number was obtained on the membrane bioreactor and submerged biofilter systems whereas that the rotation biological contactor systems were the treatments that lower reduction obtained, were deducted that the sedimentation rate on the secondary decantation is critical to get a good particles removal efficiency.

Also statistically significant relationships have been found between the fit parameters of a PSD to the power law, A and b, and the parameters that classically have been used to characterize a wastewater quality, like suspended solids (SS), chemical oxygen demand (COD), turbidity and color as well as with the PSD average size and the mass and number removal efficiencies of a secondary treatment, relating these



efficiencies with the relative parameters A and b, that express the relation between the values for these coefficients on inlets and outlets. This effect shows a correlation between these parameters and the wastewater particles, being useful the PSD therefore, to determine the quality of an effluent of a wastewater treatment. So the PSD could be used like a “fingerprint” to characterize a wastewater.

Through the relationship between the PSD, by its fit parameters A and b, with the suspended solids and turbidity, the PSD that should have a reclaimed water to be suitable for the different qualities fixed in the R.D. 1620/2007 could be obtained.

In addition to this by the particles volume distribution function and the particles removal efficiency expression in terms of the parameters A and b, could be obtained like a 15  $\mu\text{m}$  microfiltration is appropriate like a generic tertiary treatment for the effluents of most of the secondary treatments, proposing an extrapolation method to get the particular mesh screens needed to get the different water reuse qualities to achieve.

Keywords: Urban wastewater, PSD, secondary treatment, double step activated sludge, medium load activated sludge, prolonged aeration, membrane bioreactors, trickling filter, rotation biological contactor and submerged biofilter, reuse, tertiary treatment.

*ÍNDICE.*

---



## ÍNDICE.

1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1. Planteamiento del problema.....	4
1.1.1. Contaminación física.....	5
1.1.2. Contaminación química.....	7
1.1.3. Contaminación biológica.....	9
1.1.4. Consecuencias de la contaminación del agua.....	9
1.2. Aguas residuales urbanas: Características y problemática.....	10
1.3. Legislación aplicable en la materia.....	14
1.3.1. Real Decreto 1620/2007.....	18
1.3.2. Criterios de calidad.....	20
1.4. Descripción de los procesos biológicos de depuración convencionales.....	26
1.4.1. Procesos de fangos activos.....	26
1.4.2. Procesos de biopelícula.....	34
2. OBJETIVOS PREVIOS.....	45
2.1. Objetivo principal.....	45
2.2. Objetivos secundarios.....	45
3. SITUACIÓN ACTUAL DE LAS INVESTIGACIONES EN PROCESOS BIOLÓGICOS EN DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES Y SU RELACIÓN CON LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS (DTP).....	49
3.1. Introducción.....	49
3.2. Estudio bibliográfico de la metodología de análisis de la distribución de tamaño de partículas.....	56
3.3. Estudio bibliográfico de investigación en distribución de tamaño de partículas en sistemas de depuración convencionales.....	60
3.4. Aplicación del análisis de distribución de tamaño de partículas en tratamientos terciarios.....	68
3.5. Relación entre la distribución de tamaño de partículas con indicadores de contaminación en aguas residuales.....	71
3.6. Modelización de la distribución de tamaño de partículas en aguas residuales tratadas en sistemas convencionales.....	78
4. PARÁMETROS Y VARIABLES PREVIAS.....	87
4.1. Parámetros previos.....	87
4.2. Variables previas.....	88
5. MÉTODOS ANALÍTICOS.....	91

5.1.	DQO (Método de oxidación a reflujo cerrado).	91
5.2.	Sólidos en suspensión.	93
5.3.	pH.	95
5.4.	Conductividad.	95
5.5.	Turbidez.	95
5.6.	Color.	97
5.7.	Análisis de la distribución de tamaño de partículas.	98
5.8.	Caracterización de la DTP a través de los datos experimentales.	102
5.8.1.	Ajuste de la DTP a la ley de la potencia.	102
5.8.2.	Obtención del tamaño medio de una DTP.	106
5.9.	Tratamiento estadístico de datos experimentales.	108
6.	INVESTIGACIÓN DE CHOQUE.	111
6.1.	Plantas de depuración seleccionadas.	111
6.1.1.	Fangos activos de media carga, Motril.	112
6.1.2.	Lechos bacterianos, Beas de Granada.	118
6.1.3.	Biodiscos, Palomares.	123
6.2.	Resultados experimentales de la investigación de choque.	127
6.3.	Conclusiones previas.	136
7.	INVESTIGACIÓN DE FONDO.	141
7.1.	Modificación de las condiciones de partida.	141
7.1.1.	Objetivos definitivos.	141
7.1.2.	Parámetros y variables definitivos.	142
7.1.3.	Plantas de depuración seleccionadas.	142
7.2.	Descripción de las plantas seleccionadas.	143
7.2.1.	Fangos activos de doble etapa, Sanlúcar de Barrameda.	143
7.2.2.	Fangos activos de media carga, Motril.	148
7.2.3.	Fangos activos de baja carga, Loja.	148
7.2.4.	Biorreactores de membrana. San Pedro del Pinatar.	151
7.2.5.	Lechos bacterianos, Beas de Granada.	154
7.2.6.	Lechos bacterianos. Huétor Santillán.	154
7.2.7.	Biodiscos, Palomares.	158
7.2.8.	Biodiscos, Cuevas de Almanzora.	159
7.2.9.	Lechos inundados. Benalmádena.	162
7.3.	Plan de trabajo.	167
7.4.	Resultados experimentales.	167
7.4.1.	Fangos activos de doble etapa, Sanlúcar de Barrameda.	169

---

7.4.2.	Fangos activos de media carga, Motril. ....	175
7.4.3.	Fangos activos de oxidación prolongada, Loja. ....	181
7.4.4.	Biorreactores de membrana, San Pedro del Pinatar. ....	187
7.4.5.	Lechos Bacterianos, Beas de Granada. ....	193
7.4.6.	Lechos Bacterianos, Huétor Santillán. ....	198
7.4.7.	Biodiscos, Palomares. ....	203
7.4.8.	Biodiscos, Cuevas de Almanzora. ....	209
7.4.9.	Lechos inundados, Benalmádena. ....	214
7.4.10.	Resumen de valores promedios de los tratamientos secundarios estudiados. ....	219
7.4.11.	Resultados del análisis de SEM/EDX. ....	225
7.5.	Análisis y Discusión de resultados. ....	238
7.5.1.	Relaciones entre parámetros y variables. ....	238
7.5.2.	Relación entre parámetros característicos del agua residual con parámetros de ajuste de la distribución de tamaño de partículas, A y b. ....	260
7.5.3.	Aplicación de la DTP en la interpretación del RD 1620/2007 de reutilización. ....	284
7.5.4.	Aplicación de la DTP en la predicción de tratamientos terciarios de macrofiltración. ....	288
8.	CONCLUSIONES. ....	293
9.	LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN. ....	299
10.	BIBLIOGRAFÍA. ....	303

**ÍNDICE DE TABLAS.**

Tabla 1. Grado de contaminación de las aguas residuales urbanas (Gómez y Hontoria, 2003).....	12
Tabla 2. Niveles de tratamiento secundario para zonas normales y sensibles, según R.D. 509/86. ....	17
Tabla 3. Niveles de tratamiento secundario más eliminación de nitrógeno y fósforo para zonas sensibles.....	17
Tabla 4. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos urbanos (R.D. 1620/2007).....	20
Tabla 5. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos agrícolas (R.D. 1620/2007).....	21
Tabla 6. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos agrícolas, continuación. (R.D. 1620/2007).....	22
Tabla 7. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos industriales. (R.D. 1620/2007).....	23
Tabla 8. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos recreativos. (R.D. 1620/2007).....	24
Tabla 9. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos ambientales. (R.D. 1620/2007).....	25
Tabla 10. Procesos de fangos activos en función de la carga másica para aguas residuales urbanas típicas. ....	29
Tabla 11. Distribución de tamaños de materia orgánica en aguas residuales urbanas. Estudio bibliográfico y resultados de experimentos de Sophonsiri <i>et al.</i> (2004), modificado de Sophonsiri <i>et al.</i> (2004). ....	66
Tabla 12. Distribución de masa de partículas, DQO y fosforo (promedios de 5 muestras), (Modificado de Neis <i>et al.</i> 1997). ....	73
Tabla 13. Datos de DQO, SS y P y relación con materia particulada (Tiehm <i>et al.</i> , 1999).....	74
Tabla 14. Caracterización de efluentes de entrada del tratamiento biológico de aguas residuales urbanas y de la industria textil. Modificado de Dulekgurgen <i>et al.</i> (2006).....	75
Tabla 15. DQO en función de la distribución de tamaño de partícula. Modificado de Dulekgurgen <i>et al.</i> (2006).....	76
Tabla 16. Curva patrón para la DQO.....	93
Tabla 17. Disoluciones patrón de formacina. ....	96

Tabla 18. Resumen de parámetros característicos del agua residual de cada punto de muestreo de los diferentes sistemas de depuración estudiados. ....	134
Tabla 19. Resumen de parámetros relativos. ....	135
Tabla 20. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Sanlúcar. ....	171
Tabla 21. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Sanlúcar. ....	172
Tabla 22. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Sanlúcar. ....	173
Tabla 23. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Motril. ....	177
Tabla 24. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Motril. ....	178
Tabla 25. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Motril. ....	179
Tabla 26. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Loja. ....	183
Tabla 27. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Loja. ....	184
Tabla 28. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Loja. ....	185
Tabla 29. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de San Pedro del Pinatar. .	189
Tabla 30. Resumen de datos de salida del reactor biológico de San Pedro del Pinatar. ...	190
Tabla 31. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de San Pedro del Pinatar. ....	191
Tabla 32. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Beas de Granada. ....	194
Tabla 33. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Beas de Granada. ....	195
Tabla 34. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Beas de Granada. ....	196
Tabla 35. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Huétor Santillán. ....	199
Tabla 36. Resumen de datos de salida de Huétor Santillán. ....	200
Tabla 37. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Huétor Santillán. ....	201
Tabla 38. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Palomares. ....	205
Tabla 39. Resumen de datos de salida de Palomares. ....	206
Tabla 40. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Palomares. ....	207
Tabla 41. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Cuevas de Almanzora. .	210
Tabla 42. Resumen de datos de salida de Cuevas de Almanzora. ....	211



Tabla 43. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Cuevas de Almanzora. ....	212
Tabla 44. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Benalmádena. ....	215
Tabla 45. Resumen de datos de salida de Benalmádena. ....	216
Tabla 46. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Benalmádena. ....	217
Tabla 47. Resumen valores promedio de entrada a los tratamientos secundarios. ....	219
Tabla 48. Resumen valores promedio de salida de los tratamientos secundarios. ....	220
Tabla 49. Resumen valores promedio de parámetros relativos entrada/salida. ....	221
Tabla 50. Resumen de muestreos analizados de SEM para cada planta de tratamiento. ..	225
Tabla 51. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros de ajuste A y b. ....	241
Tabla 52. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros de ajuste A y b a la entrada y salida de los tratamientos biológicos. ....	242
Tabla 53. Contraste múltiple de rangos para A. a la entrada del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD. ....	242
Tabla 54. Contraste múltiple de rangos para A a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD. ....	243
Tabla 55. Contraste múltiple de rangos para el parámetro A relativo (relación valores entrada/salida) de las diferentes plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD...	244
Tabla 56. Contraste múltiple de rangos para b a la entrada del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD. ....	245
Tabla 57. Contraste múltiple de rangos para b a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD. ....	246
Tabla 58. Contraste múltiple de rangos para el parámetro b relativo (relación valores entrada/salida) de las diferentes plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD...	246
Tabla 59. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros de ajuste A y b relativos. ....	247
Tabla 60. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros del agua residual. ....	248
Tabla 61. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros del agua residual a la entrada y salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. ....	249
Tabla 62. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros relativos (Entrada/Salida) del agua residual. ....	250

Tabla 63. Contraste múltiple de rangos para DQO a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.....	251
Tabla 64. Contraste múltiple de rangos para DQO relativo. Método: 95% porcentaje LSD.....	251
Tabla 65. Contraste múltiple de rangos para SS a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.....	252
Tabla 66. Contraste múltiple de rangos para SS relativo. Método: 95% porcentaje LSD.....	253
Tabla 67. Contraste múltiple de rangos para Turbidez a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.....	253
Tabla 68. Contraste múltiple de rangos para Turbidez relativo. Método: 95% porcentaje LSD.....	254
Tabla 69. Contraste múltiple de rangos para diámetro medio aritmético ponderado en masa relativo. Método: 95% porcentaje LSD.....	255
Tabla 70. Contraste múltiple de rangos para diámetro medio aritmético ponderado en número relativo. Método: 95% porcentaje LSD.....	255
Tabla 71. Contraste múltiple de rangos para diámetro medio geométrico ponderado en masa relativo. Método: 95% porcentaje LSD.....	256
Tabla 72. Contraste múltiple de rangos para la Conductividad, $\mu\text{S}$ , para la entrada del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.....	258
Tabla 73. Contraste múltiple de rangos para la Conductividad, $\mu\text{S}$ para la salida de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.....	259
Tabla 74. Contraste múltiple de rangos para el rendimiento de eliminación en número de partículas. Método: 95% porcentaje LSD.....	260
Tabla 75. Contraste múltiple de rangos para el rendimiento de eliminación en masa de partículas. Método: 95% porcentaje LSD.....	260
Tabla 76. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de SS frente al parámetro A.....	262
Tabla 77. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de SS frente al parámetro A.....	263
Tabla 78. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de turbidez frente a parámetro A.....	265
Tabla 79. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de turbidez frente a parámetro b.....	266
Tabla 80. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de DQO frente al parámetro A.....	268

---

Tabla 81. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de Color frente al parámetro A.....	270
Tabla 82. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio aritmético ponderado en masa frente al parámetro b.....	271
Tabla 83. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio geométrico ponderado en masa frente al parámetro b.....	273
Tabla 84. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio aritmético ponderado en número frente al parámetro A.....	275
Tabla 85. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio aritmético ponderado en número frente al parámetro A.....	276
Tabla 86. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de rendimiento de eliminación en masa de partículas frente a parámetro A relativo.....	278
Tabla 87. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de rendimiento en eliminación en masa frente a parámetro b relativo.....	280
Tabla 88. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de rendimiento en eliminación en número de partículas frente a parámetro A relativo.....	282
Tabla 89. Tabla resumen de las correlaciones de los diferentes parámetros característicos del agua residual con A y b.....	283
Tabla 90. Valores de los parámetros A y b que cumplen con las calidad fijada por el RD de Reutilización .....	287
Tabla 91. Porcentaje total de partículas de la distribución que quedan retenidas a través del filtro de tamaño de luz especificado.....	288
Tabla 92. Parámetros A y b relativos que se deben obtener en el tratamiento terciario para cumplir con las diferentes calidades del RD de reutilización.....	289
Tabla 93. Rendimientos en eliminación de masa de partículas requerido para cada tratamiento por calidad de reutilización.....	290

## ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1. Subdivisión de la materia orgánica en las aguas residuales (modificado de Poyatos <i>et al.</i> , 2007).....	13
Figura 2. Esquema típico de fangos activos. Modificado de Metacalf and Eddy (1995)....	28
Figura 3. Esquema de funcionamiento de biorreactor de membrana sumergida (Poyatos, 2007).....	32
Figura 4. Esquema de funcionamiento de biorreactor de membrana externa (Poyatos, 2007).....	33
Figura 5. Esquema típico de planta de lechos bacterianos. Modificado de Metacalf and Eddy (1995).....	36
Figura 6. Esquema típico de planta de biodiscos. Modificado de Metacalf and Eddy (1995). .....	37
Figura 7. Esquema típico de planta de lechos inundados.....	41
Figura 8. Representaciones de distribuciones de partícula ajustadas a la ley de la potencia: a) Distribución del tamaño de partícula; b) Distribución de número de partículas; c) distribución del volumen de partículas. (Modificado de Lawler, 1997).....	81
Figura 9. Fotografía del analizador de tamaño y distribución de partículas.....	99
Figura 10. Esquema de medidor de partículas.....	100
Figura 11. Gráfico de intensidad de luz frente al tiempo del método de extinción de análisis de partículas.....	100
Figura 12. Diagrama del sistema óptico.....	101
Figura 13. Esquema del sistema de muestreo a seguir en la investigación.....	112
Figura 14. Cuadro sinóptico de la instalación de depuración de Motril.....	113
Figura 15. Vista de rejillas de finos del pretratamiento de la planta de depuración de Motril.....	114
Figura 16. Vista del desarenador-desengrasador.....	114
Figura 17. Decantador primario de la instalación.....	115
Figura 18. Reactor biológico con aireadores superficiales de la depuradora de Motril... ..	116
Figura 19. Decantación secundaria de la depuradora de Motril.....	116
Figura 20. Vista general de la depuradora de Beas de Granada.....	118
Figura 21. Tamiz rotativo del pretratamiento de la instalación.....	119
Figura 22. Vista de los dos reactores de lechos bacterianos instalados.....	120

Figura 23. Relleno plástico de la instalación.....	120
Figura 24. Decantador secundario de la instalación.....	121
Figura 25. Vista del espesador-digestor de la instalación.....	121
Figura 26. Vista del deshidratado de fango.....	122
Figura 27. Tamiz de agua de llegada de la planta de Palomares.....	123
Figura 28. Laguna anaerobia previa a los biodiscos de la planta de Palomares.....	124
Figura 29. Biodiscos del reactor biológico de la planta de Palomares.....	124
Figura 30. Decantador secundario de la depuradora de Palomares.....	125
Figura 31. Vista de los biodiscos y de los decantadores secundarios de la planta de Palomares.....	126
Figura 32. Laguna anaerobia de salida de la instalación de Palomares.....	126
Figura 33. Datos experimentales y ajustes del muestreo de fangos activos de media carga (Motril 30/10/2008). a) Ajuste de la distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	129
Figura 34. Datos experimentales y ajustes del muestreo de lechos bacterianos (Beas de Granada 05/06/2008). a) Ajuste de la distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	131
Figura 35. Datos experimentales y ajustes del muestreo de biodiscos (Palomares 21/07/2008). a) Ajuste de la distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	133
Figura 36. Cuadro sinóptico de la instalación de depuración de Sanlúcar de Barrameda.	144
Figura 37. Vista de rejillas de finos del pretratamiento de la planta de depuración de Sanlúcar de Barrameda.....	145
Figura 38. Vista del desarenador-desengrasador.....	145
Figura 39. Reactor biológico de doble etapa de Sanlúcar de Barrameda.....	146
Figura 40. Digestor anaerobio de Sanlúcar de Barrameda.....	147
Figura 41. Vista general del pre-tratamiento.....	149
Figura 42. Vista de reactor de fangos activos de baja carga de la planta de Loja.....	150

Figura 43. Vista del decantador secundario de la planta de Loja.....	150
Figura 44. Vista de rejas de finos del pretratamiento.....	152
Figura 45. Vista del desarenador-desengrasador del pretratamiento.....	152
Figura 46- Vista del reactor biológico de la planta de San Pedro del Pinatar.....	153
Figura 47. Vista las membranas de ultrafiltración de fibra hueca de la planta de San Pedro del Pinatar.....	153
Figura 48. Vista general de la depuradora de Huétor Santillán.....	154
Figura 49. Vista de la laguna anaerobia de la planta de Huétor Santillán.....	156
Figura 50. Vista del reactor de lecho bacteriano de la planta de Huétor Santillán.....	157
Figura 51. Relleno plástico del lecho de la planta de Huétor Santillán.....	157
Figura 52. Decantador secundario de la planta de Huétor Santillán.....	157
Figura 53. Vista de las eras de secado de la planta de Huétor Santillán.....	158
Figura 54. Tamiz de agua de llegada y desarenador-desengrasador de la planta de Cuevas.....	159
Figura 55. Laguna previa a los biodiscos de la planta de Cuevas.....	160
Figura 56. Biodiscos del reactor biológico de la planta de Cuevas.....	160
Figura 57. Decantador secundario de la depuradora de Cuevas.....	161
Figura 58. Laguna de maduración de salida de la instalación de Cuevas.....	162
Figura 59. Vista de rejas de finos del pretratamiento.....	163
Figura 60. Vista del desarenador desengrasador del pretratamiento.....	163
Figura 61- Vista de la sala de decantación y reactor.....	164
Figura 62. Vista del reactor biológico.....	165
Figura 63. Filtro Malla rotativo (Tratamiento terciario).....	166
Figura 64. Graficas para datos promedio de la planta de Sanlúcar. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	174
Figura 65. Graficas para datos promedio de la planta de Motril. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	180
Figura 66. Graficas para datos promedio de la planta de Loja. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada	

de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	186
Figura 67. Graficas para datos promedio de la planta de San Pedro del Pinatar. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas. ....	192
Figura 68. Graficas para datos promedio de la planta de Beas de Granada. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas. ....	197
Figura 69. Graficas para datos promedio de la planta de Huétor Santillán. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas. ....	202
Figura 70. Graficas para datos promedio de la planta de Palomares. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	208
Figura 71. Graficas para datos promedio de la planta de Cuevas de Almanzora. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas. ....	213
Figura 72. Graficas para datos promedio de la planta de Benalmádena. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	218
Figura 73. Graficas comparativas de datos promedio a la salida de los tratamientos estudiados. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente $\beta$ variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.....	222
Figura 74. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de AGUA DESTILADA. ....	226
Figura 75. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de SANLUCAR DE BARRAMEDA. ....	227
Figura 76. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de SANLUCAR DE BARRAMEDA. ....	227

Figura 77. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de MOTRIL. ...	229
Figura 78. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de MOTRIL. ....	229
Figura 79. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la entrada del tratamiento secundario de la depuradora de LOJA. ....	230
Figura 80. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la salida del tratamiento secundario de la depuradora de LOJA. ....	230
Figura 81. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de SAN PEDRO DEL PINATAR. ....	231
Figura 82. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de SAN PEDRO DEL PINATAR. ....	231
Figura 83. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de BEAS DE GRANADA. ....	233
Figura 84. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de BEAS DE GRANADA. ....	233
Figura 85. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de HUETOR SANTILLAN. ....	234
Figura 86. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de HUETOR SANTILLAN. ....	234
Figura 87. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de PALOMARES. ....	235
Figura 88. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de PALOMARES. ....	235
Figura 89. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de CUEVAS DE ALMANZORA. ....	236
Figura 90. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de CUEVAS DE ALMANZORA. ....	236



Figura 91. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de BENALMÁDENA. ....	237
Figura 92. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de BENALMÁDENA. ....	237
Figura 93. Proceso de análisis de parámetros A y b respecto las variables de la investigación (Planta de tratamiento y punto de muestreo).....	239
Figura 94. Proceso de análisis de parámetros DQO, SS, diámetros medios aritméticos ponderado en masa y número y geométrico ponderado en masa, color, pH y conductividad respecto las variables de la investigación (Planta de tratamiento y punto de muestreo), incluido los rendimientos para el análisis de varianza de parámetros relativos. ....	240
Figura 95. Esquema de cálculo para la obtención de los ajustes entre los parámetros característicos del agua residual y los parámetros A y b característicos de la distribución de tamaño de partículas. ....	261
Figura 96. Representación del modelo ajustado para la relación entre SS y parámetro A. ....	264
Figura 97. Representación del modelo ajustado para la relación entre turbidez y parámetro A. ....	266
Figura 98. Representación del modelo ajustado para la relación entre turbidez y parámetro b. ....	267
Figura 99. Representación del modelo ajustado para la relación entre DQO y parámetro A. ....	269
Figura 100. Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio aritmético ponderado en masa y parámetro b. ....	272
Figura 101. Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio geométrico ponderado en masa y parámetro b. ....	274
Figura 102. Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio aritmético ponderado en número y parámetro A. ....	275
Figura 103. Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio aritmético ponderado en número y parámetro b. ....	277
Figura 104. Representación del modelo ajustado para la relación entre rendimiento en eliminación en masa y parámetro A. ....	279
Figura 105. Representación del modelo ajustado para la relación entre rendimiento en eliminación en masa y parámetro b relativo. ....	280

---

Figura 106. Representación del modelo ajustado para la relación entre rendimiento en eliminación en masa y parámetro b relativo.....	282
Figura 107. Representación de la turbidez frente a los sólidos en suspensión, usando los datos promedios de las planta de depuración estudiadas.....	285
Figura 108. Representación gráfica de las calidades de agua que obtienen los tratamientos estudiados en función de la turbidez frente a los sólidos en suspensión. ....	286
Figura 109. Proceso de cálculo para la determinación de tratamiento terciario apropiado para una calidad dada según el R.D de reutilización.....	288



## *INTRODUCCIÓN.*

---



## 1. INTRODUCCIÓN.

El presente trabajo de investigación, parte como continuación de otro que se hizo conjuntamente entre un programa de la Unión Europea, el Ministerio de Medio Ambiente y la Ciudad Autónoma de Melilla.

Como es lógico en cualquier investigación, quedó un fleco sencillo de resolver y este fue el que se presentó en la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Por tanto esta investigación tenía como finalidad conocer la influencia de los diferentes sistemas de depuración biológica en el tamaño y distribución de las partículas a la salida de la decantación secundaria y así poder definir el paso óptimo de los procesos de macrofiltración, que como anteriormente se había concluido era el de mayor utilidad en la reutilización del agua regenerada en los usos fijados por el R.D. 1620/2007.

Como se verá a lo largo del trabajo este único objetivo presentado para el convenio presentado para la firma del convenio entre la Universidad de Granada y la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir se ha ido incrementando al ir encontrado a lo largo del desarrollo de la investigación diversas líneas que mejoraban el trabajo y que con algo más de esfuerzo y de tiempo se estimó interesantes de resolver.

De ahí que se pidiera al director de este trabajo por parte de la Administración unos meses de prórroga, que han tenido su fruto como se comprueba en los informes presentados. Por otro lado dada la importancia de lo aquí expuesto, el grupo de investigación MITA, continuó unos meses con la investigación, sobre todo en el estudio sistemático de los resultados para concluir con una tesis doctoral que se ha obtenido del estudio y que concluirá con unas observaciones de mejora del R.D.1620/2007, que como se sabe se está comenzando a plantear desde el Ministerio de Medio Ambiente y sin duda la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir podría colaborar con estas determinaciones.

El aumento de la presión en la explotación de los recursos hídricos junto con las bases científicas del estado actual de la gestión del agua residual, reciclado y reutilización incluyen desarrollos de la ingeniería del agua residual y del agua potable. La gestión actual del agua residual incorpora controles de diferentes magnitudes para

minimizar riesgos medioambientales e higiénicos en las diferentes aplicaciones de la reutilización de dichos efluentes (Asano *et al.*, 1996).

Como respuesta a esta situación surge cada vez con más fuerza la necesidad de reutilizar el agua y el establecimiento de una regulación que asegure la calidad de la misma para su nuevo uso. En España toma forma a través del Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

La introducción de nuevos parámetros, como la distribución de tamaño de partículas (DTP) que complementen la caracterización del agua residual realizada por los parámetros clásicos, podría ayudar a cumplir y garantizar los parámetros de calidad requeridos para reutilización del agua depurada.

Por lo tanto el presente trabajo de investigación pretende estudiar en profundidad la distribución de tamaño de partículas en aguas residuales, analizando la influencia de diferentes tratamientos secundarios y la interrelación y dependencia de esta magnitud con otras que caracterizan la calidad del agua residual, complementándola con los resultados obtenidos de la medición de la distribución de tamaño de partículas, usando como referencia lo estipulado en el RD 1620/2007.

### **1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.**

La contaminación del agua es la alteración física, química y/o biológica de su estado natural, pudiendo estar los contaminantes presentes tanto en forma de materia orgánica, nutrientes, metales, materia inorgánica y microorganismos. El agua está sometida a contaminación incluso cuando se encuentra en la naturaleza sin la intervención del hombre, por ejemplo la absorción de gases de la atmósfera y la disolución de sales del medio en la que se encuentra produce una alteración del estado natural del agua.

Una vez el agua ha sido usada por el hombre el tipo de contaminación que puede sufrir es mucho más variada, presentando elementos, sustancias, microorganismos o energías que dependen del tipo de uso que ha sufrido el agua y que se pueden encontrar en concentraciones o niveles no deseados, pudiendo afectar negativamente tanto a la naturaleza como a la propia salud humana. Por ejemplo, la concentración de diferentes

compuestos inorgánicos pueden afectar en gran medida al uso del agua, estando marcado el contenido en sustancias minerales disueltas en el agua residual urbana sin tratar por el contenido del agua de abastecimiento y el aumento producido durante la utilización del agua para los usos domésticos.

El agua residual tiene unas características muy complejas que suelen estar asociadas a compuestos orgánicos o inorgánicos que se pueden encontrar de forma particulada o soluble, cualquier proceso físico, químico y/o biológico aplicado sobre un agua residual hace variar sus características (Neis *et al.*, 1997).

Hench *et al.* (2003) definen que las alteraciones que puede sufrir el agua como consecuencia de su uso pueden ser de naturaleza física, química y biológica. A continuación, en los siguientes subapartados, se detallan las principales alteraciones dentro de cada categoría:

### **1.1.1. Contaminación física.**

El agua residual no suele ser transparente pudiendo tener ligeros colores pardos, rojizos, amarillentos o verdosos, debido principalmente a compuestos húmicos, férricos o pigmentos verdes de algas. Industrias tales como la textil o de fabricación de tintes producen una fuerte contaminación por color del agua (Lin *et al.*, 1994).

El agua residual tiene una alteración de su olor y sabor debido a componentes como fenoles, hidrocarburos, compuestos orgánicos en descomposición o minerales que alteran el olor y sabor del agua aunque estén en muy pequeñas concentraciones, Koe (1984) describe en su trabajo que se han identificado más de 30 componentes olorosos en el ambiente de un agua residual, siendo el más representativo el ácido sulfhídrico.

Referente a la contaminación térmica Eriksson *et al.* (2002) concluyeron como la temperatura del agua residual puede oscilar entre 18 y 38°C, esto supone un aumento de temperatura del agua respecto a su estado en la naturaleza previa a su utilización siendo las principales consecuencias la disminución de la solubilidad de gases (oxígeno) y la precipitación de ciertas sales como el carbonato cálcico cuya solubilidad disminuye a temperaturas elevadas. Igualmente se acelera la cinética de reacciones del metabolismo, acelerándose la putrefacción del agua. Los responsables de esta contaminación térmica son principalmente las centrales nucleares, térmicas y otras



industrias contribuyen que la emplean como medio de refrigeración de sus procesos, siendo también importante en el caso de aguas residuales urbanas la utilización de agua caliente doméstica en las viviendas.

Igualmente referente a los materiales en suspensión, como partículas de arcillas, limo y otras que aunque no lleguen a estar disueltas son arrastradas por el agua de dos maneras: en suspensión estable (disoluciones coloidales); o en forma de una suspensión que sólo dura mientras existe el movimiento del agua las arrastra. Las suspendidas coloidalmente sólo precipitarán después de haber sufrido un proceso de coagulación o floculación.

También se pueden encontrar ciertos niveles de radioactividad en el agua residual, parte de este nivel debe a la que se encuentra de forma natural en el agua debido fundamentalmente a isótopos de potasio y de radio, proveniente este último de la desintegración de uranio y torio (Özmen *et al.*, 2004). Estos niveles de radioactividad, que se encuentran de forma natural, pueden acentuarse por algunas actividades del hombre como las aguas residuales producidas por la industria del petróleo que incrementan los niveles de isótopos de potasio radioactivo (Salih *et al.*, 2008) u otras actividades que pueden incorporar otros tipos de materiales radioactivos.

El empleo creciente de detergentes, jabones, champús y productos surfactantes en general provocan que espumas contaminen el agua residual (Eriksson *et al.*, 2002). Esta contaminación se puede ver agravada si existen efluentes de procesos industriales que emplean o fabrican estos productos, por ejemplo, Wang *et al.* (2008) estudiaron el tratamiento de depuración de aguas residuales con alto contenido de surfactantes provenientes de un efluente de una planta de fabricación de detergentes debido a la problemática de generación de espumas durante los tratamientos aerobios, que dificulta el proceso de depuración.

La conductividad del agua, que proviene de los iones en disolución, es un índice de la cantidad de solutos que tiene un agua residual. Este parámetro normalmente se mide a 20°C y ha sido estudiado por diferentes investigadores como característico del agua residual, por ejemplo, Levy *et al.*, (1999) analizaron la relación entre la conductividad del agua residual y del agua depurada lista para ser reutilizada. Lin *et al.*,

(1994) evaluaron el efecto que producía el tratamiento de depuración de aguas residuales en la modificación de la conductividad del efluente.

### 1.1.2. Contaminación química.

La alteración del pH es una de las formas más obvias de contaminación química del agua. Las aguas superficiales naturales pueden tener un pH ligeramente ácido, debido fundamentalmente a gases como el CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S y NO<sub>x</sub> presentes en la atmósfera y que son parcialmente solubilizados en las aguas residuales o por el agua de lluvia y que al reaccionar con el agua producen diferentes ácidos como el sulfúrico, nítrico o carbónico (D'Hondt *et al.*, 1994), también algunos minerales pueden aportar determinados ácidos. Una vez usada el agua su pH puede ser muy variable dependiendo de los usos que haya tenido, siendo esta variabilidad mucho más amplia en el caso de las aguas residuales industriales. Además en las propias aguas residuales puede haber una acidificación adicional debido a la oxidación del H<sub>2</sub>S generado bajo condiciones anaerobias (Delgado *et al.*, 1999). Chen *et al.* (2000) demostraron que el pH tiene un efecto significativo en los procesos de depuración del agua afectando a los rendimientos de eliminación de DQO, aceites y grasas.

Un indicador indirecto de contaminación química es el oxígeno disuelto, un agua limpia suele estar saturada de oxígeno, esto es indispensable para que haya vida en ella de microorganismos aerobios y animales (Mittal, 2004). Como regla general altos valores de oxígeno disuelto indican una alta calidad del agua, pudiéndose, generalmente, relacionar bajos niveles de oxígeno disuelto con indicios de contaminación del agua (Torras *et al.*, 1998).

Uno de los tipos de contaminación química más frecuente del agua es la ocasionada por materia orgánica, la fracción biodegradable se estima mediante la DBO<sub>5</sub> (demanda biológica de oxígeno a 5 días), que es la cantidad de oxígeno requerido a 5 días por los microorganismos para la oxidación de la materia orgánica biodegradable, mientras que el contenido total de materia orgánica se mide mediante la DQO (demanda química de oxígeno), que consiste en oxidar químicamente todos los compuestos orgánicos del agua en un medio acidificado (Mittal, 2004).

Es importante reseñar el impacto por contaminación con compuestos que contienen nitrógeno y fósforo, estos compuestos son nutrientes esenciales y si el agua es contaminada por ellos se puede producir la eutrofización que conlleva el crecimiento de algas tóxicas y la reducción del oxígeno disuelto del agua, ocasionando por tanto la mortandad de la fauna acuática y en general una pérdida de la biodiversidad. Los principales focos de contaminación de recursos hídricos por nitrógeno y fósforo son la agricultura y la actividad industrial, (Carpenter *et al.*, 1998). Nitrógeno y fósforo pueden presentarse bajo diferentes compuestos, siendo los principales: nitratos, nitritos, compuestos amoniacales, ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico (Martínez *et al.*, 2000 y Pitt *et al.*, 1999).

En cuanto a los compuestos orgánicos destacan los que provienen de los productos domésticos como champú, perfumes, conservantes, tintes, detergentes y blanqueantes, también es importante destacar el contenido en aceites y grasas del agua residual proveniente de las cocinas, (Eriksson *et al.* 2002). También es importante el contenido en grasas y aceite derivados de procesos industriales, tales como lubricantes de automóviles. En el agua residual también se pueden encontrar presentes compuestos orgánicos volátiles como fenoles y derivados del tipo xileno, etilbenceno y cloruro de metileno provenientes de actividades industriales (Owens *et al.* 2006).

En la contaminación por compuestos tóxicos se encuentran fundamentalmente pesticidas, insecticidas y metales pesados, comúnmente usados en la agricultura y la industria (Horan, 1991 y Dixon *et al.*, 1999). También se debe hacer mención especial a metales como el cobre, plomo, plata, cromo, arsénico y boro que son tóxicos en mayor o menor medida para microorganismos (Metcalf and Eddy, 1995 y Beg *et al.* 2001).

El agua también puede contener diferentes tipo de iones, por ejemplo cloruros y sodio relacionados con la salinidad del agua, y que suelen presentarse en concentraciones moderadas en el agua residual de poblaciones costeras; cationes de calcio, magnesio y potasio, combinados con cloruros, bicarbonatos y sulfatos pueden disolverse al circular el agua por terreno que tenga material calizo y dolomítico. (Dean, 1968 y Pitt *et al.*, 1999). La contaminación por iones que contienen nitrógeno y fósforo como nitratos y fosfatos fue tratada en párrafos anteriores. Otros contaminantes en forma de iones que se pueden presentar en el agua residual son sulfuros, generados por

reacciones anaerobias del agua residual donde se reducen los sulfatos que puede contener el agua (Khanal *et al.* 2003) o provenientes de vertidos de aguas residuales industriales como por ejemplo la industria petroquímica cuyos vertidos contienen sulfuros y cianuros (Sujo-Nava *et al.*, 2009).

### **1.1.3. Contaminación biológica.**

El agua residual debido a sus diferentes aplicaciones está contaminada por diferentes microorganismos como bacterias, virus, protozoos, hongos, y nematodos, esta presencia es indicativa de la existencia en el agua de aguas residuales urbanas o de restos orgánicos (Horan, 1991 y Eriksson *et al.* 2002).

### **1.1.4. Consecuencias de la contaminación del agua.**

Las principales consecuencias de la contaminación del agua por motivo de las alteraciones de algunos de los parámetros mencionados anteriormente son:

- Disminución de los recursos hídricos disponibles. Esto suele conllevar un gasto adicional para descontaminarla y mantener recursos disponibles.
- Daños a la salud pública. Enfermedades relacionadas con agua contaminada.
- Perjuicios ocasionados en cultivos piscícolas y suelos de cultivo.
- Mayor control sobre la calidad de las aguas y tratamientos de depuración y potabilización de la misma.

Como conclusión la contaminación del agua disminuye los recursos naturales disponibles y aumenta los gastos relacionados con su depuración y la reparación de los efectos negativos que produce.

Mediante la medición de los parámetros mencionados que se alteran por el uso del agua se puede conocer el grado y tipo de contaminación del agua, pudiendo así elegir, diseñar y dimensionar el tratamiento a emplear para conseguir su depuración. No obstante, los parámetros estandarizados para conocer las características de un agua residual suelen ser, (Metcalf and Eddy, 1995):

- Parámetros físicos: Concentración en sólidos totales, sólidos solubles sólidos en suspensión, temperatura, color y olor.

- Parámetros químicos: Materia orgánica, pH, DQO, contenido en aceites y grasas, sustancias minerales del agua, contenido en cloruros, sales de fósforo y nitrógeno, contenido en compuestos tóxicos (normalmente metales pesados) y gases en disolución
- Parámetros biológicos: DBO, coliformes fecales y totales, estreptococos, bacterias aerobias y anaerobias y virus.

La distribución de tamaño de partículas en un agua residual puede proporcionar información sobre el tipo de contaminación que hay en ella, y por lo tanto de una forma indirecta de la calidad del agua, (Tiehm *et al.*, 1999; Chávez *et al.*, 2004). Este parámetro se podría clasificar dentro de los parámetros físicos del agua.

Las partículas presentes en el agua residual tienen una fuerte relación tanto con la calidad del agua como con el tratamiento de depuración. Además de relacionarse con los sólidos en suspensión, considerados como un parámetro de calidad del agua, las partículas de un agua residual están asociados con muchos otros indicadores de calidad tanto microbiológicos como compuestos químicos adsorbidos sobre su superficie. (Wu *et al.*, 2009).

## **1.2. AGUAS RESIDUALES URBANAS: CARACTERÍSTICAS Y PROBLEMÁTICA.**

Se puede definir como agua residual aquella que procede del empleo de un agua natural o de la red en un uso determinado. La eliminación del agua residual se conoce como vertido.

El desarrollo de la teoría del germen a cargo de Koch y Pasteur en la segunda mitad del siglo XIX marcó el inicio de una nueva era en el campo del saneamiento. Antes de estos estudios no se había profundizado demasiado en la relación existente entre contaminación y contaminantes (Metcalf and Eddy, 1995). Snow en 1849 demostró la transmisión del cólera a través de aguas contaminadas por aguas residuales; a partir de éste momento se tomó conciencia de que las aguas residuales eran transmisoras de enfermedades y por lo tanto un problema que resolver (Gómez y Hontoria., 2003).

Las aguas residuales, además de patógenos, contienen otras muchas sustancias contaminantes; definir de una forma exacta lo que es un agua residual es complejo, ya que está en función de las características que se den en cada población o industria, y también depende del sistema de recogida que se emplee, pudiendo distinguir entre:

- Aguas residuales domésticas, procedentes de zonas residenciales o similares.
- Infiltraciones y aportaciones incontroladas, son aguas que entran de forma directa o indirecta en la red de alcantarillado y no se conoce demasiado su composición.
- Aguas pluviales, que son aguas resultantes de las escorrentías superficiales, con contaminantes en metales pesados.
- Aguas de complejos industriales u hospitalarias.

Las zonas residenciales y los centros comerciales constituyen las principales fuentes de generación de aguas residuales urbanas, por lo tanto, la cantidad de agua residual depende directamente de la cantidad de población, por ello es muy típico hacer una determinación del caudal del agua residual en función de la población equivalente. Un caudal de agua residual es variante a lo largo del día, y también a lo largo del año (Metcalf and Eddy, 1995).

La composición de las aguas residuales puede ser muy variable, pues depende de muchos factores. En la Tabla 1 se puede apreciar unos valores típicos de parámetros físico-químicos de aguas residuales urbanas en función del grado de contaminación.

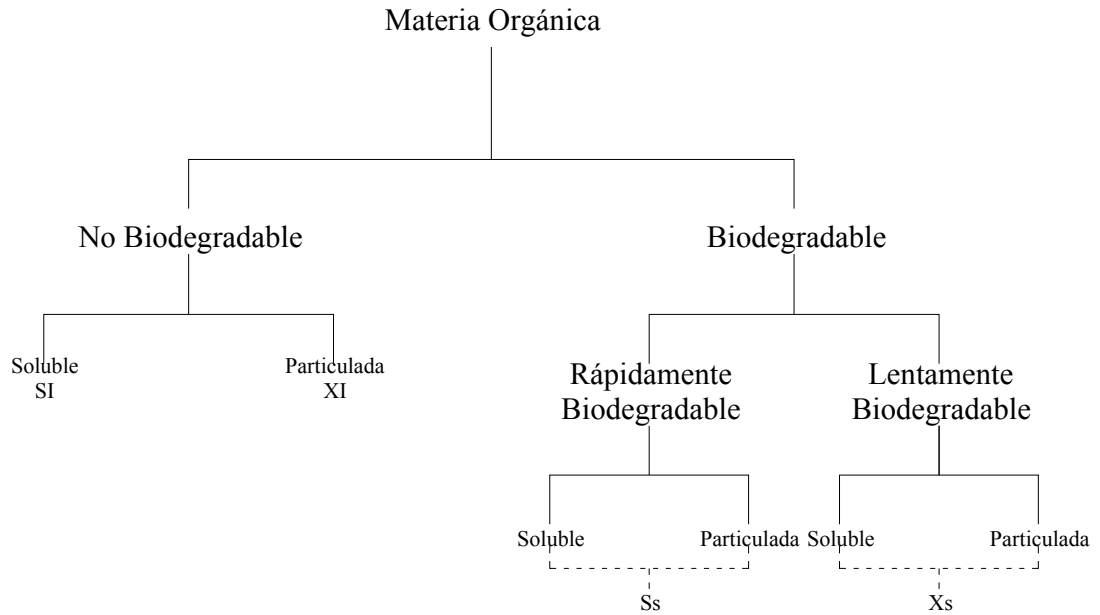
Entre los distintos elementos contaminantes que contiene el agua residual urbana, cabría destacar la materia orgánica, procedente principalmente de las aguas domésticas. Estos compuestos son de naturaleza reductora, por lo que consumirán oxígeno, y pueden estar presentes de forma coloidal o disuelta. Además existe la presencia de elementos de naturaleza inorgánica, que pueden ser de muy distinta composición, desde nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, hasta sustancias tóxicas y peligrosas (Gómez y Hontoria., 2003).

**Tabla 1. Grado de contaminación de las aguas residuales urbanas (Gómez y Hontoria., 2003).**

Parámetros	Grado de contaminación		
	Fuerte	Media	Débil
Sólidos totales	1000	500	200
Sólidos totales fijos	300	150	80
Sólidos totales volátiles	700	350	120
Sólidos en suspensión	500	300	100
Sólidos en suspensión fijos	100	50	30
Sólidos en suspensión volátiles	400	250	70
Sólidos disueltos	500	200	100
Sólidos disueltos fijos	200	100	50
Sólidos disueltos volátiles	300	100	50
Sólidos sedimentables	250	180	40
Sólidos sedimentables fijos	150	108	24
Sólidos sedimentables volátiles	100	72	16
D.B.O. <sub>5</sub>	400	220	110
D.Q.O.	1.000	500	250
C.O.T.	290	160	80
N <sub>total</sub>	86	50	25
N <sub>orgánico</sub>	35	20	10
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	50	30	15
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,4	0,2	0,1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,1	0,05	0,0
P <sub>total</sub>	15	8	4
P <sub>orgánico</sub>	5	3	1
P <sub>inorgánico</sub>	10	5	3
pH	6-9	6-9	6-9
Grasas	150	100	50

La materia orgánica de las aguas residuales puede subdividirse en varias categorías (Figura 1), basándose la primera división de importancia en la biodegradabilidad. La materia orgánica no biodegradable es biológicamente inerte y pasa a través de un sistema de tratamiento biológico sin modificarse, pudiéndose diferenciar en dos grupos dependiendo de su estado físico: soluble y particulada. La materia inerte soluble (SI) abandonará el sistema de tratamiento biológico con el mismo nivel de concentración con el que entró. La materia inerte suspendida (XI), normalmente quedará atrapada en los fangos del proceso biológico.

La materia orgánica biodegradable puede también dividirse a su vez en dos grupos: rápidamente biodegradable y lentamente biodegradable; tanto la rápida como la lentamente biodegradable pueden presentarse en estado soluble o particulado (Henze *et al.*, 1987).



**Figura 1.** Subdivisión de la materia orgánica en las aguas residuales (modificado de Poyatos *et al.*, 2007)

A efectos prácticos se considera toda la materia rápidamente biodegradable como si fuera soluble ( $S_s$ ), y toda la materia lentamente biodegradable como si fuera particulada ( $X_s$ ).

Por lo tanto, teniendo en cuenta todo lo anterior, el agua residual debido a su composición puede originar problemas medioambientales muy severos, la presencia de materia orgánica junto con nutrientes puede provocar alteraciones en la microbiota de un sistema, llegándose a producir eutrofización del medio. Además la presencia de sustancias tóxicas y de microorganismos patógenos puede causar daños muy graves a los seres humanos en caso de utilizar directamente esa agua.

En este sentido junto con los tratamientos convencionales de descontaminación del agua residual basados en ozonización, cloración o radiación ultravioleta existen estudios en los que se analiza la potencialidad de otros tratamientos empleados en la industria agroalimentaria o farmacéutica para solventar este problema en las aguas residuales. (Poyatos *et al.*, 2010b).



### 1.3. LEGISLACIÓN APLICABLE EN LA MATERIA.

Actualmente, para controlar los problemas medioambientales que pueden originar los vertidos de aguas residuales descritos en los apartados anteriores, existe una amplia legislación al respecto. A continuación se presenta una lista de la diversa legislación relacionada con aguas residuales.

- R.D. Legislativo 1/2001, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas que deroga la Ley 29/1985 y la Ley 46/1999. Modificado por la Ley 62/2003.
- R.D. 849/86, de Reglamento del Dominio Público Hidráulico. Este Real Decreto parcialmente modificado por los Reales Decretos 1315/1992, 419/1993, 1771/1994, 995/2000, y 606/2003 (afectado por la Orden MAM/1873/2004).
- R.D. 927/88, de Reglamento de la Administración Pública del Agua y la Planificación Hidrológica.
- Ordenanza municipal de vertidos a la red de alcantarillado. En el caso concreto de Granada: B.O.P. 30.05.00.
- Vertido en zonas costeras:
- Ley de Costas 22/1988. El fin de esta ley es garantizar la protección de la calidad de las aguas y evitar el vertido de sustancias peligrosas al mar.
- R.D. 258/1989, Orden 31/10/1989 y 28/10/1992. Incorporan las Directivas 76/464/CEE y 86/280/CEE, relativas a contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas al mar y valores límites de emisión de dichas sustancias.
- En la Comunidad Autónoma de Andalucía hay que considerar el Decreto 334/1994 que regula el procedimiento para la tramitación de autorizaciones de vertido al dominio público marítimo-terrestre y el Decreto 14/96, Reglamento de Calidad de las Aguas Litorales, para profundizar y ampliar lo establecido en la legislación vigente en materia de vertidos desde tierra al mar. En relación con el tratamiento de las aguas residuales urbanas, surgen las Directivas 91/271/CEE y 98/15/CE, que modifica Anexo I de la anterior, y sus transposiciones al ordenamiento jurídico español mediante el R.D. Ley

11/95; R.D. 509/96, que desarrolla el R.D. anterior; R.D. 2116/98, se modifica el cuadro 2 del Anexo I del R.D. 509/96. y B.O.E. 30.11.98., corrección de erratas del R.D. 2116/98.

Como consecuencia de la transposición de las Directivas anteriores se redacta el plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales 1995-2005(BOE 12.05.95) y se declaran las "zonas sensibles" en las cuencas hidrográficas intercomunitarias, mediante B.O.E. 30.06.98; en Andalucía, el Decreto 54/1999 declara las zonas sensibles, normales y menos sensibles en las aguas del litoral y de las cuencas hidrográficas intracomunitarias de la Comunidad Autónoma de Andalucía. (BOJA 23.03.99).

Con respecto a las aguas residuales industriales hay que diferenciar:

- Aguas procedentes de actividades domésticas o residuos de actividad humana, si se recogen por separado de las procedentes de fábrica: se tratan como aguas domésticas normales.
- Aguas residuales procedentes de la industria, distinguiendo entre:
  - Aguas residuales industriales asimilables a urbanas, que se pueden verter a la red de saneamiento. En este caso la normativa de ámbito local debe establecer las características que debe cumplir el agua industrial para poder ser caracterizada como asimilable a urbana y poder así ser vertida a la red de saneamiento, en caso contrario, se prohíbe el vertido directamente a la red de saneamiento.
  - Aguas residuales industriales no asimilables a urbanas, que por tanto no se pueden verter a la red de saneamiento. Sobre estas aguas habrá que realizar un tratamiento adecuado para hacerlas asimilables a urbanas y poder verter a la red de saneamiento o bien tratarlas de forma independiente hasta cumplir las condiciones de su vertido, indicadas en el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (R.D.849/1986 y sus modificaciones: R.D.995/2000, R.D. 606/2003 y Orden MAM/1873/2004) o en la legislación que regula el vertido al mar, en su caso.

Según el reglamento anterior, los vertidos al dominio público hidráulico estarán gravados con una tasa destinada al estudio, control, protección y mejora del medio receptor de cada cuenca hidrográfica, que se denomina “canon de control de vertidos”, de acuerdo con lo previsto en el artículo 113.1 del Texto Refundido de la Ley de Aguas. Este canon será independiente de los cánones o tasas que puedan establecer las Comunidades Autónomas o las Corporaciones Locales para financiar obras de saneamiento y depuración.

Desarrollando lo anterior, la Ley de Aguas y la Ley de Costas establecen diferentes medidas para conseguir una mejor calidad de las aguas continentales y marítimas respectivamente, entre las que cabe destacar el sometimiento a autorización previa de las actividades susceptibles de provocar la contaminación del dominio público hidráulico o del dominio público marítimo-terrestre y, en especial, los vertidos.

Ahora bien, una adecuada protección de la calidad de las aguas exigiría completar las medidas establecidas en las leyes citadas con otras que sometan los vertidos de las aguas residuales urbanas, previamente a su evacuación, a una serie de tratamientos en instalaciones adecuadas para limitar los efectos contaminantes de dichas aguas residuales, con el fin último de garantizar la protección del medio ambiente.

Con este objetivo, la Unión Europea aprobó la Directiva 91/271/CEE, del Consejo, de 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, en la cual se establece que los Estados miembros adoptarán las medidas necesarias para garantizar que dichas aguas son tratadas correctamente antes de su vertido y se impone la obligación de someter dichas aguas residuales a tratamientos más o menos rigurosos.

Esta Directiva, como se ha comentado anteriormente se trasladó al ordenamiento jurídico mediante el R.D. ley 11/95 y el R.D. 509/96 que desarrolla el anterior. Los criterios para fijar la obligación de tratar las aguas residuales urbanas son el número de "habitantes-equivalentes", concepto definido en función de la carga contaminante tanto de personas, como de animales e industrias y las "aglomeraciones urbanas", que son las zonas que presentan una concentración suficiente para la recogida y conducción de las aguas residuales; asimismo, también se toma en consideración la mayor o menor sensibilidad de la zona en la que van a realizarse los vertidos.

Con carácter general, la legislación establece dos obligaciones claramente diferenciadas:

- En primer lugar, las "aglomeraciones urbanas" deberán disponer, según los casos, de sistemas colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales.
- En segundo lugar, se prevén distintos tratamientos a los que deberán someterse dichas aguas antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas.

En la determinación de los tratamientos a que deberán ser sometidas las aguas residuales urbanas antes de su vertido, se tiene en cuenta si dichos vertidos se efectúan en "zonas sensibles" o "zonas menos sensibles", lo cual determinará un tratamiento más o menos riguroso. En la Tabla 2 y en la

Tabla 3 se indican los parámetros cuyo control es obligatorio y los valores máximos permitidos si el vertido se realiza en zonas normales o zonas sensibles según el R.D. 509/96.

**Tabla 2. Niveles de tratamiento secundario para zonas normales y sensibles, según R.D. 509/86.**

Parámetro	Concentración	% eliminación
<b>DBO<sub>5</sub></b>	25 mg O <sub>2</sub> /l	70-90
<b>DQO</b>	125 mg O <sub>2</sub> /l	75
<b>SS</b>	35 mg/l > 10.000 h-eq	90
	60 mg/l < 10.000 h-eq	70

**Tabla 3. Niveles de tratamiento secundario más eliminación de nitrógeno y fósforo para zonas sensibles.**

Parámetro	Concentración	% eliminación
<b>Fósforo total</b> (P·PO <sub>4</sub> <sup>+</sup> P <sub>orgánico</sub> )	2 mg P/l (de 10.000 a 100.000 h-eq)	80
	1 mg P/l (más de 100.000 h-eq)	
<b>Nitrógeno total</b> (NTK <sup>+</sup> N·NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	15 mg N/l (de 10.000 a 100.000 h-eq)	70-80
	10 mg N/l (más de 100.000 h-eq)	

### **1.3.1. Real Decreto 1620/2007.**

A continuación se expone un breve resumen de los aspectos más relevantes existentes en el Real Decreto publicado por el Ministerio de Medio Ambiente el 7 de diciembre de 2007 donde se aclaran los términos y las posibles necesidades referentes a la calidad del agua para poder ser reutilizada.

#### **1.3.1.1. Concepto de reutilización.**

Se entiende por reutilización de las aguas la aplicación, antes de su devolución al dominio público hidráulico, al marítimo terrestre para un nuevo uso privativo de las aguas que, habiendo sido utilizadas por quien las derivó, se han sometido al proceso o procesos de depuración establecidos en la correspondiente autorización de vertido y a los necesarios para alcanzar la calidad requerida en función de los usos a que se van a destinar.

#### **1.3.1.2. Definiciones**

***Aguas depuradas:*** aguas residuales que han sido sometidas a un proceso de tratamiento que permita adecuar su calidad a la normativa de vertidos aplicable.

***Aguas regeneradas:*** aguas residuales depuradas que, en su caso, han sido sometidas a un proceso de tratamiento adicional o complementario que permite adecuar su calidad al uso al que se destinan. A efectos de este Real Decreto uso de aguas regeneradas es equivalente a reutilización de aguas.

***Estación regeneradora de aguas:*** conjunto de instalaciones donde las aguas residuales depuradas se someten a procesos de tratamiento adicional que puedan ser necesarios para adecuar su calidad al uso previsto.

***Infraestructuras de almacenamiento y distribución:*** conjunto de instalaciones destinadas a almacenar y distribuir el agua regenerada por medio de una red o bien depósitos móviles públicos y privados.

***Sistema de reutilización de las aguas:*** conjunto de instalaciones que incluyen la estación regeneradora de aguas, en su caso, y las infraestructuras de almacenamiento y distribución de las aguas regeneradas hasta el punto de entrega a los usuarios, con la dotación y calidad definidas según los usos previstos.

**Primer usuario:** persona física o jurídica que ostenta concesión para la primera utilización de las aguas derivadas.

**Usuario del agua regenerada:** persona física o jurídica o entidad pública o privada que utiliza el agua regenerada para el uso previsto.

**Punto de entrega de las aguas depuradas:** lugar donde el titular de la autorización de vertido de aguas residuales entrega las aguas depuradas en las condiciones de calidad exigidas en la autorización de vertido para su regeneración.

**Punto de entrega de las aguas regeneradas:** lugar donde el titular de la concesión o autorización de reutilización de aguas entrega a un usuario las aguas regeneradas, en las condiciones de calidad según su uso previstas en esta disposición.

**Lugar de uso del agua regenerada:** zona o instalación donde se utiliza el agua regenerada suministrada.

**Autocontrol:** programa de control analítico sobre el correcto funcionamiento del sistema de reutilización realizado por el titular de la concesión o autorización de reutilización de aguas.

1.3.2. Criterios de calidad.

Tabla 4. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos urbanos (R.D. 1620/2007).

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES <sup>1</sup>	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
<b>1.- USOS URBANOS</b>					
<b>CALIDAD 1.1: RESIDENCIAL<sup>2</sup></b> a) Riego de jardines privados. <sup>3</sup> b) Descarga de aparatos sanitarios. <sup>3</sup>	1 huevo/10 L	0 (UFC <sup>4</sup> /100 mL)	10 mg/L	2 UNT <sup>5</sup>	OTROS CONTAMINANTES <sup>6</sup> contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas <sup>7</sup> deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <sup>8</sup> <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización)
<b>CALIDAD 1.2: SERVICIOS</b> a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares). <sup>9</sup> b) Baldeo de calles. <sup>9</sup> c) Sistemas contra incendios. <sup>9</sup> d) Lavado industrial de vehículos. <sup>9</sup>	1 huevo/10 L	200 UFC/100 mL	20 mg/L	10 NTU	

**Tabla 5. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos agrícolas (R.D. 1620/2007).**

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
<b>2.- USOS AGRÍCOLAS<sub>1</sub></b>					
<b>CALIDAD 2.1<sup>2</sup></b> <b>a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.</b>	1 huevo/10 L	100 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases <sup>3</sup> con los siguientes valores: n = 10 m = 100 UFC/100 mL M = 1.000 UFC/100 mL c = 3	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 1.000 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización) Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=1.000.



**Tabla 6. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos agrícolas, continuación. (R.D. 1620/2007).**

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
<p><b>CALIDAD 2.2</b></p> <p>a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior.</p> <p>b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.</p> <p>c) Acuicultura.</p>	1 huevo/10 L	<p>1.000 UFC/100 mL</p> <p>Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases<sup>1</sup> con los siguientes valores: n = 10 m = 1.000 UFC/100 mL M = 10.000 UFC/100 mL c = 3</p>	35 mg/L	No se fija límite	<p>OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Taenia saginata</i> y <i>Taenia solium</i>: 1 huevo/L (si se riegan pastos para consumo de animales productores de carne) Es obligatorio llevar a cabo detección de patógenos Presencia/Ausencia (<i>Salmonella</i>, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=10.000</p>
<p><b>CALIDAD 2.3</b></p> <p>a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana.</p> <p>b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones.</p> <p>c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.</p>	1 huevo/10 L	10.000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	<p>OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L</p>

Tabla 7. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos industriales. (R.D. 1620/2007).

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
<b>3.- USOS INDUSTRIALES</b>					
<b>CALIDAD 3.1<sup>1</sup></b> <b>a) Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria.</b> <b>b) Otros usos industriales.</b>	No se fija límite	10.000 UFC/100 mL	35 mg/L	15 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs <i>Legionella spp.</i> : 100 UFC/L
<b>c) Aguas de proceso y limpieza para uso en la industria alimentaria</b>	1 huevo/10 L	1.000 UFC/100 MI Teniendo e cuenta un plan de muestreo a 3 clases <sup>2</sup> con los siguientes valores: n = 10 m = 1.000 UFC/100 mL M = 10.000 c=3	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> : 100 UFC/L Es obligatorio llevar a cabo detección de patógenos Presencia/Ausencia ( <i>Salmonella</i> , etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=10.000
<b>CALIDAD 3.2</b> <b>a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.</b>	1 huevo/10 L	Ausencia UFC/100 mL	5 mg/L	1 UNT	<i>Legionella spp.</i> : Ausencia UFC/L Para su autorización se requerirá: - La aprobación, por la autoridad sanitaria, del Programa específico de control de las instalaciones contemplado en el Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénicosanitarios para la prevención y control de la legionelosis. - Uso exclusivamente industrial y en localizaciones que no estén ubicadas en zonas urbanas ni cerca de lugares con actividad pública o comercial.

**Tabla 8. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos recreativos. (R.D. 1620/2007).**

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
<b>4.- USOS RECREATIVOS</b>					
<b>CALIDAD 4.1<sup>1</sup></b> <b>a) Riegos de campos de golf.</b>	1 huevo/10 L	200 UFC/100 mL	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. Si el riego se aplica directamente a la zona del suelo (goteo, microaspersión) se fijan los criterios del grupo de Calidad 2.3 <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización)
<b>CALIDAD 4.2</b> <b>a) Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua.</b>	No se fija límite	10.000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. P <sub>T</sub> : 2 mg P/L (en agua estancada)

**Tabla 9. Criterios de calidad para reutilización del agua en usos ambientales. (R.D. 1620/2007).**

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	<i>ESCHERICHIA COLI</i>	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
<b>5.- USOS AMBIENTALES</b>					
<b>CALIDAD 5.1<sup>1</sup></b> a) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno.	No se fija límite	1.000 UFC/100 ML	35 mg/L	No se fija límite	N <sup>T</sup> <sub>i</sub> : 10 mg N/L NO <sub>3</sub> : 25 mg NO <sub>3</sub> /L Art. 257 a 259 del RD 849/1986
<b>CALIDAD 5.2</b> a) Recarga de acuíferos por inyección directa.	1 huevo/10 L	0 UFC/100 mL	10 mg/L	2 UNT	
<b>CALIDAD 5.3</b> a) Riegos de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público. b) Silicultura.	No se fija límite	No se fija límite	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs.)
<b>CALIDAD 5.4</b> a) Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, caudales mínimos y similares)	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso				

#### **1.4. DESCRIPCIÓN DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS DE DEPURACIÓN CONVENCIONALES.**

El principio de depuración de un agua residual se fundamenta en el metabolismo de microorganismos vivos que producen CO<sub>2</sub> en condiciones aeróbicas; y metano, CO<sub>2</sub>, nitrógeno y ácido sulfhídrico en ambientes anóxicos. Los sistemas de depuración, en una primera clasificación, se pueden agrupar dependiendo del tipo de crecimiento de microorganismos que tenga lugar en ellos, existiendo dos grupos fundamentalmente:

- Cultivo en suspensión, dónde los microorganismos forman flóculos que se mantienen en suspensión en el líquido a tratar, normalmente el residuo es oxidado en condiciones aerobias, y éste será necesario retirarlo del efluente y recircular una parte al reactor biológico para mantener constante en él los niveles de biomasa, (Tejero, 1998). Este sistema es ampliamente usado actualmente.
- Cultivo fijo, dónde mediante el empleo de distintos materiales que actúan como soportes se produce la fijación de gran cantidad de bacterias gracias a la producción de exopolímeros. Este tipo de cultivo permite desarrollar tanto sistemas de depuración aerobios o anaerobios.

A continuación se realizará la descripción teórica de los sistemas que serán estudiados en el presente trabajo de investigación.

##### **1.4.1. Procesos de fangos activos.**

Es el tratamiento biológico de cultivo en suspensión más empleado en la eliminación de la materia orgánica carbonosa y el tratamiento secundario por excelencia empleado en la depuración de aguas residuales urbanas domésticas.

Fue desarrollado por Ardern y Lockett en 1914 en Inglaterra y se basa en la producción de masa de microorganismos activos por vía aerobia capaz de estabilizar un residuo. Existen multitud de variantes del proceso original, pero todas se basan en el mismo principio de funcionamiento, mostrado en la Figura 2, consistiendo en un reactor de mezcla completa con recirculación.

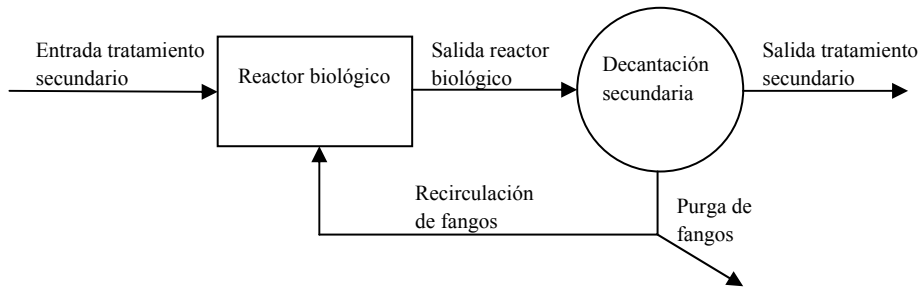
El agua residual entra al reactor biológico para que se produzca en él el efecto de depuración biológica, produciéndose un rápido crecimiento de los microorganismos, fundamentalmente bacterias, encargados de la depuración, que al principio se encuentran libres y posteriormente tienden a aglutinarse formando flóculos. El flóculo puede crecer tanto por la multiplicación de los microorganismos que lo forman como por la adsorción de materia orgánica o inorgánica.

A medida que el flóculo crece se incrementa el número de células muertas presentes en el y puesto que la actividad de depuración se debe fundamentalmente a la oxidación biológica de los organismos vivos, produciéndose una disminución de la actividad del flóculo con su edad. El contenido en del reactor se conoce como licor mezcla.

En estos procesos se define el tiempo de retención celular (TRC) o edad del fango, como el cociente entre la masa de microorganismos del reactor y el flujo de microorganismos purgados del sistema. Por otro lado se aporta el oxígeno necesario para mantener las condiciones óxicas del reactor mediante medios mecánicos.

El tiempo de retención hidráulica (TRH) se define como el cociente entre la suma del volumen del reactor y el decantador secundario entre el caudal de entrada a los mismos, definiéndose específicamente el tiempo de retención hidráulica del reactor como el cociente entre el volumen del reactor biológico y el caudal de entrada al mismo, (Metcalf and Eddy, 1995).

Una vez que el agua ha estado el tiempo necesario en el reactor biológico, pasa al decantador secundario donde se produce la separación de los sólidos floculados mediante un proceso físico de separación por gravedad que se ve favorecido por la disminución de la velocidad del líquido. Los sólidos separados son retirados del decantador y en parte son recirculados, como se mencionó anteriormente al reactor biológico y el exceso es purgado y enviado a una línea de fangos que los trata convenientemente. (Segura, 2009).



**Figura 2. Esquema típico de fangos activos. Modificado de Metacalf and Eddy (1995).**

Un parámetro clave en el diseño de plantas de fangos activos es la carga másica ( $C_m$ ), que es la relación entre carga orgánica del efluente y cantidad de materia orgánica en suspensión, según la Ecuación 1:

$$C_m = \frac{Q \cdot [DBO_5]_e}{[MLSS] \cdot V_R}$$

#### Ecuación 1. Carga másica

Dónde:

- $C_m$  es la carga másica. (kg DBO<sub>5</sub>/kg MLSS·día)
- $Q$  es el caudal del efluente que llega a la planta, m<sup>3</sup>/día.
- $[DBO_5]_e$  Concentración de DBO<sub>5</sub> de entrada al reactor.
- $[MLSS]$  es la concentración de sólidos en suspensión del licor mezcla, Kg/m<sup>3</sup>.
- $V_R$  es el volumen del reactor biológico, m<sup>3</sup>.

Según se muestra en la Tabla 10, existen tres tipos de procesos de fangos activos según el valor de la carga másica del sistema, siendo la producción de microorganismos alta en el proceso de alta carga, decreciendo en el de media carga y es baja en el de oxidación prolongada.

**Tabla 10. Procesos de fangos activos en función de la carga másica para aguas residuales urbanas típicas.**

PROCESO	$C_m$ , (kg DBO <sub>5</sub> /kg MLSS día)	Velocidad ascensional $m^3/(m^2 \cdot h)$	Rendimiento $\eta$ , %
<b>Alta Carga</b>	2-12	0,8-1,2	70-50%
<b>Media Carga</b>	0,25-0,60	0,5-0,8	92-86%
<b>Oxidación Prolongada</b>	0,05-0,10	0,5-0,8	97-93%

La temperatura influye en este proceso, fundamentalmente en las necesidades de aireación, en el crecimiento de microorganismos y en el riesgo de flotabilidad de los fangos en los decantadores, de forma que cuanto mayor es la temperatura mayor necesidad de aireación requiere el proceso, mayor es el crecimiento de los microorganismos en el sistema y mayor peligro de flotabilidad de los fangos en los decantadores con velocidades ascensionales bajas.

A continuación se hace una descripción de los tres tipos de fangos activos definidos en función de la carga másica.

#### **1.4.1.1. Alta carga.**

Se aplican sobre efluentes con una DBO<sub>5</sub> muy alta para la cantidad de biomasa que tiene. Se ponen las condiciones de proceso para favorecer el crecimiento de las bacterias que son las que tienen un crecimiento más rápido, para ello se realiza una aireación. El tiempo de retención en el reactor es corto, alrededor de 1 hora, y solo actuarán las bacterias eliminando rápidamente gran cantidad de materia orgánica. Los rendimientos en depuración de fangos activos de alta carga pueden alcanzar el 70% si el valor de la carga másica es de 2, no alcanzando por sí solos los niveles de calidad exigidos para el agua depurada. Por ello se usa como tratamiento primario y tiene que ir seguido de otro reactor biológico, de media carga si este fuese de fangos activos, para conseguir la eficacia deseada en la depuración, recibiendo esa configuración el nombre de fangos activos de doble etapa,.



Los principales parámetros de un sistema de depuración de fangos activos de alta carga son:

- MLSS: 2.000-2.500 mg/L
- TRH: 40-80 min
- TRC: 1-2 días.
- Rendimiento eliminación  $\text{DBO}_5 \leq 70$

#### **1.4.1.2. Media carga.**

En este sistema está bien balanceada la materia orgánica y los microorganismos presentes, empleándose mayores tiempos de retención en el biorreactor que en los de alta carga, alrededor de 8 horas. Las bacterias, los protozoos y los rotíferos son los que hacen disminuir la  $\text{DBO}_5$ . Los rendimientos para estos procesos están en torno al 92%, alcanzando calidades adecuadas para un agua depurada, (Metcalf and Eddy, 1995). Los principales parámetros de un sistema de depuración de fangos activos de media carga son:

- MLSS: 1.500-2.500 mg/l
- TRH: 6-9 h
- TRC: 5-15 días
- Rendimiento eliminación  $\text{DBO}_5$ : 85-95 %

#### **1.4.1.3. Baja carga. Oxidación prolongada.**

Este tratamiento también genera un agua depurada que cumple con los criterios de calidad. Generalmente no suelen ir precedidos de decantación primaria, habiendo una alta relación de microorganismos para la materia orgánica presente en el efluente. Estos tratamientos tienen tiempos de retención en el reactor biológico de hasta 40h, obteniendo los fangos a la salida estabilizados, a diferencia de los otros dos tipos de tratamientos de fangos activos. Debido a los altos tiempos de retención hidráulica y celulares, cuando se elimina la carga orgánica del agua los microorganismos se depredan entre ellos.

Este tratamiento se usa preferentemente para poblaciones inferiores a 35.000 habitantes en la que el mayor tamaño del reactor compensa un tratamiento de mayor simplicidad de los fangos. Los principales parámetros de un sistema de depuración de fangos activos de baja carga son:

- MLSS: 3.000-5.000 mg/l
- TRH: 24-40 h
- TRC: 20-30 días
- Rendimiento eliminación DBO: Alcanzable hasta el 96%

#### **1.4.1.4. Biorreactores de membrana.**

Un biorreactor de membrana (BMR) combina un proceso biológico de depuración con tecnología de membrana consiguiendo un efluente de gran calidad, comparable con los procesos en los que se utiliza un tratamiento terciario. La principal diferencia con el sistema de fangos activos convencional consiste en la sustitución del decantador secundario por un sistema de filtrado constituido por módulos de membranas. Los tipos de membrana que se utilizan en los biorreactores de membrana son de ultrafiltración y de microfiltración, debiendo cumplir en cuanto a su composición una serie de requisitos como son los siguientes, (Stephenson *et al.*, 2002):

- Deben ser inertes y no biodegradables.
- Deben ser fáciles de limpiar y de regenerar y deben ser resistentes a los agentes químicos y a las presiones y temperaturas elevadas.
- Deben tener una distribución de los poros uniforme y elevada porosidad.
- Las membranas deben ser neutras o presentar carga negativa para evitar la adsorción de los microorganismos.
- Deben ser duraderas y fáciles de sustituir.

Algunos materiales que tienen estas características y son empleados para fabricar biorreactores de membranas son el polifluoruro de vinilideno (PVDF), polietilsulfonas (PES), polietileno (PE) y polipropileno (PP), (AWWARF, LE, WRCSA, 1998).

Estas membranas son normalmente hidrofílicas, para evitar un ensuciamiento rápido de la membrana, aunque algunos de los materiales con los que se fabrican son hidrofóbicos, como puede ser el PVDF y el PP, a los cuales se les aplica un tratamiento químico especial en su fabricación para que la superficie de la membrana sea hidrofílica, y por lo tanto la membrana se comporte como tal. (Judd, 2006).

Los biorreactores de membrana se pueden clasificar en dos tipos según la disposición de la membrana en el mismo.

- Biorreactores de membrana sumergida: Tienen la membrana en el interior del reactor biológico en contacto con el licor mezcla. La fuerza impulsora que hace circular el licor mezcla a través de la membrana para obtener el agua tratada se consigue presurizando el reactor o haciendo vacío en el interior de la membrana (Côte *et al.*, 1997; Buisson *et al.*, 1998; Rosenberger *et al.*, 2002), en la Figura 3 se muestra un ejemplo de uno de ellos.

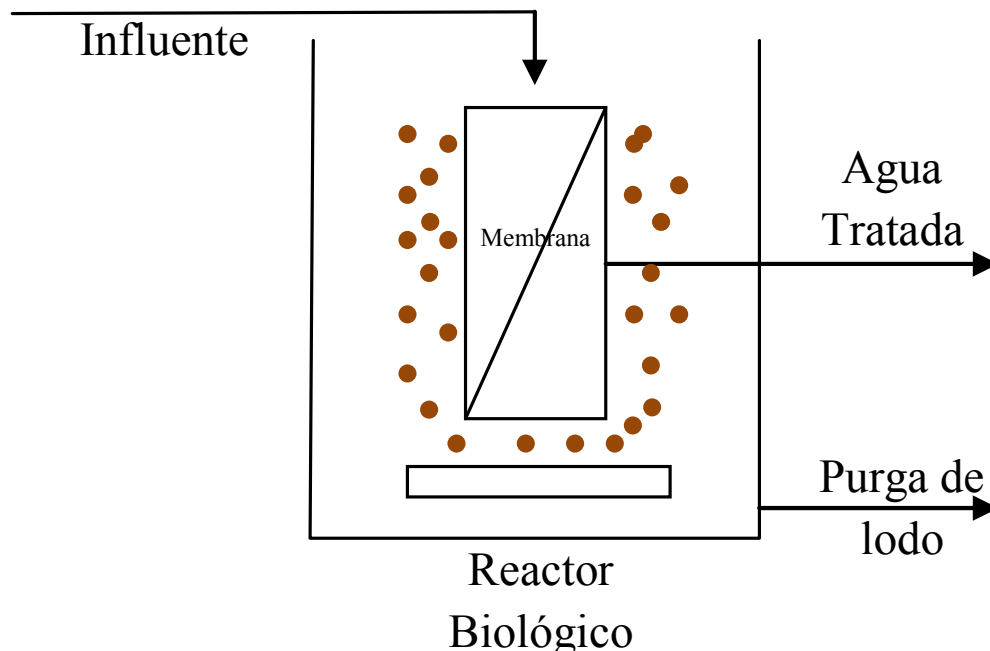


Figura 3. Esquema de funcionamiento de biorreactor de membrana sumergida (Poyatos, 2007)

- Biorreactores de membrana externa: Tienen la membrana en el exterior del reactor biológico haciéndole llegar el licor mezcla mediante bombeo desde el reactor biológico, la fuerza impulsora es la presión creada por la alta velocidad del flujo a través de la membrana. Posteriormente se

realizará una recirculación del fango concentrado al reactor biológico, (Stephenson *et al.*, 2002 y Melin *et al.*, 2006). En la Figura 4 se muestra un diagrama de un biorreactor de membrana externa.

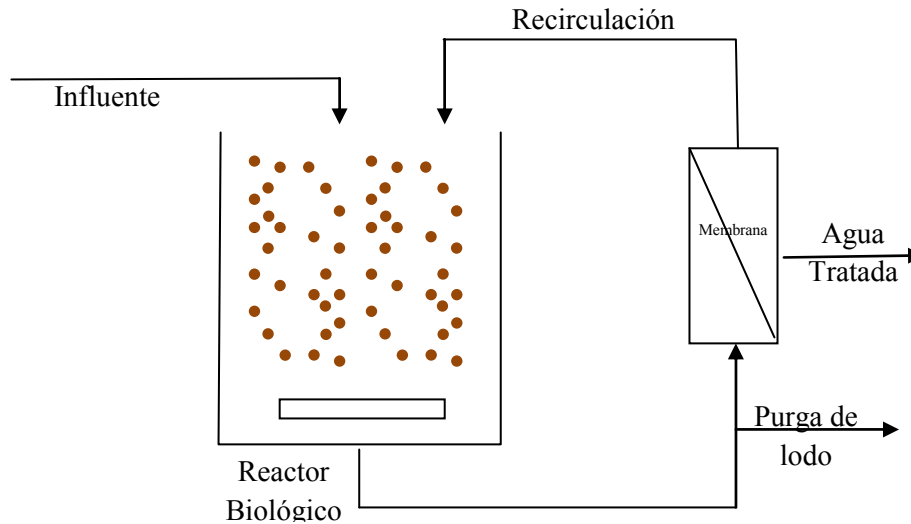


Figura 4. Esquema de funcionamiento de biorreactor de membrana externa (Poyatos, 2007)

Según Gander *et al.* (2000) y Poyatos *et al.* (2007) los sistemas de biorreactores de membrana (BRM) presentan una serie de ventajas respecto sistemas convencionales de depuración de aguas:

- Son muy versátiles, ya que se pueden adaptar a las plantas de fangos activos ya existentes, aumentando así el caudal y/o la carga a tratar que pueden asumir las plantas actuales pudiendo resolver problemas en municipios que están creciendo mucho y cuyas depuradoras se han quedado pequeñas o lo pudieran hacer en un futuro inmediato.
- Para depuradoras de nueva construcción, que utilizando el sistema de membranas requieren un espacio mucho menor para la construcción de la planta que si se seleccionara una depuradora de fangos activos.
- Adaptando plantas ya existentes, con los biorreactores de membrana se puede obtener un efluente de suficiente calidad para poderse reutilizar directamente sin necesidad de emplear un tratamiento terciario, lo que es una de las grandes ventajas de este sistema comparado con otros convencionales de tratamiento de aguas residuales como los procesos de fangos activos. De este modo los costes del proceso más los costes del

tratamiento terciario son mayores que los costes asociados a los biorreactores de membrana.

- La tecnología BRM hace que sea apta para el tratamiento tanto de aguas residuales municipales como para el tratamiento de efluentes industriales.
- Dada la elevada calidad del efluente y lo extraordinariamente compactas que son estas plantas están particularmente bien adaptadas para la aplicación en áreas de elevada sensibilidad ambiental, así como para el tratamiento de complejos efluentes industriales que requieren un sistema que permita operar a edades del fango elevadas, aplicaciones específicas donde el proceso convencional de fangos activados no puede producir un efluente de calidad adecuado a costes razonables, lo mismo en las áreas donde existen limitaciones espaciales.
- Con la tecnología BRM se logran retener bacterias, virus y algunos componentes orgánicos e inorgánicos que frecuentemente son encontrados en los efluentes de los tratamientos biológicos convencionales sin tratamiento terciario, esto es un factor que en muchas ocasiones condiciona la reutilización de las aguas residuales tratadas que viene impuesta por la presencia de microorganismos patógenos y que en aguas residuales urbanas son principalmente de tipo fecal.
- Utilizando membranas de ultrafiltración se puede llegar a la eliminación total de coliformes.
- Los BRM al tratarse de un proceso biológico puede conseguir la eliminación de nutrientes del agua residual.

#### **1.4.2. Procesos de biopelícula.**

Los procesos de biopelícula se comenzaron a usar a finales del siglo XIX, construyéndose los primeros tipos de lechos bacterianos (Trickling Filter, TF) y sistemas de depuración con biorrotos (Rotating Biological Contactors, RBC). Durante los últimos años se ha profundizado mucho en el conocimiento de los mecanismos de depuración de estos tipos de sistemas, desarrollándose nuevas técnicas de depuración basadas en la formación de biopelícula como son los filtros sumergidos (Submerged Biological Aerated Filter, BAF). Los flóculos son de mayor tamaño en las plantas de

biopelículas comparadas con las de fangos activos, pudiendo ser su velocidad ascensional hasta de  $1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ .

#### **1.4.2.1. Lechos bacterianos.**

A comienzos del siglo XX la biofiltración fue el primer sistema de depuración empleado distinto de la filtración mecánica y la floculación química, se observó que infiltrando el agua residual en el terreno se conseguía una oxidación de la materia orgánica por los microorganismos allí existentes. Por ello se investigó sobre materiales que retuvieran materia orgánica pero que no obstruyeran el flujo del agua, desarrollando los primeros lechos bacterianos (filtros percoladores) (López-Pila *et al.*, 1996)

El lecho bacteriano es un sistema biológico aerobio de cultivo fijado a un medio soporte o relleno por el cual el agua residual discurre tangencialmente sin llegar a inundarlo y permitiendo que en los huecos del relleno pase el aire suficiente para la oxigenación de la biopelícula desarrollada (Hontoria *et al.*, 1995).

La función principal del depósito es la contención del medio soporte para formar así el lecho. El lecho bacteriano debe funcionar aireado y no saturado de agua, por lo que las paredes del depósito no necesitarán resistir el empuje del agua, sino solamente el empuje del medio soporte recubierto de la biopelícula. Se pueden emplear dos tipos de materiales como soportes de la biopelícula: materiales naturales y materiales plásticos.

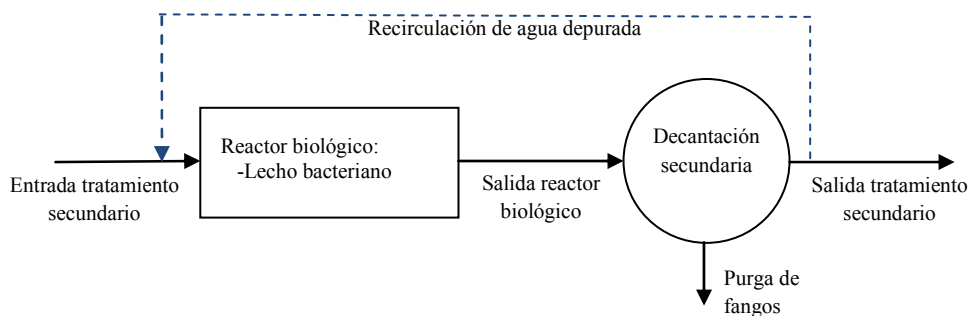
La gran característica de los materiales soportes es la rugosidad de los mismos para la creación de la biopelícula. El sistema de alimentación de agua a depurar al lecho bacteriano debe garantizar la distribución uniforme del caudal en toda la superficie del lecho, así como un caudal suficiente de percolación para llevarse las porciones de biopelícula erosionadas o desprendidas. Este sistema precisa de tratamiento primario.

El medio soporte se coloca sobre un falso fondo, que no deja salir el material de soporte y permite el paso del aire y del agua tratada. Estos canales pueden ser diametrales en el lecho o bien periféricos. En este último caso la parte del depósito tiene ventanas o huecos en su base en toda la periferia para permitir la ventilación del lecho.

El sistema de aireación está basado en el tiro natural o efecto chimenea producido por la diferencia de temperatura entre el aire y el agua. Si el agua a tratar está más caliente que el aire del interior, éste se calienta y al perder densidad asciende;

provocando la entrada de aire más frío por la parte inferior. Para que esta ventilación natural funcione, son necesarias diferencias de temperatura aire-agua entre 2 °C y 6 °C.

Este sistema precisa de una recirculación del agua depurada con el que se minimiza la colmatación y se incrementa el rendimiento. Este procedimiento consiste en hacer pasar a través del sistema parte del efluente ya depurado, mezclando este agua con el agua que todavía no está tratada y que alimenta el sistema con el fin de que se ponga en contacto con el lecho biológico más de una vez. En la Figura 5 se muestra un esquema genérico de la etapa de depuración biológica de este tratamiento.



**Figura 5. Esquema típico de planta de lechos bacterianos. Modificado de Metacalf and Eddy (1995).**

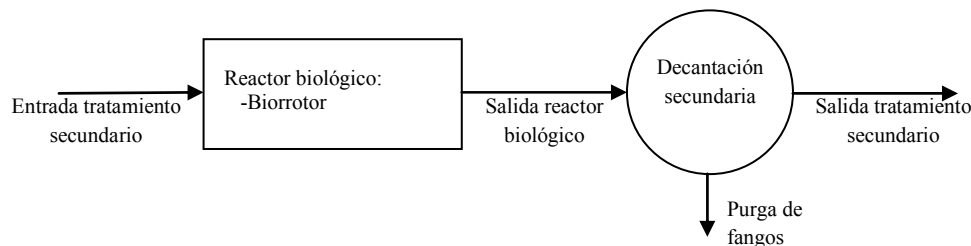
Los problemas típicos de explotación de este tipo de sistemas son los siguientes:

- Problemas de olores: Se deben al funcionamiento anaeróbico del proceso en épocas determinadas.
- Proliferación de moscas.
- Formación de espumas en el drenaje debido a los tensioactivos de detergentes.
- Formación de hielo: Cuando la temperatura del aire es muy baja se puede formar hielo en la superficie, provocándose caminos hidráulicos preferenciales y por tanto una disminución en el rendimiento de depuración.

### 1.4.2.2. Biorrotores.

También conocidos como sistemas biológicos rotativos de contacto consisten en varios discos circulares que pueden ser de diferentes materiales (poliestireno o cloruro de polivinilo) separados por poca distancia y sobre un eje. Estos discos se sumergen parcialmente en el agua residual y van girando lentamente (Persson *et al.*, 2006).

El fundamento del funcionamiento de este sistema consiste en que los microorganismos se adhieren a la superficie de los discos formando una película biológica, también llamada biopelícula. Mediante la rotación de los biodiscos la biomasa está en contacto alternativo con la materia orgánica del agua residual y con la atmósfera, favoreciendo la adsorción y transferencia de oxígeno manteniendo a la biomasa en condiciones aerobias (Cheremisinoff, 1995). Con la rotación se consigue también la eliminación del exceso de sólidos en los discos por medio de los esfuerzos cortantes originados, haciendo que los sólidos se mantengan en suspensión y sean arrastrados hasta el decantador, en la Figura 6 se muestra un diagrama de flujos del tratamiento biológico de biodiscos. Este tratamiento es utilizado como tratamiento secundario y también en procesos de nitrificación y desnitrificación.



**Figura 6. Esquema típico de planta de biodiscos. Modificado de Metacalf and Eddy (1995).**

Los factores que influyen en el diseño de un sistema de biodiscos son los siguientes:

- La distribución en etapas de las unidades de biodiscos: Las etapas de un sistema de biodiscos son las fases en las que se divide el medio soporte del proceso mediante celdas independientes, consiguiendo el desarrollo de los microorganismos a diferentes condiciones y niveles, ya que la concentración en materia orgánica soluble del agua residual va disminuyendo a medida que



avanzan las etapas. Estas etapas pueden estar dentro de un mismo reactor biológico separados por tabiques deflectores.

En cuanto al diseño de estas etapas se puede distinguir según:

- Alineamiento de los biodiscos:
  - Paralelos a la dirección del flujo del efluente, empleado en plantas pequeñas.
  - Perpendicular a la dirección del flujo, empleado en plantas de grandes dimensiones.
- Manejo de las cargas en las primeras etapas:
  - Alimentación escalonada: El agua residual entra a diferentes etapas del reactor biológico, repartiéndose la carga orgánica entre ellas.
  - Alimentación graduada: En la primera etapa se alimentan varios biodiscos con la totalidad del efluente primario, el número de biodiscos va disminuyendo en las sucesivas etapas a medida que baja la carga del agua residual, hasta llegar a la salida del tratamiento biológico.

Es aconsejable instalar dos cadenas de etapas de biodiscos en paralelo, para poder aislar una de ellas para efectuar operaciones de mantenimiento.

- Los criterios de carga: Estos sistemas ofrecen rendimientos bajos para la depuración de efluentes con alta carga orgánica, obteniéndose al final del tratamiento un agua con bajo oxígeno disuelto y con mal olor debido a la aparición de  $H_2S$ , estos problemas se pueden resolver bajando la carga orgánica por superficie de los biodiscos y aumentando la transferencia de oxígeno realizando las siguientes modificaciones:
  - Eliminación de deflectores entre la primera y segunda etapa del biodisco.
  - Introduciendo sistemas de aireación suplementarios.
  - Alimentando los biodiscos de forma escalonada.
  - Recirculación de parte del agua residual desde la última etapa a la primera.

- Características del efluente: Los biodiscos se usan para llevar a cabo tratamientos secundarios o avanzados. Las características del efluente, en lo que se refiere a  $DBO_5$  son similares a las de un proceso de fangos activos. Si el efluente se encuentra además nitrificado, se puede emplear este tratamiento para nitrificar el efluente por separado de tratamiento secundario. La desnitrificación se usa un sistema de biodiscos totalmente sumergido en el agua residual.

#### 1.4.2.3. Lechos inundados.

Una de las principales finalidades del diseño de los sistemas de lechos inundados o biofiltros es reducir el volumen de los reactores biológicos, en este caso el material soporte se encuentra total o parcialmente sumergido, mejorando significativamente la eficacia de la filtración biológica (OECD, 1994), en este sistema el agua residual tras pasar por una decantación primaria circula a través del mencionado material soporte con la biopelícula adherida en él e insuflando aire por la parte inferior del reactor.

El efecto de depuración de estos sistemas se produce tanto por el proceso biológico llevado a cabo por la biopelícula como por la retención de sólidos en suspensión al circular el agua a través del soporte.

Actualmente se entiende por biofiltración aplicada a aguas residuales los procesos que obtienen agua tratada que cumple con los estándares fijados de  $DBO_5$  y sólidos en suspensión (Degrémont, 1991)

Los rendimientos de estos sistemas de depuración pueden alcanzar el 95% en eliminación de  $DBO_5$  y del 95% en eliminación de sólidos en suspensión utilizando lechos de afino (Zamorano y Hontoria, 2001).

Rogalla *et al.* (1992) y Çeçen *et al.* (1994) clasificaron estos sistemas en función del sentido de los flujos de agua y aire en el biorreactor, pudiéndose distinguir procesos en contracorriente o flujo descendente, donde el influente entra por la parte superior y el aire por la parte inferior del reactor y procesos de cocorriente o flujo ascendente, en los cuales tanto el influente como el aire entran por la parte inferior del reactor.

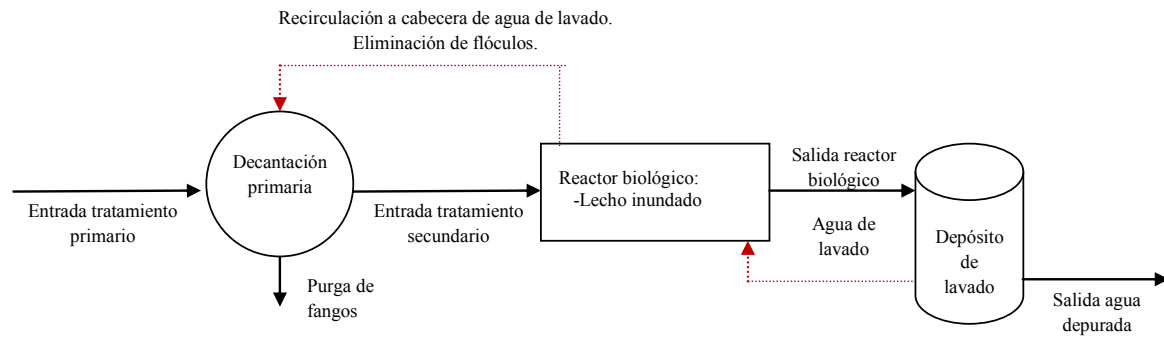
Las principales ventajas del flujo descendente son que hay una mejor transferencia de materia y oxígeno, ya que el tiempo de residencia de las burbujas de aire a través del relleno es superior, siendo menos probable la obstrucción de las boquillas de recogida del agua tratada al estar en el lado opuesto al del agua sucia; su lavado es más sencillo; hay un mayor efecto de filtro mecánico; y es más simple obtener una correcta distribución del aire, (Grady *et al.*, 1999 y Tejero, 1998).

La adherencia de la biopelícula se ve influenciada en gran medida por las características físicas y químicas del soporte, incrementándose el grado de separación con el incremento del flujo y aumento del grosor de la biopelícula.

El relleno empleado para los lechos inundados puede ser de origen natural (arena, piedra, grava, etc.) o sintético (PVC, vidrio, polietileno, etc.), no obstante, suelen ser materiales de tipo granular normalmente de materiales plásticos o cerámicos y de alta superficie específica, por lo cual se necesitan menores volúmenes de reactor que en otros tratamientos. Este factor hace que la biomasa crezca mucho más rápido que lo que puede desprenderse, colmatando el relleno del reactor y aumentando la pérdida de carga. Para conseguir un óptimo funcionamiento es necesario realizar un lavado periódico con agua depurada y aire en contracorriente con el flujo normal del efluente, este lavado puede tener tres etapas:

- Esponjamiento del relleno, usándose en esta fase sólo aire.
- Lavado con agua y aire.
- Lavado sólo con agua depurada.

Los fangos eliminados en el lavado pasan a una balsa y el agua de lavado vuelve al tratamiento primario de la depuradora para continuar con su depuración. En la Figura 7 aparece un diagrama de flujos simplificado del proceso de depuración con lechos inundados.



**Figura 7. Esquema típico de planta de lechos inundados.**

Osorio (1998), en función de la densidad del material soporte con diámetros de partícula entre 2 y 6 mm, distinguió entre reactores de lecho fijo, cuando dicho material tiene una densidad mayor a 1 g/cm<sup>3</sup> y reactores de lecho flotante cuando la densidad se encontraba entre 0,3 y 0,9 g/cm<sup>3</sup>.

La concentración de biomasa desarrollada en los sistemas de lechos inundados es superior a la de los procesos de fangos activos, siendo referenciada en la literatura las siguientes ventajas para estos tratamientos (Pujol *et al.*, 1994; Hamoda *et al.*, 1998; Tejero, 1998; Séguret *et al.*, 1998; Osorio, 1998; Zamorano y Hontoria., 2001; Ramos, 2003):

- No necesita decantación secundaria ya que con el efecto de biofiltrado además de producirse una reducción de la contaminación biológica se produce una clarificación del agua.
- Reducción de la necesidad de espacio, ya que al trabajar con cargas orgánicas e hidráulicas mayores se puede necesitar solamente un cuarto de la superficie requerida por otros tratamientos secundarios de depuración. Además al no necesitar decantación secundaria la superficie total de la planta de depuración puede reducirse hasta a la mitad en relación con plantas que empleen otros sistemas.
- Es un sistema aplicable tanto a la eliminación de contaminación orgánica como de materia nitrogenada amoniacal.
- Es un sistema de depuración bastante flexible y por ello apropiado para municipios con población variable, soporta variaciones moderadas de caudal

al estar la biomasa adherida a un soporte y para grandes variaciones de caudal se puede ir a diseños con sistemas modulares.

- Es un sistema aplicable a aguas residuales industriales, siendo el sistema que acepta un mayor número de inhibidores, así como el que tiene una menor relación  $DBO_5/DQO$ , soportando relativamente bien sustancias tóxicas.
- Tiene una rápida puesta en marcha ya que se produce un crecimiento masivo de microorganismos, incluso si ha estado parada durante varios meses.
- Se adapta con facilidad a aguas residuales diluidas y concentradas.
- Facilidad de montaje, automatización y, tras la puesta en marcha, de explotación, ya que tiene una operación muy estable en el tiempo y no exige conocimientos sobre biología del proceso como índice de decantación o edad del fango.
- No se produce el fenómeno “bulking” desapareciendo los problemas de flotabilidad de fangos.
- Tiene un bajo requerimiento energético para la aireación del reactor.
- No presenta problemas de decantabilidad, espumas o aparición de bacterias filamentosas propios de los sistemas de fangos activos.
- Tiene mayor superficie específica media de relleno que otros tratamientos de biopelícula como filtros percoladores o biodiscos, lo cual hace que tengan mayor carga microbiana y requieran menores tiempos de retención hidráulica.

En cuanto a sus desventajas se podrían enumerar las siguientes:

- Necesidad de lavado de los biofiltros para evitar su atoramiento, precisando de un bombeo importante.
- Los costes de instalación son altos, debido a las patentes.

*OBJETIVOS PREVIOS.*

---



## **2. OBJETIVOS PREVIOS.**

Tras lo expuesto en la introducción donde se ha referenciado la importancia de la distribución de tamaño de partículas para aguas residuales como indicador de su calidad y su relación con otros parámetros del agua residual se planteó una investigación de choque donde se realizaron varios ensayos con objeto de definir el diseño de experimentos adecuado de la investigación objeto de este trabajo de investigación.

Esta investigación de choque constó de un objetivo principal y tres secundarios, usando las conclusiones obtenidas de dichos objetivos como hitos de la investigación global de la distribución de tamaño de partículas (DTP) de cara a obtener los objetivos finales de la investigación.

### **2.1. OBJETIVO PRINCIPAL**

La investigación de choque se centró en estudiar el efecto que produce en la DTP diferentes tratamientos secundarios de depuración reales: fangos activos de media carga, lechos bacterianos y biodiscos.

### **2.2. OBJETIVOS SECUNDARIOS**

Para la obtención del objetivo principal, éste se subdividió en 3 objetivos secundarios:

- Estudio del estado actual de las investigaciones en sistemas de depuración caracterizados con la DTP.
- Determinar la aplicación un modelo matemático que caracterice la DTP de los efluentes de las plantas de aguas residuales estudiadas y analizar su utilidad para el desarrollo e interpretación de la investigación.
- Evaluar la relación existente entre la variación de la distribución de tamaño de partículas durante un tratamiento secundario de depuración y la variación de otros parámetros característicos del agua residual.





*SITUACIÓN ACTUAL DE LAS INVESTIGACIONES EN  
PROCESOS BIOLÓGICOS EN DEPURACIÓN DE AGUAS  
RESIDUALES Y SU RELACIÓN CON LA DISTRIBUCIÓN DE  
TAMAÑO DE PARTÍCULAS (DTP).*

---



### **3. SITUACIÓN ACTUAL DE LAS INVESTIGACIONES EN PROCESOS BIOLÓGICOS EN DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES Y SU RELACIÓN CON LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS (DTP).**

#### **3.1. INTRODUCCIÓN.**

Una vez analizada la problemática existente con el agua residual urbana y realizado un estudio del arte de los sistemas de depuración, se analizará a continuación el estado de las investigaciones existentes sobre distribuciones de tamaño de partículas en los procesos de depuración, exponiendo un amplio barrido bibliográfico realizado en los principales bancos de datos existentes actualmente sobre dicha materia (Scopus, ScienceDirect, SciFinder, etc....).

La distribución de tamaño de partículas (DTP) puede ser definida como la variación del número de partículas de una distribución para un intervalo de tamaño dado (Lawler *et al.*, 1997, Tiehm *et al.*, 1999; Chávez *et al.*, 2004).

Levine *et al.*, (1991) mencionaban en sus investigaciones como la fiabilidad de los procesos de tratamiento de depuración es de vital importancia para las aplicaciones de reutilización del agua residual.

Los contaminantes presentes en el agua residual son complejas mezclas de componentes orgánicos e inorgánicos, tanto solubles como particulados, en un rango que va desde partículas menores de 0,001  $\mu\text{m}$  a mayores de 100  $\mu\text{m}$ . La información sobre la medición de la distribución de tamaño de partículas empleada en el diseño de los tratamientos de agua residual y la reutilización puede proveer información para la mejoras en la tecnología de tratamientos biológicos (Levine *et al.*, 1991).

Los objetivos de los tratamientos de aguas residuales están tradicionalmente definidos en términos de parámetros inespecíficos tales como la demanda bioquímica de oxígeno (DQO y DBO), carbono orgánico total (TOC) y los sólidos totales en suspensión, estos parámetros proveen información cuantitativa sobre la materia orgánica disuelta o particulada en las diferentes etapas del tratamiento del agua residual, empleándose para evaluar la carga del agua residual de entrada del tratamiento

biológico y la eficiencia del tratamiento. No obstante se debe considerar que el agua residual es una mezcla heterogénea de materiales con un amplio rango de tamaño de partículas y pesos moleculares, y la mayoría de los procesos relacionados con la depuración como pueden ser: la sedimentación, transferencia de materia, adsorción, difusión, reacciones bioquímicas o filtración, están influenciados por la dimensión de las partículas. Por lo expuesto anteriormente el tamaño de los diferentes contaminantes presentes es importante ya que la fracción y rendimiento de eliminación de sustancias disueltas es diferente para cada tamaño de partícula (Marquet *et al.*, 1999).

Actualmente existe un amplio rango de tratamientos de aguas residuales para alcanzar los parámetros adecuados para su vertido. Con objeto de determinar el método óptimo de tratamiento de un agua residual, es necesario conocer los principales indicadores de contaminación, conociéndose que existe una fuerte relación entre los sólidos en suspensión con la demanda química de oxígeno (DQO) del agua residual y su contenido en fósforo. Eliminando eficientemente los sólidos en suspensión del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales se tendrá una calidad adecuada en su vertido ya que se está eliminando la contaminación particulada del medio. Por ello se acepta actualmente que los sólidos en suspensión pueden caracterizar la trazabilidad y en consecuencia el grado de depuración de un agua residual, sabiendo igualmente que el tamaño de los sólidos en suspensión es crítico en los procesos de separación de los mismos, como pueden ser la sedimentación, floculación y filtración, (Tiehm *et al.*, 1999).

También se conoce que la mayoría de los contaminantes químicos y microbiológicos presentes en las aguas residuales están incorporados en las partículas mediante adsorción, por lo que su eliminación mejorará conociendo el mecanismo de asociación de estos contaminantes con las partículas del agua, (Neis *et al.* 1997).

Chavez *et al* (2006) definen en su obra como la medición de la distribución del tamaño de partículas proporciona una importante información sobre la naturaleza de las mismas y la capacidad de eliminación que tienen los diferentes tratamientos, aunque aclaran que es una magnitud que apenas se utiliza de forma rutinaria, siendo los que realmente se emplean para definir el funcionamiento de una planta de depuración de aguas residuales la DBO<sub>5</sub>, DQO, turbidez, sólidos en suspensión totales y

microorganismos que cuantifican la materia orgánica presente en el efluente. En un tratamiento de depuración fisicoquímico, la eficiencia de eliminación de la carga contaminante en cada una de las etapas que lo componen se evalúa con los parámetros expuestos anteriormente, aunque si se empleara la distribución de tamaño de partículas se podría conocer de forma rápida y directa el efecto de cada etapa a la eficiencia del tratamiento, facilitando la evaluación de la calidad del efluente vertido al medioambiente.

La distribución de tamaño de partículas puede relacionarse con otras magnitudes que caracterizan un agua residual. La correlación entre una magnitud relativa de color medido mediante densidad óptica y la DQO con la distribución de tamaño de partículas después del tratamiento biológico da una información útil sobre la biodegradabilidad del agua, (Dulekgurgen *et al.*, 2006). También concluyen en su trabajo que las fracciones de DQO de la distribución de tamaño de partículas pueden usarse como huella dactilar del agua residual caracterizándola. Igualmente, Wu *et al.* (2009) estudiaron la relación entre la DTP del efluente de una planta de fangos activos convencional, con el resto de parámetros que caracterizan la calidad del agua residual.

Otros autores como Neis *et al.* (1997) en su trabajo concluyen que cada tipo de agua residual tiene una distribución de tamaño de partículas específica que se ajusta a la ley de la potencia, por lo que lo caracterizan con esa expresión en lugar de con el número total de partículas.

Por otro lado Graaf *et al.* (2001) afirman que la mejora de la calidad de los efluentes en las plantas de aguas residuales está marcando un incremento en el interés de la reutilización de los efluentes obtenidos en las plantas de depuración más modernas fomentándose las investigaciones en tratamientos terciarios de filtración como son los lechos de rellenos y las membranas de filtración.

La calidad de un agua residual que se hace pasar a través de un filtro está relacionada en gran medida con las características del efluente de entrada del tratamiento biológico. Siendo conocido que la trazabilidad de un agua residual tiene una estrecha relación con la distribución de tamaños de los contaminantes, desde que la eficiencia de eliminación de la sedimentación, adsorción, difusión y reacciones bioquímicas influye en dicha distribución de tamaños. Además la velocidad de

sedimentación de las partículas es proporcional al cuadrado del diámetro de partículas de acuerdo a la ley de Stokes (Mahmoud *et al.*, 2003).

Además regulaciones más severas hacen que las plantas de tratamiento de aguas residuales necesiten conseguir los parámetros de vertido independientemente de las fluctuaciones de la composición del agua residual de entrada del tratamiento biológico. Las operaciones de plantas de tratamiento se tienen que ajustar para responder a las variaciones tanto de flujo como de composición de las aguas residuales (Sophonsiri *et al.*, 2004).

En este sentido Kaminski *et al.* (1997) realizaron varios ensayos de filtración para tratamientos terciarios de muestras de aguas residuales procedentes de tratamientos de depuración de fangos activos variando la velocidad de filtración, el tamaño del relleno del filtro, el tiempo y dosis de floculantes empleando el análisis de distribución del tamaño de partículas para tener una mayor exactitud para la simulación de modelos de filtración y mejorar el entendimiento de funcionamiento de los sistemas de filtración. Los resultados de su estudio muestran diferentes eficiencias de eliminación según el tamaño de las partículas: partículas entre 5 y 10  $\mu\text{m}$  son muy mal eliminadas sin añadir aditivos químicos (coagulantes para tratamientos terciarios), y velocidades altas de filtrado son más eficaces que las velocidades bajas, mejorando también la filtración la adición de aditivos químicos. Esta filtración tiene un efecto similar a la sedimentación en tanques o estanques naturales.

Los flóculos pueden ser formados deliberadamente en procesos de coagulación-floculación, aunque en algunos casos están presentes de forma natural en el agua. Estos flóculos afectan en gran medida al transporte y presencia de contaminantes particulados. Los dos parámetros más importantes de los flóculos son su densidad y tamaño ya que tienen una gran influencia en los procesos de separación sólido-líquido como son la sedimentación, filtración y flotación (Gregory, 1997), por lo que un aspecto importante a tratar a la hora de predecir un tratamiento terciario es la densidad de las partículas en la salida del tratamiento secundario de depuración.

Según Dulekgurgen *et al.* (2006) para que las partículas sean sedimentables en el agua residual deberán tener un tamaño superior a 100  $\mu\text{m}$ . Las partículas entre 0,45 y 1,6  $\mu\text{m}$  pueden ser eliminados por sedimentación mediante la adición de coagulantes

y/o floculantes, pudiéndose determinar con filtros de ese tamaño de poro. Por otro lado según estos autores una correcta evaluación del fraccionamiento de la DQO es fundamental para una apropiada modelización y diseño de los sistemas de fangos activos. Pudiéndose obtener información sobre la biodegradabilidad de un agua residual de su distribución de tamaño de partículas y la DQO asociada a cada fracción de los diferentes tamaños de partículas.

Gregory (1997) expone en su trabajo como el crecimiento de estos agregados puede tender a estructuras abiertas, haciendo descender la densidad efectiva del mismo conforme aumenta su tamaño. Estos flóculos pueden ser caracterizados por diferentes técnicas como el barrido laser, dimensionamiento fractal o procedimientos de sedimentación obteniendo la densidad efectiva de los flóculos. El ajuste que propone este autor de la densidad respecto el tamaño de la partícula se muestra en Ecuación 2:

$$\rho_E = B \cdot d_p^{-y}$$

**Ecuación 2. Ajuste de la densidad de flóculo con el diámetro del mismo.**

Donde:

$\rho_E$  es densidad del flóculo

$d_p$  es tamaño de partícula (flóculo)

“B”, “y” son constantes empíricas

Según Sophonsiri *et al.* (2004) la materia particulada constituye una significativa fracción de la materia orgánica que entra en una planta de tratamiento de aguas residuales y afirma que la mayoría de las investigaciones se han centrado en caracterizar el agua residual basándose en la evaluación de su cinética de degradación mediante ensayos biológicos obteniendo las fracciones de partículas relevantes para obtener modelos matemáticos, en lugar de en la separación física de las diferentes fracciones de partículas presentes en el agua residual. No obstante debido a las nuevas tecnologías de tratamientos de aguas residuales y a las crecientes aplicaciones en la reutilización, la importancia de la distribución de tamaño de partículas y composición química necesita ser reevaluada.

Además varios estudios concluyen que la distribución del tamaño de partículas de un mismo agua residual urbana no cambia significativamente durante el tiempo, a



pesar de que el caudal y la concentración del agua residual fluctúen en ese período de tiempo. (Levine *et al*, 1985 y Guellil *et al*, 2001). Igualmente en estudios realizados por Heukelekian *et al* (1954) y Raunkjaer *et al* (1994) se llega a la conclusión que la composición química del agua residual incluida la DQO no cambia significativamente en el tiempo.

Recientes investigaciones se han dirigido hacia el estudio de la distribución de tamaño de partículas y un mejor entendimiento de la DQO de cada fracción de tamaño, así como al diferente grado de biodegradación de las diferentes fracciones de tamaños de partículas. (Karaham *et al.*, 2008).

La caracterización mediante de una distribución de tamaño de partículas y distribución en volumen de las partículas y flóculos tanto del agua tanto a la entrada como a la salida de la etapa de coagulación-floculación y después de la decantación es un requisito fundamental para un correcto entendimiento y modelado de la cinética del proceso (Vlaski *et al.*, 1997).

Sophonsiri *et al.*, (2004) en su trabajo señalan como es necesario obtener una caracterización más detallada de materia orgánica particulada para mejorar la separación sólido-líquido y los procesos biológicos en el tratamiento de aguas residuales. Además mencionan que no existe ningún modelo matemático que tenga en cuenta la distribución de tamaño de partículas en la depuración de aguas residuales, y que se base en los cambios de la distribución del tamaño de partículas a través del tratamiento de depuración, pudiéndose determinar la efectividad de las diferentes etapas del tratamiento. En este sentido caracterizaron el agua residual urbana, industrial y agrícola de entrada y salida del tratamiento biológico y empleando para ello la distribución de tamaño de partículas y la composición química, pudiendo comprobar cómo la distribución de tamaño de partículas era significativamente diferente según el tipo de efluente.

Es lógico que la distribución de tamaño de un efluente cambie de forma sistemática a través de cada tratamiento aplicado a las partículas. La efectividad de cada tipo de tratamiento depende en parte de la distribución de tamaño de partículas del efluente de entrada del tratamiento biológico, los cambios de la distribución de tamaño

de partícula pueden ser medidos analíticamente y modelizados matemáticamente (Lawler, 1997).

En este sentido y relacionado con el presente trabajo de investigación se ha publicado un estudio sobre la aplicación de la DTP en la caracterización del agua depurada en diferentes tratamientos de biopelícula, lechos bacterianos, biorrotos y lechos inundados, ajustándola a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$ , donde se puede comprobar cómo cada tratamiento modificaba la DTP de forma distinta, además en cuanto a su eficiencia se comprobó como la planta de lechos inundados fue la que mostró un mejor comportamiento, seguida de los lechos bacterianos, mostrando la planta de biodiscos el menor rendimiento en eliminación de partículas. (García-Mesa *et al.* 2010a).

Kobler *et al.* (1997) estudiaron la eficiencia de diferentes sistemas de filtración en 4 diferentes tratamientos terciarios comparando la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida de dichos tratamientos concluyendo que la medida de la distribución de tamaño de partículas es una herramienta sensible para determinar la eficiencia de un tratamiento terciario probando además como existe una relación entre el número de microorganismos y la fracción de partículas inferior a  $8\mu\text{m}$ .

También existen investigaciones donde se ha estudiado la influencia de la distribución de tamaño de partículas en el rendimiento de ciertos tratamientos terciarios, por ejemplo Marquet *et al.* (1999) lo aplicaron para conocer el rendimiento de filtros percoladores en función de la distribución de tamaño de partículas del agua residual de entrada del tratamiento biológico al mismo.

Según Asano *et al.* (1996) combinando el control de la fuente del agua residual, procesos de tratamientos avanzados y sistemas de control de procesos de tratamiento se obtiene la base para incrementar la implementación de aplicaciones que reutilicen agua residual depurada. Consiguiendo que el agua residual a tratar tenga unas características especificadas la fiabilidad de los tratamientos de depuración será mucho más alta, esto es posible hoy en día gracias a la evolución progresiva de la tecnología y procedimientos de evaluación del riesgo.

Con lo expuesto anteriormente se puede concluir como con el empleo de la distribución de tamaño de partícula, el rendimiento de un reactor biológico podría ser

descrito de forma más clara no sólo en términos de eficiencia de eliminación sino también en términos de características de efluente de entrada y salida del tratamiento biológico. No obstante según Mahmoud *et al.* (2003) el conocimiento disponible sobre las características de los efluentes está muy limitado actualmente, especialmente en lo que respecta a la distribución de tamaño de partículas, biodegradabilidad aerobia y anaerobia y partículas de origen. Por ello esta investigación está encaminada en la profundización de este aspecto y en poder valorar que tipo de tratamiento terciario sería el más eficaz en función del comportamiento del sistema de depuración, relacionando la DTP con distintos parámetros de calidad del agua (Color, DQO, SS, turbidez y diámetro medio de la distribución).

En definitiva empleando el concepto de distribución de tamaño de partículas en el diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales se puede conseguir un mayor rendimiento de eliminación de partículas empleando pretratamientos de agua residual que implicarían diseños de menor tamaño de plantas de tratamiento, más eficientes y con una explotación más económica. La capacidad de los tratamientos biológicos puede optimizarse realizando una selección previa del tamaño de partículas del agua residual que entre a dicho tratamiento para que sea el adecuado al proceso biológico. En esta misma línea con el empleo de la distribución de tamaños de partículas se podría intentar definir el tratamiento terciario más efectivo para el agua residual tratada según la reutilización que se le vaya dar a la misma.

### **3.2. ESTUDIO BIBLIOGRÁFICO DE LA METODOLOGÍA DE ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS.**

De este estudio se desprende que fue en la segunda mitad de la década de los 90 cuando se comienza a estudiar la distribución de tamaño de partículas aplicado a los tratamientos de depuración del agua, adquiriendo profundidad una vez comenzado el siglo XXI. En este apartado se hace referencia a varios autores que estudiaron la modelización de la distribución de tamaño del agua residual.

Levine *et al.* (1991) referenciaron la existencia de una variedad de técnicas para la caracterización de la distribución del tamaño de partículas. En su estudio emplearon filtración secuencial con filtros de membrana de policarbonato entre 12 y 0,1µm,

determinando la masa del material retenido en cada filtro y el contenido orgánico de las muestras no filtradas. El tamaño de partículas lo evaluaron con un balance de materia en los sólidos filtrados y el carbono orgánico total de los sólidos retenidos en cada fracción.

Neis *et al.* (1997) relataron en su publicación los siguientes métodos de determinación de tamaño de partículas: fraccionamiento con membranas, análisis al microscopio, cambio de resistencia eléctrica, barrido láser, oscurecimiento de luz, filtración con membranas, fraccionamiento del flujo de campo. Además evaluaron en su trabajo el empleo del barrido láser como sistema de medición automático planteándolo como alternativa a métodos de fraccionamiento con membranas que llevan asociados varias horas de análisis, ya que el método de barrido láser, dependiendo del tipo de muestra, consume entre 1 y 10 minutos por análisis. Este autor recomienda limitar el tiempo de medida para analizar suspensiones de baja concentración de sólidos que pueden ser susceptibles de sufrir fenómenos de agregación.

Neis *et al.* (1997) y Tiehm *et al.* (1999) emplearon en su trabajo el fraccionamiento de sólidos mediante tamizado y filtrado para obtener la distribución de tamaño de partículas, empleando un tamizado con 125, 50 y 32 $\mu\text{m}$  y filtrado por membranas de policarbonato con diámetros de poro de 0,1, 0,4, 1,0, 3,0 y 8,0 $\mu\text{m}$ , obteniendo en total 8 fracciones de tamaño de partículas. Realizando una determinación gravimétrica de la masa de las partículas de los sólidos retenidos por triplicado.

Según Lawler (1997) las distribuciones de tamaño de partículas en suspensiones en agua natural y agua residual pueden ser medidas con contadores de partículas que crean una señal electrónica por cada partícula que es relacionada con el tamaño de la misma, esta señal es incremental por lo que se obtienen distribuciones discretas de partículas. No obstante la relación entre la señal obtenida y el tamaño depende de la tecnología elegida: barrido de luz, oscurecimiento de luz y resistencia eléctrica. Este autor hace un gran hincapié en que los resultados obtenidos de los aparatos de medición son distribuciones discretas de partículas y no continuas como en la realidad, este aspecto hace que en los resultados obtenidos de equipos que tienen amplios rangos de incrementos de tamaño (por ejemplo equipos que miden 6 rangos de igual tamaño entre 2 y 20  $\mu\text{m}$ ), tiendan a ajustarse a un modelo de la ley de la potencia con un valor de  $\beta$

constante debido a que no se aprecie la curvatura real al tener pocos puntos en la distribución discreta de valores.

Marquet *et al.* (1999) referencian la determinación de la distribución de tamaños de partículas en todo tipo de agua empleando dos metodologías, cromatografía de permeación en gel o cromatografía de exclusión de tamaño de alto rendimiento y distribuciones de tamaño usando ultrafiltración de membrana secuencial. En concreto en su investigación emplearon un analizador de partículas Coulter LS 130, basado en la difracción de la luz para la determinación de partículas entre 0,1 y 900 $\mu\text{m}$ , mientras que el rango comprendido entre 0,1 y 0,4 $\mu\text{m}$  se determinó por barrido diferencial de intensidad de polarización a tres longitudes de onda.

Graaf *et al.* (2001) emplearon para la medición de la distribución de tamaño de partículas un contador de partículas MET One PCX en un rango entre 2-750 $\mu\text{m}$ , basado en el bloqueo de luz láser, obteniendo los datos en forma de frecuencia del número de partículas en intervalos de tamaño de 0,5 $\mu\text{m}$ .

Choi *et al.* (2003) emplearon un contador de partículas Pamas 3116 FM con 16 canales entre 1 y 200 $\mu\text{m}$ .

Sophonsiri *et al.* (2004) realizaron el fraccionamiento de los tamaños de partículas del agua residual mediante filtración paralela para evitar el efecto de rechazo que pueden causar las membranas. Separando las partículas de gran tamaño 38  $\mu\text{m}$  y 63  $\mu\text{m}$  mediante tamizado y empleando microfiltración para obtener los tamaños entre 10, 1,2 y 0,2 $\mu\text{m}$  y ultrafiltración para las fracciones entre 1.000 y 100.000 u.m.a. (unidades de masa atómica).

Dulekgurgen *et al.* (2006) y Karaham *et al.*, (2008) mencionan en su trabajo que la ultrafiltración, entre otros métodos, se está usando para identificar estrechos rangos de tamaño de contaminantes en agua residual. Estos investigadores usaron métodos de filtración/ultrafiltración para mejorar la segregación física de las partículas de las muestras de los efluentes estudiados, obteniendo 8 intervalos para la distribución:

- Filtración: Pasando las muestras a través de diferentes filtros convencionales con tamaños de poro de entre: 1200-1600nm, 450nm y 220nm, recomendando una diferencia de presión de 0,7atm y una temperatura máxima de trabajo de 85°C.

- Ultrafiltración: Emplearon filtros de membrana pasando sucesivamente las muestras a través de ellas usando los siguientes tamaños de corte: 100, 30, 10, 3 y 1kDa.

Chavez *et al.* (2006) en su investigación determinaron la distribución de tamaño de partículas una técnica basada en el cambio de la resistencia eléctrica, contador Coulter, Multisizer II, empleando 3 capilares de 30, 100 y 200 $\mu$ m.

Otros métodos empleados para relacionar distribución de tamaño de partículas fueron usados por Graaf *et al.* (2001) que para la medición de la turbidez emplearon un colorímetro (Hach RATE 0-XR). Choi *et al.* (2003) emplearon un sistema similar, turbidómetro Hach 2100.

La conservación de la muestra para la medición de la distribución de tamaño de partículas y su manejo es muy importante para el estudio correcto de este parámetro, siendo posible la introducción del uso del formaldehído que evite el crecimiento de microorganismos y reduzca así el error en el conteo de partículas.( Chavez *et al.*, 2006).

La caracterización de la distribución de tamaño de partícula tras su medición en cualquiera de las técnicas anteriormente mencionadas ha planteado una gran complejidad debido a la gran cantidad de datos de los que se compone, ya que consiste en número de partículas entre intervalos de tamaño de las mismas, históricamente se han usado dos técnicas de reducción de datos para caracterizar la distribuciones de tamaño de partículas reduciendo el número de datos, (Ceronio *et al.*, 2005): usando el número total de partículas por mL de más de 2 $\mu$ m, aunque con este método se pierde mucha información; y ajustar la distribución a un modelo basado en la ley de la potencia, en la que se obtienen dos parámetros tras el ajuste que informan sobre la forma de la distribución y el número máximo de partículas, siendo este método el más apropiado para esta caracterización.

Debido a la pérdida de información que presenta la primera técnica de las comentada anteriormente no existen muchas referencias de autores que la empleen, si bien, en la bibliografía se ha encontrado a Chavez *et al.* (2004 y 2006) y Wu *et al.* (2009). La mayoría de los autores se decantan por la segunda opción modelizando los datos a la ley de la potencia (Neis *et al.*, 1997; Kaminski *et al.*, 1997; Lawler, 1997; Ceronio *et al.*, 2005; García-Mesa *et al.*, 2010a y García-Mesa *et al.*, 2010b).

### **3.3. ESTUDIO BIBLOGRÁFICO DE INVESTIGACIÓN EN DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN SISTEMAS DE DEPURACIÓN CONVENCIONALES.**

En este apartado se hace un estudio del arte sobre la aplicación de la distribución de tamaño de partículas en sistemas de depuración convencionales, no obstante el presente trabajo de investigación destaca por ser el primero que aplica la medición de este parámetro en los diferentes tipos de tratamiento de depuración convencionales.

Los procesos de depuración convencionales de alto rendimiento son eficientes y económicamente efectivos pero su fiabilidad depende de las características específicas del agua residual. Como se ha comentado anteriormente el principal objetivo de los tratamientos de depuración biológicos es eliminar los contaminantes (Levine *et al.*, 1991).

Como ya se comentó anteriormente, Levine *et al.* (1991) identificaron las condiciones bajo las que la distribución de tamaño de partículas influye en la cinética de procesos de depuración convencionales de alto rendimiento, estudiando la distribución de tamaño de partículas de varias aguas residuales de diferentes plantas de depuración a escala de planta piloto y su influencia en la degradación biológica de la materia particulada. Estos autores concluyeron que tras la decantación primaria la distribución de tamaño de partículas cambiaba hacia tamaños de partícula menores pudiéndose emplear estos datos para determinar la eficiencia de eliminación de partículas por los diferentes tratamientos primarios. En los diferentes procesos biológicos estudiados por estos autores se aprecia una tendencia de la materia orgánica mayor de 100  $\mu\text{m}$  a transformarse en partículas de menor tamaño.

Vlaski *et al.* (1997) estudiaron tratamientos primarios convencionales (sedimentación) y avanzados (flotación con aire disuelto) aplicándolos en la eliminación de formas simples de células de la cianobacteria *Microcystis aeruginosa*. Esta especie es aceptada como un indicador para la evaluación de la eficiencia del proceso de eliminación de partículas del problemático rango de tamaño entre 3 y 10  $\mu\text{m}$ , concluyendo que la evaluación del rendimiento del proceso depende de la aglomeración precedente por coagulación-floculación y la distribución de tamaño de partículas obtenidas.

Landa *et al.* (1997) investigaron la eficiencia de la filtración de un sistema de tratamiento primario avanzado basada en la concentración de sólidos en suspensión, distribución de tamaño de partículas y el número de huevos de helmintos, determinando las condiciones óptimas de filtración: velocidad y tiempo de trabajo de los filtros. Estos autores también concluyeron que en función de la eliminación de tamaños de partículas un filtro de arena se puede usar como mecanismo de eliminación de helmintos del agua residual obteniendo un efluente apropiado para su reutilización agrícola.

En este mismo sentido Jiwani *et al.* (1997) estudiaron la relación entre el índice morfológico y la distribución de tamaño de los flóculos con la operativa de una planta de fangos activos para determinar mecanismos para conseguir un tratamiento de fangos activos efectivo en aguas residuales urbanas, concluyendo que estos parámetros variaban al variar las condiciones de explotación de la planta

Tiehm *et al.* (1999), investigaron el efecto de diferentes sedimentaciones de tratamientos primarios y secundarios junto con filtraciones de lechos de relleno (tratamiento terciario) en la distribución de tamaño de partícula con el objeto de mejorar la eficacia de eliminación de contaminantes con la eliminación de sólidos en suspensión, ya que hasta ese momento no se conocía con que tamaño de partícula se asocian los contaminantes presentes en agua residual.

Neis *et al.* (1997) estudiaron la distribución del tamaño de partículas, DQO y contenido en fósforo para los efluentes primarios y secundarios de 3 sistemas de depuración de fangos activos diferentes, que consistían en:

- Decantación primaria, fangos activos con adicción de  $\text{FeSO}_4$  como coagulante y decantación secundaria.
- Decantación primaria, fangos activos con nitrificación y adicción de  $\text{NaAl}(\text{OH})_4$  como coagulante, un filtro percolador y decantación secundaria.
- Decantación primaria, eliminación biológica anaerobia de fósforo, predesnitrificación, fangos activos con nitrificación y adicción de  $\text{FeClSO}_4$  como coagulante y decantación secundaria.

El análisis de la distribución del tamaño de partículas consistió en obtener una distribución de partículas compuesta por 8 intervalos diferentes donde las partículas entre 125 y 32  $\mu\text{m}$  se separaron mediante tamizado y las partículas entre 8,0 y 0,1  $\mu\text{m}$  se



separaron mediante fraccionamiento por filtración con membranas de policarbonato, realizándose una determinación gravimétrica de cada una de las muestras separadas, el análisis de la distribución del tamaño de partículas se realizó mediante un barrido láser.

Neis *et al.* (1997) pudieron observar como a la salida de los tratamientos primarios (decantación primaria) el porcentaje en masa de partículas mayores de 32 $\mu\text{m}$  era inferior al 15% en todos ellos.

El estudio de Tiehm *et al.* (1999) se centró en 4 depuradoras diferentes de aguas residuales urbanas ubicadas en las cercanías de Hamburgo (Alemania) y analizaron la distribución de tamaño de partículas del influente del tratamiento biológico de las plantas, a la salida del tratamiento primario y a la salida del secundario. Posteriormente realizaron una filtración en lechos de relleno como tratamiento terciario a algunas de las muestras de salida de los tratamientos secundarios.

Al igual que en la investigación de Neis *et al.* (1997) el análisis consistió en obtener una distribución de tamaño de partículas compuesta por 8 intervalos diferentes donde las partículas entre 125 y 32  $\mu\text{m}$  se separaron mediante tamizado y las partículas entre 8,0 y 0,1  $\mu\text{m}$  se separaron mediante filtración con membranas de policarbonato, realizándose una determinación gravimétrica de cada una de las muestras separadas, los sólidos en suspensión se determinaron por filtración con membrana de policarbonato de 0,1  $\mu\text{m}$  y la distribución de tamaño de partícula mediante obscurecimiento de láser. Los resultados que obtuvieron mostraron que no hubo diferencias significativas en la distribución de tamaño de partículas en los efluentes obtenidos en los tratamientos primarios de las plantas estudiadas, que consistían básicamente en decantadores primarios, donde menos del 10% en masa de las partículas eran de tamaño superior a 50  $\mu\text{m}$ , manteniéndose estos valores además estables en el tiempo que duró este estudio.

Sin embargo, la distribución de partículas del efluente a la salida del tratamiento secundario fue muy diferente en comparación con la salida del tratamiento primario, mostrándose un mayor contenido en partículas de gran tamaño entre un 10% y un 50% de partículas superiores a 32  $\mu\text{m}$ , dependiendo del tratamiento en cuestión. Estos valores indicaban que era necesario mejorar la decantación secundaria de la planta, como puede ser el caso de una de las plantas de depuración que mostró un 50% de partículas superior a 32  $\mu\text{m}$ . Por lo que lo que estos autores concluyen que la distribución del

tamaño de partículas es un parámetro de gran ayuda para establecer la carga hidráulica máxima de los procesos de decantación.

Graaf *et al.* (2001) en su trabajo indican como el bombeo del agua residual puede provocar variaciones en la distribución del tamaño de partículas, aumentando el número total de partículas en suspensión en el agua residual y evolucionando la distribución de tamaño de partículas hacia diámetros menores, lo que señala que el bombeo del agua residual rompe los flóculos de partículas de mayor tamaño en otros más pequeños.

Choi *et al.* (2003), Poyatos *et al.* (2008, 2010a) estudiaron el comportamiento de un sistema de depuración de membrana sumergida aireada para producir agua depurada de gran calidad basándose en la investigación del comportamiento de las partículas durante el tratamiento obteniendo más información sobre la filtración y el *fouling* de las partículas.

Marquet *et al.* (1999) estudiaron el efecto que originaba en un agua residual un tratamiento con filtros percoladores en la distribución de tamaño de partículas con y sin sedimentación secundaria, concluyendo que en un proceso biológico con biopelícula la materia disuelta era transportada hacia la misma por difusión, ocurriendo unas reacciones de degradación por hidrólisis en la biopelícula, además reportaron como tanto en la distribución de tamaño de partículas en los procesos de filtración biológica como en el que ocurre con los filtros percoladores va cambiando hacia partículas de mayor tamaño que pueden ser eliminadas posteriormente por sedimentación.

Marquet *et al.* (1999) pudieron determinar en sus experimentos como el empleo de filtros percoladores provoca un cambio en la distribución de tamaños de partículas hacia mayores diámetros, por ejemplo los tamaños medios de partículas variaron de 29,1-44,5 $\mu\text{m}$  a 85,3-117,4 $\mu\text{m}$ , fundamentalmente porque las partículas pequeñas del efluente de entrada del tratamiento biológico desaparecen por hidrólisis y degradación durante el proceso de percolación, encontrándose además sólidos de tamaño mayor a la salida del mismo debido a sólidos floculados y desprendimiento de biopelícula. Realizando una sedimentación posterior al tratamiento con los filtros percoladores se aprecia una importante reducción en la proporción de partículas de gran tamaño, obteniendo rendimientos de eliminación del 24-25% en DBO<sub>5</sub> y DQO, desapareciendo

casi por completo aquellas superiores a 250 $\mu\text{m}$ . En este caso la media y mediana de la distribución de tamaño de partículas descendía hasta valores de 44,6-53,2  $\mu\text{m}$ . La mayoría de sólidos presentes en este efluente están en el rango de partículas supracoloidales, por lo que con un tratamiento de microfiltración, con él que prácticamente todas las partículas superiores a 0,1 $\mu\text{m}$  son eliminadas, obteniéndose rendimientos de eliminación de DQO entre 35% y 40%.

En posteriores investigaciones Marquet *et al.* (2007) encontraron correlación entre la distribución de tamaño de partículas con sólidos en suspensión y turbidez en efluentes de plantas de tratamiento de lechos inundados, aunque no era una relación simple debido a la influencia del elevado número de partículas de pequeño tamaño

Efluentes con partículas de gran tamaño disminuyen el rendimiento de los filtros percoladores, explicando la influencia inhibitoria de partículas orgánicas adsorbidas en la eliminación de compuestos orgánicos solubles debido a la disminución del oxígeno local disponible en el interior de la biopelícula. Todo esto también se explica por la menor actividad de degradación y de transferencia de materia asociada a la DBO<sub>5</sub> en forma particulada que en forma disuelta. Concluyendo que cuanto mayor es el tamaño de partícula mayor comportamiento inerte tiene. (Marquet *et al.*, 1999).

La caracterización de partículas del efluente de un filtro percolador es muy útil, ya que el menor rendimiento que se consideraba de estos tratamientos comparándolos con los de fangos activos están relacionados con una deficiente sedimentación de los sólidos lavados de los filtros percoladores, dentro de estos sólidos se encuentran:

- Partículas no degradables del efluente.
- Partículas del agua residual de entrada del tratamiento biológico modificadas por reacciones hidrolíticas y físico-químicas.
- Partículas formadas durante el tratamiento biológico.

Los componentes disueltos del agua residual se modifican durante la filtración biológica. Los productos microbiológicos solubles generados durante los tratamientos biológicos del agua son los que están en mayor cantidad de materia orgánica en los efluentes de este tipo de tratamiento.

Por todo esto, Marquet *et al.* (2007) estudiaron el uso de la distribución de tamaño de partícula para evaluar el rendimiento de un tratamiento secundario de lechos

inundados, como se comentó anteriormente, comprobando como los tratamientos de lechos inundados eran más efectivos si se empleaban coagulantes químicos y que su rendimiento variaba en función de la concentración de partículas de tamaño entre 1 y  $50\mu\text{m}$  del efluente así como de la proporción de sólidos coloidales presentes. Según sus conclusiones los sistemas de lechos inundados eran menos consistentes en la eliminación de sólidos en suspensión que los tratamientos de fangos activos.

Dentro de esta investigación ya se ha publicado el efecto de 3 tratamientos de biopelícula diferentes (lechos bacterianos, biodiscos y lechos inundados) sobre la distribución de tamaño de partículas, concluyendo que cada tratamiento influye de forma distinta sobre la distribución de tamaño de partículas (García-Mesa *et al.*, 2010b).

Las operaciones y procesos de tratamiento proveen una eliminación fisicoquímica de ciertas fracciones de tamaños de partículas orgánicas así como solubilizarían y conversión de materia orgánica, por lo que la distribución de tamaño de partículas cambia de acuerdo con el proceso de tratamiento específico. Tras el tratamiento biológico el contenido en materia orgánica es reducido y una fracción significativa de la materia orgánica restante está en el rango de partículas solubles. Existen referencias de que las partículas coloidales se degradan más efectivamente que las supracoloidales bajo condiciones aerobias. Los mecanismos de eliminación de materia particulada y soluble en tratamientos de depuración biológica difieren considerablemente (Levine *et al.* 1991).

Dulekgurgen *et al.* (2006) y Karaham *et al.* (2008) indicaron en sus trabajos que la distribución de tamaño de partículas asociada con diferentes aguas residuales es un parámetro muy importante para la evaluación no solo de procesos físicos y químicos de depuración sino también de tratamientos biológicos de depuración. Mencionan como para obtener mayores desarrollos en este aspecto es necesario obtener modelos matemáticos para los tratamientos de depuración, la adopción de la demanda química de oxígeno (DQO) como principal parámetro de medición del sustrato orgánico y la introducción del estudio de las fracciones de DQO soluble total ( $S_T$ ) con diferentes características de biodegradación: DQO soluble rápidamente biodegradable ( $S_s$ ), DQO soluble lentamente biodegradable ( $S_H$ ) y DQO soluble inerte ( $S_I$ ).

La eliminación de partículas mayores de 10 µm es controlada por sedimentación y filtración mientras que la eliminación de partículas submicrónicas es controlada principalmente por difusión. Por lo que el rango de partículas más difícil de eliminar en procesos de biopelícula está entre 1 y 10 µm (Levine *et al.*, 1991).

Sophonsiri *et al.* (2004) clasificaron el rango global en 4 fracciones principales variando los límites de cada uno de ellos respecto otras referencias:

- Partículas solubles (< 0,08 µm).
- Partículas coloidales (0,08-1 µm).
- Partículas supracoloidales (1-100 µm).
- Partículas (> 100 µm).

También ofrecen en su trabajo una recopilación resultados de estudios de diferentes autores mostrados en bibliografía (Balmat 1957; Heukelekian *et al.*, 1959; Rickert *et al.*, 1971; Munch *et al.*, 1980; Levine *et al.*, 1985; Klopp *et al.*, 1990; Guellil *et al.*, 2001 y Hu *et al.*, 2002) sobre la caracterización de distribuciones de tamaño de partículas en aguas residuales urbanas en la entrada de la planta y salidas de tratamiento primario y secundario, comparándolos con las datos que el obtiene en su estudio que se muestra en la *Tabla 11*:

**Tabla 11. Distribución de tamaños de materia orgánica en aguas residuales urbanas. Estudio bibliográfico y resultados de experimentos de Sophonsiri *et al.* (2004), modificado de Sophonsiri *et al.* (2004).**

Efluente	Origen de resultado	Porcentaje de materia orgánica contenida en el rango de tamaño			
		Soluble	Coloidal	Supracoloidal	Sedimentable
		(<0,08 µm)	(0,08 –1 µm)	(1 –100 µm)	(>100 µm)
<b>Entrada Trat.</b>	<b>Bibliografía</b>	12-64	7-15	12-38	15-45
<b>Salida Trat. Primario</b>	<b>Bibliografía</b>	9-51	8-48	15-50	7-28
	<b>Sophonsiri <i>et al.</i> (2004)</b>	46	9	19	26
<b>Salida Trat. Secundario</b>	<b>Bibliografía</b>	28-74	3-5	20-21	0-49
	<b>Sophonsiri <i>et al.</i> (2004)</b>	47	12	18	23

En su trabajo estudiaron la variación en la distribución de tamaño de partículas a la salida de los decantadores primarios y secundarios de un tratamiento de aguas residual urbano de fangos activos; en un tratamiento de aguas residuales de la industria láctea, tras las etapas de estandarización de flujo y carga, coagulación-floculación y decantación secundaria después de un tratamiento de fangos activos; y en un tratamiento de aguas residuales agrícolas de una granja porcina en la entrada del agua al sistema de depuración y en la laguna de maduración anaerobia.

La eficiencia de eliminación de las partículas de tamaño inferior a 1  $\mu\text{m}$  es mayor cuanto menor es su tamaño debido a que va asociado a fenómenos de adsorción, mientras que para partículas de tamaño superior a 1  $\mu\text{m}$  aumenta rápidamente con el tamaño de partícula debido al incremento de la fuerza gravitacional, junto con la interceptación y estrés entre partículas (Mahmoud *et al.*, 2003).

Sophonsiri *et al.* (2004) concluyeron que en el agua residual de la industria láctea el 70% de la DQO en el tanque de estandarización estaba en forma particulada, pero la distribución de tamaño de partículas no es continua siendo casi indetectable en el rango entre 1.000 u.m.a. y 1,2  $\mu\text{m}$ . Para el agua residual agrícola de una granja porcina el 75% de la materia orgánica medida como DQO estaba en partículas superiores a 10  $\mu\text{m}$ . Reduciéndose la DQO tras la laguna de maduración anaerobia en un 40%.

Dulekgurgen *et al.* (2006) en su trabajo propone realizar nuevas investigaciones en las que se estudie la relación entre la DQO de diferentes fracciones de distribución de tamaño de partículas para diferentes aguas residuales con diferentes características.

Sophonsiri *et al.* (2004) afirma en su trabajo como la distribución de tamaño de partículas tiene un efecto significativo en la hidrólisis de materia orgánica en los reactores de biopelícula. Un reactor de biopelícula de alta carga ha llegado a ser una alternativa atractiva a los sistemas convencionales de fangos activos al tener una mayor concentración de biomasa y poder tener un diseño más compacto. La mayoría de la materia es eliminada durante el lavado de los filtros. Por lo que un mayor entendimiento de la influencia de la distribución de tamaño de partículas y potencialmente incluso una modificación de las características de dicha distribución es necesario para una aplicación eficiente de reactores de biopelícula sin la adicción de una fuente de carbono externa.

### **3.4. APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN TRATAMIENTOS TERCIARIOS.**

Algunas aplicaciones actuales del agua doméstica como, por ejemplo, su uso con lavadoras de ropa, riego por goteo o aspersión de jardines, está tendiendo hacia unos nuevos requerimientos respecto contenido en partículas, calidad higiénica, contenido en nitrógeno y metales pesados. Por todo ello se están investigando algunos tratamientos adicionales en el tratamiento de agua entre los que están la filtración en lechos fundamentalmente de arena, filtración con membranas, desinfección y tratamientos naturales como lagunaje e irrigación en el terreno (Graaf *et al.*, 2001).

La filtración en lechos de arena es una técnica empleada para agua potable y agua residual que funciona bastante bien. Estos filtros nunca están trabajando en estado estacionario ya que van capturando partículas continuamente, incrementándose su eficiencia de separación (maduración) o disminuyendo la eliminación (causado por la pérdida de retención de partículas o rotura de partículas retenidas previamente). Hasta 1997 no se había considerado la distribución de tamaño de partículas para tratamientos terciarios en la depuración de aguas residuales, Lawler (1997) estudió el comportamiento de filtros de arena que empleaban esferas de látex mediante la medición de la distribución de tamaño de partículas a diferentes alturas del relleno, comprobando que tanto los fenómenos de maduración del filtro como de disminución de la eficiencia del mismo se apreciaban claramente a través de la medición de este parámetro.

Tiehm *et al.* (1999) estudiaron la relación entre el análisis de la distribución de tamaño de partículas en la filtración mediante filtros de relleno, viendo el efecto del tamaño de los gránulos del relleno de los filtros tratando efluentes obtenidos de tratamientos secundarios, estos autores concluyeron que el análisis de distribución de tamaño de partículas es una importante herramienta para el desarrollo de los filtros de relleno de cara a la selección de los materiales filtrantes más eficaces y velocidades de flujo de filtración óptima para la eliminación de partículas de un tamaño específico del efluente. Esto significa que la medición de la distribución de tamaño de partículas (DTP) se puede emplear para mejorar significativamente los tratamientos terciarios aplicados al agua residual en su proceso de tratamiento y reciclado.

Después de pasar el efluente de los tratamientos secundarios por los filtros de relleno el tamaño medio de partícula se reduce hasta el rango de 7 a 15  $\mu\text{m}$ , aunque, bajo ciertas condiciones tiende a ir aumentando con el tiempo, como por ejemplo con la adición de polímeros coagulantes. No obstante todas las partículas superiores a 100  $\mu\text{m}$  se eliminan en todos los casos. La eficacia de eliminación depende del tamaño de partícula (Kaminski *et al.*, 1997).

Existen algunas referencias sobre parámetros que influyen en la eficacia de la eliminación de sólidos en un agua residual, Mahmoud *et al.* (2003) relatan en su obra como la viscosidad del agua residual afecta al rendimiento de los filtros clásicos como los filtros de relleno y tanques de sedimentación, siendo mejor en verano que en invierno, debido a que el aumento de temperatura del agua residual hace disminuir su viscosidad y como consecuencia disminuye la fuerza hidráulica ejercida sobre las partículas. Igualmente pone de manifiesto que el agua residual urbana contiene partículas hidrofílicas e hidrofóbicas correspondientes a coloides inorgánicos.

La calidad de los efluentes obtenidos empleando filtros clásicos está relacionada con el tamaño específico del medio filtrante. La mayoría de los estudios indican que medios filtrantes de menor tamaño de poro proporcionan una eliminación más efectiva, que a su vez puede ocasionar que se desarrolle pérdida de carga de forma más rápida (Mahmoud *et al.*, 2003).

Graaf *et al.* (2001) emplearon la técnica de medida del tamaño de partículas para observar el proceso de filtración con lechos de relleno, empleando un filtro con tres capas de relleno (capa superior: 770 mm de antracita de 2,0-4,0 mm de diámetro y 1.400  $\text{Kg/m}^3$  de densidad; capa intermedia: 400 mm de arena de cuarzo de 1,7-2,5 mm de diámetro y 2.600  $\text{Kg/m}^3$  de densidad; capa inferior: 300 mm de granate mineral (garnet) de 0,7-1,25 mm de diámetro y 3.500  $\text{Kg/m}^3$  de densidad) y estudiando el efecto de la adición de coagulantes ( $\text{Fe}^{3+}$ ) en la filtración.

Kaminski *et al.*, (1997) y Graaf *et al.* (2001) probaron diferentes velocidades de filtración (5, 10, 15 y 20 m/h) para filtros de relleno sin apreciar grandes diferencias en el funcionamiento de los mismos, siendo más rápido el ensuciamiento de los filtros a velocidades mayores, aunque con la velocidad superior de filtrado Graaf *et al.* (2001)



concluyen que la pérdida de carga generada tras 6 horas de funcionamiento era aceptable.

Graaf *et al.* (2001) estudiaron en su investigación el efecto de los tratamientos terciarios con filtros de relleno, observando que en los experimentos en que no emplearon coagulantes se conseguía una eliminación global del 90% de las partículas (siendo eliminados el 60-65% del total en la primera capa del filtro de relleno de antracita), mientras que con la adicción de coagulantes la eliminación global fue del 85% de las partículas (eliminándose en este caso un 70-75% del total en la primera parte de la primera capa del filtro de relleno). Según estos autores esto significa que la eliminación de metales pesados, contaminantes y bacterias pueden ser eliminados por este tratamiento terciario sin necesitar la adicción de floculantes.

Según Graaf *et al.* (2001) la adicción de coagulantes ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ) en pequeñas cantidades es necesaria para disminuir la turbidez, marcando como máximo una adicción de 2 mg/L, mayores concentraciones pueden provocar un aumento de la turbidez tras pasar por los filtros de relleno debido a una floculación incorrecta. Realizaron diferentes mediciones del parámetro  $\beta$ , tras ajustar la distribución de tamaño de partículas a la ley de la potencia (Ver capítulo 3.6), comprobando como después de realizar una floculación del efluente el valor del coeficiente aumenta, indicando que el efluente evoluciona hacia distribuciones de tamaño de partículas más pequeñas. También comprobó que en todos los casos, y tras la filtración, el coeficiente  $\beta$  en el filtrado es mayor que en el agua de entrada del tratamiento biológico al filtro indicando que la distribución de tamaño de partículas evoluciona hacia partículas de menor tamaño ya que las mayores son retenidas en los filtros.

Persson *et al.* (2006) comprobaron la aplicación de la medición de la distribución de tamaño de partículas en efluentes de aguas tratadas en sistemas con discos filtrantes de 10-18 $\mu\text{m}$  de tamaño de poro para evaluar la eficiencia en su separación determinando que es superior al 90% en partículas de tamaño superior al tamaño de poro de los discos filtrantes, planteando la medición conjunta de sólidos en suspensión, turbidez y distribución de tamaño de partículas como medio para mejorar la predicción de la eficiencia de separación en los procesos de depuración.

Naddeo *et al.* (2007) emplearon la medición de la distribución de tamaño de partículas para comparar la eficiencia de separación de discos filtrantes frente a filtros de arena empleados en tratamientos terciarios en depuración, concluyendo que la medición de esta magnitud puede ser una herramienta muy valiosa para la comprensión de los procesos de filtración, el diseño de tratamientos de filtración y las medidas para mejorar la eficiencia de dichos procesos.

### **3.5. RELACIÓN ENTRE LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS CON INDICADORES DE CONTAMINACIÓN EN AGUAS RESIDUALES.**

Para el desarrollo de esta investigación se realizó un amplio barrido bibliográfico con objeto de encontrar la relación existente entre la distribución de tamaño de partículas y los parámetros convencionales que caracterizan una agua residual y se emplean como indicadores de su contaminación, como son la DQO, sólidos en suspensión, turbidez y color. A continuación se expone una síntesis de las referencias bibliográficas en esta materia.

En este sentido Landa *et al.* (1997) en su trabajo mencionaron el empleo del conteo de partículas como indicador de calidad del agua y además que la distribución de tamaño de partículas es parámetro clave para evaluar la eficiencia de un proceso de filtrado.

La caracterización química y de la distribución de tamaño de partículas para la salida del agua residual urbana del tratamiento primario y secundario muestra que el 60% de la materia orgánica (medida como DQO) a la salida del tratamiento primario es mayor de 1.000 u.m.a. (unidades de masa atómica) y el 45% mayor a 1,2  $\mu\text{m}$ . Examinando la composición química de las diferentes fracciones también se puede concluir que es diferente para cada una de ellas (Sophonsiri *et al.*, 2004).

Parece existir una relación entre el conteo de partículas y la turbidez en agua filtrada (Hall *et al.*, 1997). Hatukay *et al.* (1997) expusieron en su investigación que para la evaluación de un proceso de filtración para la reducción de la turbidez de un agua, la monitorización de la distribución de tamaño de partículas aplicada es más

efectiva que la turbidez, ya que es mucho más sensible y puede predecir la rotura de un filtro mejor que la turbidez.

Dulekgurgen *et al.* (2006) estudiaron la evaluación del potencial de la medición de la distribución del tamaño de partículas mediante filtración y ultrafiltración como aproximación de la caracterización del agua residual y la relación entre los patrones de trazabilidad biológica y comportamiento físico, asociados con la fracciones de DQO tanto con aguas residuales urbanas como de la industria textil.

Históricamente la distribución de tamaño de partículas en aguas residuales se ha clasificado en cuatro categorías operacionales (Levine *et al.*, 1991; Dulekgurgen *et al.*, 2006 y Karaham *et al.*, 2008):

- Partículas solubles ( $< 0,001 \mu\text{m}$ ).
- Partículas coloidales ( $0,001-1 \mu\text{m}$ ).
- Partículas supracoloidales ( $1-100 \mu\text{m}$ ).
- Partículas sedimentables ( $> 100 \mu\text{m}$ ).

Las partículas contenidas en efluentes de procesos biológicos son específicas de cada planta de depuración y una fracción significativa de la materia orgánica está en el rango de partículas coloidales y supracoloidales (Levine *et al.* 1991).

Mahmoud *et al.* (2003) exponen que las partículas en al agua residual urbana están distribuidas a lo largo de un rango que oscila desde partículas inferiores a  $0,001 \mu\text{m}$  hasta superiores a  $100 \mu\text{m}$ , si bien en un agua residual que ha pasado por un proceso de sedimentación normalmente es inferior a  $50 \mu\text{m}$ . Además referencian como un 70% de la carga orgánica en agua residual urbana está en suspensión, un 10-15% está en el rango de materia coloidal mientras que un 15-20% está en forma soluble, es decir, la mayor parte de la materia orgánica tiene un tamaño superior a  $1 \mu\text{m}$ .

Orhon *et al.* (1997) caracterizaron el agua residual doméstica mediante la medición de la DQO, distribución de tamaño de partículas por fraccionamiento y color, igualmente Dulekgurgen *et al.* (2006) repitieron esta investigación posteriormente, apreciando diferencias significativas con el estudio previo. Esto manifiesta como la medición de la distribución de tamaño de partículas puede ser una herramienta válida para la caracterización de un agua residual

La distribución de tamaño de partículas es significativamente distinta para diferentes aguas residuales. En aguas residuales urbanas, la materia orgánica se distribuyó por completo en 8 intervalos de tamaño comprendidos entre 1000 u.m.a (unidades de masa atómica) y 63  $\mu\text{m}$ . Las aguas residuales industriales y agrícolas contienen sin embargo la materia orgánica en forma soluble (inferior a 1.000 u.m.a) y en partículas superiores a 1,2  $\mu\text{m}$  en aguas residuales industriales y 10  $\mu\text{m}$  para el agua residual agrícola, habiendo un intervalo con poca materia orgánica en el rango de las macromoléculas y coloides (Sophonsiri *et al.*, 2004).

Es conocido que hay una relación entre la materia particulada y la distribución de contaminantes tomando como indicadores la DQO y el contenido en fósforo, los estudios realizados por Neis *et al.* (1997) corroboran este aspecto, demostrando que más del 50% de la carga orgánica (tanto DQO como fósforo) del efluente de entrada del tratamiento biológico al tratamiento secundario está en forma no soluble. Igualmente concluyeron que el 33% de la DQO y más del 50% del fósforo del efluente final de la planta está en forma particulada. En el caso del fósforo normalmente más de una tercera parte del contenido final está asociada a partículas de más de 8  $\mu\text{m}$ , tal y como se muestra en la Tabla 12.

**Tabla 12. Distribución de masa de partículas, DQO y fosforo (promedios de 5 muestras), (Modificado de Neis *et al.* 1997).**

Localización	Sólidos en suspensión		DQO			Fósforo		
	>0,1 $\mu\text{m}$ [mg/L]	>8,0 $\mu\text{m}$ [mg/L]	total [mg/L]	>0,1 $\mu\text{m}$ [%]	>8,0 $\mu\text{m}$ [%]	total [mg/L]	>0,1 $\mu\text{m}$ [%]	>8,0 $\mu\text{m}$ [%]
<b>Hamburg-Stellingen:</b>								
Efluente primario	144	12	431	54	7	8,3	37	6
Efluente secundario	18	20	59	21	5	1,4	62	10
<b>Seevetal:</b>								
Efluente primario	177	30	406	69	18	8,7	54	17
Efluente secundario	13	63	46	26	14	0,9	50	36
<b>Bad Bramstedt:</b>								
Efluente primario	212	21	696	48	10	10,3	52	1
Efluente secundario	42	40	83	42	14	1,0	79	38

A. Tiehm *et al.* (1999) también enfocaron sus estudios hacia la relación existente entre la demanda química de oxígeno (DQO) y el contenido en fósforo, con los sólidos

en suspensión (SS) del agua residual, realizando mediciones de estos dos parámetros a las fracciones separadas del agua residual y pudieron concluir que un importante contenido de la DQO total se encuentra en forma de DQO particulada al final del tratamiento secundario. En el caso del fósforo es similar habiendo incluso un aumento del porcentaje de fosforo en la materia particulada a la salida del tratamiento secundario respecto del primario, un resumen de estos resultados se muestra en la Tabla 13.

**Tabla 13. Datos de DQO, SS y P y relación con materia particulada (Tiehm *et al.*, 1999).**

Punto de Muestreo	DQO, mg/L	SS, mg/L	P, mg/L	% DQO <sub>part</sub> /DQO <sub>Tot.</sub>	% P <sub>part</sub> /P <sub>Tot.</sub>
Entrada Planta	1.908	1.544	36,8	91	79
Salida Trat. Primario	752-411	211-143	9,2-8,1	71-46	67-35
Salida Trat. Secundario	82-31	40-6	1,7-0,3	46-14	81-54

La densidad de la materia particulada del efluente en Kg/m<sup>3</sup> se puede obtener tras dividir el volumen medio de las partículas presentes en el efluente (obtenido como el acumulativo de la distribución del volumen) en m<sup>3</sup><sub>part</sub>/m<sup>3</sup><sub>agua</sub> entre la concentración de sólidos en suspensión totales en mg/L (Graaf *et al.*, 2001). También indican estos autores que para determinar fluctuaciones en la concentración de sólidos en suspensión de los efluentes puede ser un método indirecto mediante el análisis del número de partículas, seguido de un cálculo volumétrico y un cálculo de la masa de las partículas más apropiado que mediciones de masa directas.

Marquet *et al.* (1999) correlacionaron la eliminación de la contaminación orgánica del agua residual expresada como DBO<sub>5</sub> y DQO con el tamaño de partícula contenida en la misma, obteniendo una buena correlación entre el porcentaje de DBO<sub>5</sub> eliminada y el tamaño medio de partícula a la entrada del tratamiento biológico, salida de un filtro percolador y tras la sedimentación de dicho efluente de salida.

Estos autores además comprobaron el efecto de la adición de coagulantes en el agua residual, tendiendo a un aumento de los sólidos pero un drástico descenso del volumen total de las partículas, dando por tanto partículas de una densidad muy elevada (2.770 Kg/m<sup>3</sup> frente a 680 Kg/m<sup>3</sup> antes de la adición de los mismos).

Sophonsiri *et al.*, (2004) concluyeron que la composición química de las diferentes fracciones de tamaños de partículas varía. Por lo que los procesos de eliminación de partículas no solo reducirán la cantidad total de la materia orgánica sino que también modificarán la composición química de la materia orgánica que quede en el efluente. Estos autores en su trabajo también concluyeron como para agua residual urbana las partículas superiores a 0,2  $\mu\text{m}$  contienen el 38% del fósforo del efluente mientras que para el agua residual agrícola de una granja porcina las partículas superiores a ese tamaño contiene un 99% del fósforo, esto significa que con procesos de separación de partículas adecuadas se puede eliminar una fracción importante del fósforo en los efluentes de una granja porcina.

Dulekgurgen *et al.* (2006), evaluaron el fraccionamiento del contenido en color en el agua residual de la industria textil antes y después del tratamiento biológico, relacionándolo con las diferentes fracciones de tamaños de partículas, igualmente hicieron con la DQO, obteniendo una correlación entre las fracciones de DQO y color, de forma que la distribución de tamaño de partículas puede ser usada como herramienta para interpretar el efecto de los tratamientos biológicos en el color y DQO de los efluentes. Igualmente realizaron este mismo estudio con aguas residuales urbanas.

Dulekgurgen *et al.* (2006) relatan en su trabajo una caracterización del agua residual urbana y de la industria textil mediante parámetros convencionales según muestra la *Tabla 14*:

**Tabla 14. Caracterización de efluentes de entrada del tratamiento biológico de aguas residuales urbanas y de la industria textil. Modificado de Dulekgurgen *et al.* (2006)**

Parámetro	Agua Residual Industria Textil	Agua Residual Urbana
DQO, mg/L	1.340	440
% DQO particulada >1,6 $\mu\text{m}$	19 %	65%
Sólidos totales disueltos, mg/L	3.120	
Sólidos en suspensión, mg/L	115	180

También muestran como un hito en el entendimiento y la modelización de los sistemas de fangos activos, la introducción del fraccionamiento de la DQO en función

del tamaño de partícula, al tener asociadas diferentes características de biodegradabilidad.

El fraccionamiento de la DQO basado en la distribución del tamaño de partículas para agua residuales urbanas y de la industria textil muestra claramente una diferencia entre ambos efluentes por la variación de la DQO entre las diferentes categorías de tamaños de partículas, ver *Tabla 14*.

Según Dulekgurgen *et al.* (2006) la mayor fracción de la DQO está en el rango de partículas solubles (36% de partículas  $< 0,001\mu\text{m}$ ), aunque la fracción particulada (19% de partículas  $>1,6 \mu\text{m}$ ) y la fracción de partículas entre  $0,013$  y  $0,220 \mu\text{m}$  (22%) son también significativas. El tratamiento biológico elimina eficientemente la DQO particulada, la cual es una de las fracciones más significativas, mostrando como a la salida del tratamiento el 73% de la DQO de salida está en el rango de partículas solubles ( $< 0,002 \mu\text{m}$ ). En la *Tabla 15* se muestra la DQO de diferentes fracciones por tamaño de partícula en aguas residuales de la industria textil y en agua residual urbana.

Karaham *et al.* (2008) midieron la DQO fraccionada a diferentes tamaños de partícula para el agua residual de la industria textil obteniendo que la mayor fracción de la DQO está en el rango de la fracción particulada (60% de partículas  $>1,6 \mu\text{m}$ ), habiendo una importante fracción en forma soluble (25% de partículas  $<0,001 \mu\text{m}$ ) quedando un 15% que se distribuye en todo el rango coloidal, indicando que esta distribución es característica de ese tipo de agua residual.

**Tabla 15. DQO en función de la distribución de tamaño de partícula. Modificado de Dulekgurgen *et al.* (2006).**

Distribución de tamaño, $\mu\text{m}$	DQO, mg/L		DQO, mg/L Agua Residual Urbana
	Agua Residual Industria Textil,		
	Entrada Trat.	Salida Trat.	
<b><math>&gt; 1,600</math></b>	255	20	285
<b><math>1,600 - 0,450</math></b>	120	20	40
<b><math>0,450 - 0,220</math></b>	70	0	30
<b><math>0,220 - 0,013</math></b>	295	5	0
<b><math>0,013 - 0,008</math></b>	0	0	10
<b><math>0,008 - 0,005</math></b>	0	35	10
<b><math>0,005 - 0,003</math></b>	75	0	0
<b><math>0,003 - 0,002</math></b>	40	15	5
<b><math>&lt; 0,008</math></b>	485	260	60

La mayor parte de la DQO para agua residual urbana está asociada a las partículas de tamaño superior a  $0,45\mu\text{m}$ , siendo muy pequeña la fracción de DQO asociada con la materia particulada soluble (Dulekgurgen *et al.*, 2006). Estos autores también concluyen que la distribución de tamaño de partículas provee información esencial sobre la DQO y partículas coloreadas tras el tratamiento de depuración.

Karaham *et al.* (2008) estudiaron la relación entre la distribución de tamaño de partículas y la biodegradabilidad de la DQO de las diferentes fracciones en el agua residual de la industria textil, concluyendo que la distribución de tamaño de partículas es como “una huella dactilar” de la DQO asociada a ella, un 60% en el rango de materia particulada y un 25% en el rango de materia soluble.

Normalmente un incremento en el número de partículas está asociado con una mayor concentración del contenido en sólidos en suspensión totales (Chavez *et al.*, 2006).

Dulekgurgen *et al.* (2006) midieron la densidad óptica a tres longitudes de onda en el agua residual de la industria textil a la entrada del tratamiento biológico y salida del reactor biológico no apreciando eliminación de color, a pesar de que modifica drásticamente la distribución de tamaño de partículas del efluente. Estos autores identificaron el color de esta agua residual industrial en las siguientes fracciones de tamaño de partícula:

- 30% color debido a partículas superiores a  $0,013\mu\text{m}$ .
- 35-45% color debido a las partículas en el rango de tamaño entre  $0,008-0,005\mu\text{m}$ .
- 22% de color debido a las partículas solubles ( $< 0,002\mu\text{m}$ ).

Entre las más recientes investigaciones Wu *et al.* (2009) estudiaron la DTP del efluente de una planta de fangos activos convencional, expresada como número total de partículas, y su relación con SS, turbidez y microorganismos, concluyendo como la DTP se correlaciona con dichas magnitudes y además presenta una mayor sensibilidad para reflejar modificaciones del agua residual, proponiendo el empleo de la DTP para monitorizar de forma continua y a tiempo real la calidad del efluente de una planta de depuración.



Dentro de la presente investigación García-Mesa *et al.* (2010b) han publicado el estudio de la DTP aplicado a la caracterización del agua residual tratada por diferentes tratamientos secundarios de biopelícula (biodiscos, lechos inundados y lechos bacterianos) así como la relación existente entre este parámetro, DTP, y los principales parámetros indicativos de la calidad del agua residual como DQO, sólidos en suspensión y turbidez, además se obtuvo una relación entre el rendimiento en eliminación de partículas con la modificación de la DTP por efecto de los tratamientos de depuración.

### **3.6. MODELIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN AGUAS RESIDUALES TRATADAS EN SISTEMAS CONVENCIONALES.**

La distribución de tamaño de partículas es una medición que da información sobre el número de partículas que se encuentran para cada rango de tamaño de las mismas en una disolución acuosa. Este parámetro proporciona información detallada sobre la naturaleza de los sólidos en suspensión de una disolución acuosa de partículas, no obstante la comprensión de la información obtenida con la medición de esta distribución y la comparación de diferentes medidas entre sí es una tarea complicada por la gran cantidad de datos que se manejan (Ceronio *et al.*, 2005).

Ceronio *et al.* (2005) describen en su obra las dos técnicas principales que históricamente se han usado para reducir el número de datos obtenidos con la medición de una distribución de tamaño de partículas para poder realizar estudios y comparativas entre diferentes mediciones:

- Conteo total de partículas, normalmente a partir de partículas mayores de 2  $\mu\text{m}$ . Esta técnica es muy simple de usar pero pierde gran cantidad de información, especialmente sobre cómo están distribuidas las partículas en el agua.
- Ajuste matemático de la distribución de partículas a un modelo que lo represente bien.

Stumm *et al.* (1996) explican que si en la medición de la distribución de tamaño de partículas se emplean amplitudes de intervalos de tamaño de partícula que tienden a

ceros la distribución de tamaño de partícula se convierte en una función esencialmente continua, además si la distribución es de materiales naturales como sólidos en suspensión o sedimentables esa función se distribuye de forma normal y define tres tipos de funciones distribución de partículas: de volumen, de superficie y de tamaño; como las pendientes de la función de número de partículas acumuladas respecto del volumen, superficie y tamaño, según se muestra en la Ecuación 3:

$$\text{a) } n(V_p) = \frac{dN_p}{dV_p} \quad \text{b) } n(S_p) = \frac{dN_p}{dS_p} \quad \text{c) } n(d_p) = \frac{dN_p}{dd_p}$$

**Ecuación 3. Funciones distribución de partículas: a) de volumen; b) de superficie; c) de tamaño (modificado de Stumm *et al.*, 1996).**

Neis *et al.* (1997) referencian la mayor idoneidad de ajustar la distribución del número de partículas en muestras de agua, para modelizar su filtración, a funciones potenciales que al tamaño medio de partícula.

Igualmente Lawler (1997) menciona en su trabajo que las suspensiones de partículas en agua tienen una distribución de tamaño esencialmente continua, habiendo partículas en cualquier rango de tamaño en el que se divida el rango total. Por ello una distribución de la concentración del número acumulado de partículas ( $N(d_p)$ ) será creciente con el tamaño de partícula (diámetro o diámetro de esfera equivalente para partículas no esféricas), hasta alcanzar el tamaño máximo de partícula. La curva que representa esta distribución de la concentración del número de partículas con el diámetro de partículas se conoce como la función distribución del tamaño de partícula.

Actualmente el modelo de mayor aceptación para la distribución del número de tamaño de partículas es el que se ajusta a la ley de la potencia, que es citado por gran cantidad de autores: (Stumm *et al.*, 1996; Neis *et al.*, 1997; Kaminski *et al.*, 1997; Lawler, 1997; Ceronio *et al.*, 2005).

$$n(d_p) = \frac{\partial N(d_p)}{\partial d_p} = A \cdot d_p^{-\beta}$$

**Ecuación 4. Ley de la potencia para distribución de tamaños de partícula, (Lawler, 1997).**

Donde:

$n(d_p)$  es la distribución de tamaños de partícula.

$N(d_p)$  es el acumulado de partículas hasta el tamaño de partícula  $d_p$ .

$d_p$  es el tamaño de partícula.

$A$  y  $\beta$  son constantes empíricas para una distribución de partículas.

Según Kaminski *et al.* (1997), este modelo es válido para partículas de tamaño superior a  $1\mu\text{m}$ .

El coeficiente  $A$  se puede interpretar como la densidad del número de partículas de tamaño  $1\mu\text{m}$  presente en el agua, y el coeficiente  $\beta$ , que es la pendiente del diagrama doble logarítmico de representar la ley de la potencia, es definido por Neis *et al.* (1997) y Graaf *et al.* (2001) como una constante característica de la distribución de tamaño de partículas del agua que indica el tipo de partículas que predomina en la misma, un valor alto muestra un mayor número de partículas de pequeño tamaño, estando por tanto relacionado con la composición relativa de partículas de distinto tamaño en el agua residual.

Este tipo de función distribución es asimétrica, no teniendo un comportamiento normal, no obstante se puede normalizar si se toma como variable dependiente  $\log(d_p)$  (Azorín *et al.*, 1975), pudiéndose de esta forma obtener la función de distribución de número, superficie y volumen según se muestra en los tres casos de la Ecuación 5 (Stumm *et al.*, 1996).

$$\text{a) } \frac{dN_p}{d(\log(d_p))} \quad \text{b) } \frac{dS_p}{d(\log(d_p))} \quad \text{c) } \frac{dV_p}{d(\log(d_p))}$$

**Ecuación 5. Función densidad de la distribución de: a) número; b) superficie; c) volumen; (Modificado de Stumm *et al.*, 1996).**

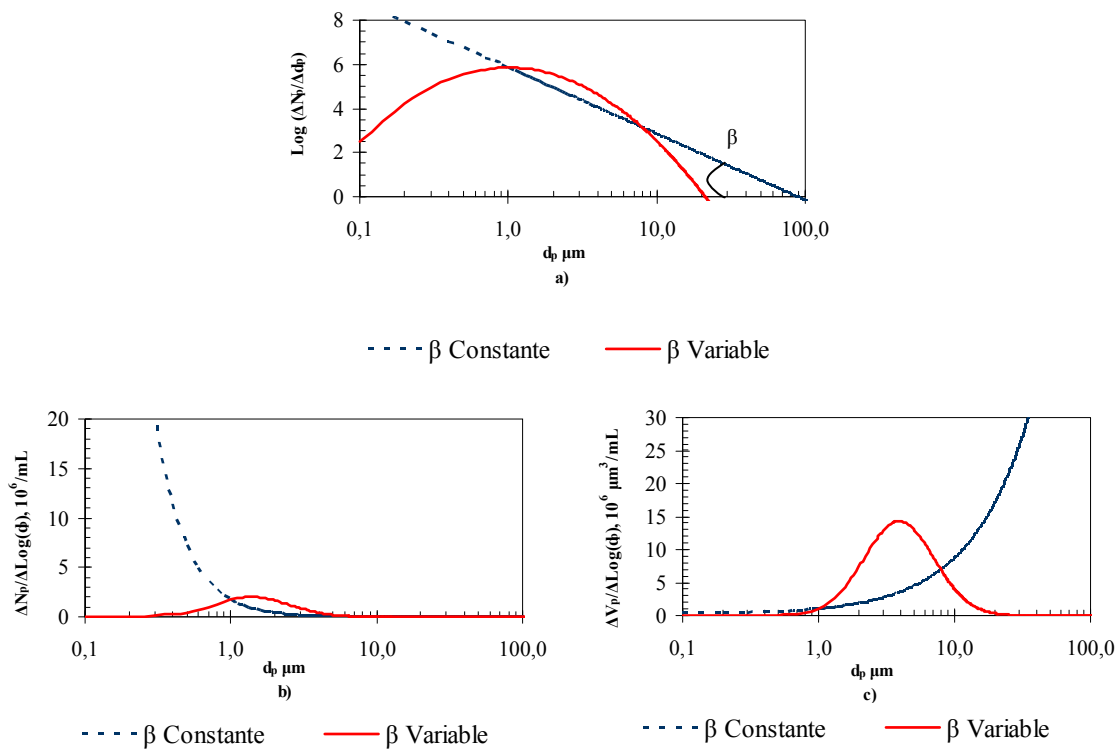
Este modelo es apropiado para ajustar la distribución de tamaños de partículas aunque dependiendo del caso el coeficiente  $\beta$  puede ser constante o variable a medida que aumenta el tamaño de partícula, según la expresión que figura en la Ecuación 6. Estando el parámetro  $b$  relacionado con el grado de curvatura de la distribución de tamaño de partículas.

$$\beta = b \cdot \log(d_p)$$

**Ecuación 6. Relación de  $\beta$  variable con el tamaño de partícula.**

Lawler (1997) en su obra modeliza dos funciones de distribución de tamaño de partículas, una con  $\beta$  constante y otra con  $\beta$  variable según lo marcado en la Ecuación 6. En la Figura 8, se muestra un ejemplo similar de una función de distribución con  $\beta$  constante y otra variable con un valor del coeficiente  $b=3$ , según la expresión con  $\beta=3 \cdot \text{Log}(d_p)$ .

Choi *et al.* (2003) asumieron en su trabajo que todas las partículas en el agua residual tienen una forma similar, introduciendo un porcentaje de volumen relativo basado en cubicar el tamaño medio de las partículas, multiplicando el volumen relativo de cada partícula por el número de partículas de cada fracción.



**Figura 8. Representaciones de distribuciones de partícula ajustadas a la ley de la potencia: a) Distribución del tamaño de partícula; b) Distribución de número de partículas; c) distribución del volumen de partículas. (Modificado de Lawler, 1997).**

El ajuste de la distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia es generalmente mejor para los efluentes de salida después de una filtración de relleno que para el agua residual de entrada del tratamiento biológico (Kaminski *et al.*, 1997).

Kaminski *et al.* (1997) a través de la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  constante, modelizaron el comportamiento de los filtros de relleno trabajando con efluentes de tratamientos secundarios de aguas residuales, empleando rellenos de arena

y vidrio de diferentes tamaños; con y sin la adicción de floculantes. El grado de correlación del efluente de salida con esta ley indica como estaba funcionando el sistema, una alta correlación indicaba un buen funcionamiento mientras que una baja correlación indicaba que el filtro está cerca de la rotura.

El coeficiente  $\beta$  también da información sobre el funcionamiento de los filtros para tratamientos terciarios, una disminución en el valor del coeficiente marcaba que el filtro está en proceso de rotura, tal y como se extrae del trabajo de Graaf *et al.* (2001), que definían el coeficiente  $\beta$  como una constante característica de la distribución de partículas del agua, de forma que un valor alto mostraba un mayor número de partículas de pequeño tamaño, significando por el contrario un valor bajo que había un mayor número de partículas de mayor tamaño, siendo esto indicativo de que había un fallo en el sistema de filtración. En resumen, una baja correlación a la ley de la potencia y un bajo coeficiente  $\beta$  indica baja eficiencia de filtración o rotura del filtro.

Graaf *et al.* (2001) muestran en su trabajo como el acumulado de la distribución de tamaño de partícula  $N(d_p)$  es siempre creciente hasta alcanzar un valor máximo, siendo la pendiente de esta función la distribución del tamaño de partículas:

$n(d_p) = \frac{\partial N(d_p)}{\partial d_p}$ , la cual se ajusta a la ley de la potencia, además referencian en su obra la

transformación de la distribución del número de partículas a una distribución del volumen de partícula asumiendo que las partículas tienen una forma esférica perfecta. A partir de esta función distribución trabaja con acumulados y acumulados relativos de distribuciones de volumen de partículas.

Ceronio *et al.* (2005) en su obra desarrollan la ley de la potencia analizando la bondad del ajuste a datos experimentales reales en procesos de tratamiento de aguas potables. En la exposición de su estudio marca como el modelo de la ley de la potencia con  $\beta$  variable introduce una mejora significativa respecto el modelo que considera  $\beta$  constante y lo corrobora realizando una comparativa estadística de 1432 mediciones de distribución de tamaño de partículas repartidas en las diferentes fases del proceso de potabilización del agua, obteniéndose mejores ajustes para el modelo con  $\beta$  variable, no obstante la diferencia de ajuste entre ambos modelos no era muy grande oscilando entre un 2-2,5% de  $R^2$ .

$$n(d_p) = \frac{\partial N(d_p)}{\partial d_p} = A \cdot d_p^{-b \cdot \log(d_p)}$$

**Ecuación 7. Ley de la potencia para distribución de tamaños de partícula con  $\beta$  variable, (Ceronio *et al.*, 2005).**

Ceronio *et al.* (2005) analizando en detalle este modelo llegan a las siguientes conclusiones:

- Este modelo centra el máximo número de partículas de la distribución en torno a  $1\mu\text{m}$ .
- $\beta=b \cdot \log(d_p)$  es la pendiente de la representación doble logarítmica, cuyo valor aumenta conforme aumenta el diámetro de partícula.
- El valor de la expresión de la pendiente no permite controlar la curvatura del modelo. No obstante valores más bajos del coeficiente  $b$  indica menor grado de curvatura de la línea, esto se puede interpretar como una mayor homogeneidad de la distribución de tamaño de partículas.
- El coeficiente  $A$  se podría interpretar como la densidad del número de partículas para  $d_p=1\mu\text{m}$ .

Dentro de esta investigación se han publicado ensayos sobre este modelo matemático para el ajuste de distribución de tamaño de partículas para evaluar el efecto de diferentes tratamientos de biopelícula sobre la distribución de tamaño de partículas, obteniendo altos grados de correlación (García-Mesa *et al.*, 2010a,b).



*PARÁMETROS Y VARIABLES PREVIAS.*

---





## 4. PARÁMETROS Y VARIABLES PREVIAS.

A continuación se citan los parámetros y variables considerados en la investigación de choque.

### 4.1. PARÁMETROS PREVIOS.

Los principales parámetros que deben ser tenidos en cuenta en la investigación fueron:

- DQO, este parámetro es necesario determinarlo para saber la cantidad de materia orgánica tanto biodegradable como no y materia inorgánica reductora, que existe en el agua residual.
- Sólidos en suspensión, se analizó tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario con objeto de evaluar la cantidad de materia en suspensión que entraba al sistema de depuración y el efecto que ejerce el tratamiento secundario sobre este parámetro. Este parámetro es usado en el R.D. de reutilización como índice de la calidad de un agua residual.
- pH, se midió porque informa de la acidez o basicidad del medio; son necesarios unos niveles de pH adecuados (6-9) para que se pueda hacer una depuración biológica, por lo tanto es un indicativo de que la planta de depuración está trabajando dentro de los pH óptimos.
- Conductividad, este parámetro es un indicativo de la cantidad de sales solubles que hay en el agua residual
- Turbidez, es un índice de la calidad de las aguas analizadas, por tanto se medirá tanto a la entrada del sistema como a la salida. Además es usado en el R.D. de reutilización como parámetro de calidad de aguas reutilizadas.
- Color, es un parámetro que orienta sobre el grado de contaminación que ha podido tener el agua por lo que está relacionado con la calidad de las aguas analizadas.
- Distribución de tamaño de partículas, este será el parámetro fundamental en torno al que girará el trabajo de investigación y con el que se caracterizarán las distribuciones de partículas de los diferentes muestreos. La distribución de tamaño de partículas, como se expuso en el apartado 3.6, se puede definir

como la pendiente de la curva de variación del número total de partículas respecto al tamaño de las mismas, informando sobre cómo se distribuyen los diferentes tamaños de partículas y su cantidad en el agua residual.

- Tamaño medio de la distribución de partículas, ayudará a complementar la caracterización de la distribución de tamaño de partículas y permitirá visualizar rápidamente si los diferentes tratamientos de depuración estudiados modifican la distribución relativa de partículas en el agua depurada.

#### **4.2. VARIABLES PREVIAS.**

En cuanto a las variables de influencia directa en el transcurso de la investigación que han sido fijadas de forma externa, se consideraron fundamentalmente:

- Tipo de sistema de depuración, que actúa como variable ya que se seleccionaron diferentes tratamientos para evaluar si existen diferencias significativas en la distribución de tamaño de partículas. Lógicamente el tipo de sistema de depuración fue establecido según las necesidades de esta investigación.
- Punto de muestreo, considerándose entrada y salida del tratamiento secundario. Estos puntos fueron fijados de forma que se pudiera evaluar de forma global el efecto de los diferentes tratamientos secundarios de depuración sobre la distribución de tamaño de partículas.

*MÉTODOS ANALÍTICOS..*

---



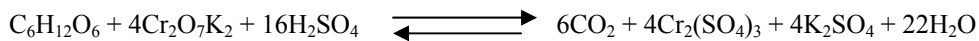
## 5. MÉTODOS ANALÍTICOS.

### 5.1. DQO (MÉTODO DE OXIDACIÓN A REFLUJO CERRADO).

La DQO se considera como una forma de estimar la materia orgánica presente en una muestra de agua, a través de la determinación por vía química de la cantidad de oxígeno necesario para oxidarla. Mediante este método se oxida tanto la materia orgánica biodegradable como la que no lo es, logrando la oxidación entre un 95 y un 100% de la mayoría de los compuestos orgánicos.

El método analítico utilizado es el de oxidación a reflujo cerrado colorimétrico, el cual se basa en una oxidación fuerte de la materia orgánica utilizando para ello un oxidante fuerte como el dicromato potásico ( $\text{Cr}_2\text{O}_7 \text{K}_2$ ), en medio ácido fuerte (exceso de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Las muestras se llevan a  $150^\circ\text{C}$  en presencia de una cantidad conocida de dicromato potásico y de un catalizador de plata en medio fuertemente ácido durante un período de 2 horas. Una parte del dicromato es reducido por las materias oxidables presentes produciéndose  $\text{Cr}^{3+}$ , originando un color determinado espectrofotométricamente a una absorbancia de 600 nm (APHA, 1992).

La reacción química siguiente refleja el proceso de oxidación para la glucosa:



La preparación de los reactivos se hace de la siguiente manera:

- **Solución digestora de dicromato potásico** ( $\text{Cr}_2\text{O}_7 \text{K}_2$ ), 0.0521 M: Se mantienen en agitación 500 ml de agua destilada en un matraz aforado de 1 l y sobre él se añadieron 12,25 g de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  secado a  $103^\circ\text{C}$  durante 2 horas, 40 g de  $\text{HgSO}_4$  y 167 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  al 98%. Tras disolución, enrasar hasta 1 l con agua destilada.
- **Solución ácida**: En un matraz aforado de 1 l se añaden sobre 500 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  al 98% en agitación 6,6 g de  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  hasta disolución, enrasar hasta 1 l con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y se deja reposar el reactivo al menos 24 horas; no se debe observar turbidez).
- **Solución madre de Ftalato ácido de potasio** ( $\text{HOCC}_6\text{H}_4\text{COOK}$ ) (1000 mg  $\text{O}_2/\text{l}$ ): En un matraz aforado de 1 l se añaden sobre 500 ml de agua

destilada en agitación 850,34 mg de Ftalato ácido de potasio secado a 120 °C durante 2 horas. Tras su disolución se enrasa hasta 1 l con agua destilada.

#### **Procedimiento para la oxidación:**

Los tubos de digestión y los tapones se limpian con mezcla sulfocrómica, se aclaran con abundante agua destilada y se secan a 103 °C para eliminar cualquier resto de agua.

Se agita la muestra con objeto de homogeneizarla y a continuación se añaden a los tubos las siguientes cantidades:

- 2 ml de solución digestora.
- 3 ml de muestra.
- 4 ml de solución ácida.

También se prepara un blanco añadiendo en lugar de muestra agua destilada.

Después se cierran los tubos y se agitarán invirtiendo el tubo varias veces para mezclar completamente. Una vez homogeneizada la solución se mantiene en un bloque térmico durante 2 horas a 150 °C.

#### **Valoración espectrofotométrica**

El espectrofotómetro usado fue el Helios  $\gamma$  spectrophotometer (ThermoSpectronic). Esta técnica requiere la realización de una curva de calibración que compare los valores de absorbancia obtenidos a partir del cromo formado, con los valores de DQO.

Para ello se empleó Ftalato ácido de potasio que es oxidado por el dicromato y que guarda una relación directa en valor de mg O<sub>2</sub>/l (1 mg FHP equivale a 1.176 mg O<sub>2</sub>/l). Se prepararon diferentes patrones a partir de la solución madre de Ftalato ácido de potasio de 1000 mg O<sub>2</sub>/l realizando diluciones en matraces aforados de 100 ml como se indica en la Tabla 16

**Tabla 16. Curva patrón para la DQO.**

Muestra	1	2	3	4	5	6
Concentración (mg O <sub>2</sub> /l)	50	100	200	500	800	1.000
mL patrón	5	10	20	50	80	100
mL agua destilada	95	90	80	50	20	0

Para cada patrón se sigue el mismo método de oxidación a reflujo cerrado comentado anteriormente.

Tras la digestión se mide en el espectrofotómetro la absorbancia a 600 nm, usando para ajustar el cero el blanco preparado. Con los datos obtenidos se realiza la curva de calibración con los valores de absorbancia en el eje de ordenadas y las concentraciones conocidas en el eje de abscisas. Se desprecian aquellas curvas de regresión cuyo coeficiente de correlación resulta ser inferior a  $R^2 = 0,99$ . Los datos se ajustan a una expresión del tipo mostrada en la Ecuación 8.

Obteniéndose una ecuación de la siguiente forma:

$$\text{Abs} = A + B \cdot [\text{DQO}]$$

**Ecuación 8. Expresión que correlaciona DQO con absorbancia en el método de determinación mediante oxidación a reflujo cerrado.**

Dónde A y B son parámetros empíricos obtenidos tras calibrar cada recta patrón.

De la misma forma se mide la absorbancia de las muestras una vez que han sido oxidadas. El valor de DQO de las muestras se obtiene sustituyendo en la recta de calibrado obtenida tras la regresión lineal.

## 5.2. SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN.

Los sólidos en suspensión son aquellas partículas presentes en el agua con un tamaño superior a 0,45  $\mu\text{m}$ . Su determinación se basa en un proceso de separación sólido-líquido mediante evaporación. Se filtra una muestra bien mezclada por un filtro estándar de fibra de vidrio y el residuo retenido en el mismo se seca a un peso constante



a 103-105°C. El aumento de peso del filtro representa los sólidos en suspensión (APHA, 1992).

### **Procedimiento:**

En primer lugar se hace una preparación de los filtros. Esta fase es necesaria para evitar pérdidas en el peso de la tara del filtro empleado al arrastrarse las fibras de éste en la fase de filtración. Para ello se colocaba el filtro en el soporte del sistema de filtración con su máxima apertura de poro hacia arriba, cerrando el sistema con el vaso. Se añaden 20 ml de agua destilada y se aplica vacío hasta succión total; esta operación se realiza 3 veces. Tras esto se coloca el filtro en la estufa a 103°C durante 1 hora. Después se enfría el filtro en el desecador y se pesa. A continuación se vuelve a introducir el filtro en la estufa durante 15 minutos, volviendo a enfriar y pesar. Esta operación se repite hasta obtener un peso fijo ( $P_i$ ).

Para el análisis de las muestras se colocó el filtro tarado, de la forma descrita en el párrafo anterior, en el sistema de filtración con su máxima apertura de poro hacia arriba y se añade la cantidad de muestra adecuada. Para las muestras de entrada del tratamiento biológico se filtran 40 ml, para las de salida 100 ml. También se colocó un blanco, filtrando agua destilada en lugar de muestra para minimizar el error experimental debido a la pérdida de peso del filtro. Una vez filtrado, se introduce el filtro en la estufa a 103°C durante 1 hora. Transcurrido este tiempo se enfría el filtro en el desecador y se pesa, a continuación se vuelve a introducir el filtro en la estufa durante 15 minutos, volviendo a enfriar y pesar. Esta operación se repite hasta obtener un peso fijo ( $P_f$ ). Los sólidos en suspensión se calculan empleando la expresión mostrada en la Ecuación 9:

$$SS(\text{mg/l}) = \frac{(P_f - P_i)}{V}$$

**Ecuación 9. Expresión para cálculo de sólidos en suspensión según método APHA (1992).**

Donde:

- $P_i$ : Peso tara del filtro (mg).
- $P_f$ : Peso final tras la desecación (mg).
- $V$ : Volumen de muestra (litros).

### **5.3. PH.**

La determinación de este parámetro es importante para ver la calidad de las aguas residuales. El intervalo de concentración para la mayoría de las actividades biológicas es limitado, de ahí que haga falta tener controlado el pH para garantizar los procesos biológicos.

El principio básico de la determinación electrométrica del pH es la determinación de la actividad de los iones hidrógeno ( $H^+$ ) por medición potenciométrica utilizando un electrodo patrón de hidrógeno y otro de referencia. El pH de los sistemas acuosos se puede medir convenientemente con un medidor de pH. En concreto, se ha usado el de la casa comercial Crisol modelo GLP91. El equipo se tiene que calibrar diariamente de acuerdo con las instrucciones del fabricante usando soluciones tampón de pH 4,0 y 7,0. Para la medida del pH se introduce medidor en la muestra en agitación y se espera hasta que se estabilice la medida.

### **5.4. CONDUCTIVIDAD.**

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una solución para conducir la corriente eléctrica la cual depende de la concentración total de iones y de la naturaleza de éstos: movilidad, valencia y concentraciones relativas; así como de la temperatura de medición. El método de medida se realiza mediante un proceso electromérico, en el cual se determina la resistencia mediante una célula.

Para su determinación se utilizó un conductímetro de la casa comercial Crisol con compensador automático de temperatura incorporado cuya corrección arroja un valor de conductividad que tendría la disolución a una temperatura de 25°C. Se calibra diariamente el equipo de acuerdo con las instrucciones del fabricante y una vez calibrado se introduce la muestra y se anota el resultado cuando la lectura sea estable.

### **5.5. TURBIDEZ.**

Se define turbidez como la reducción de la transparencia de un líquido causada por la presencia de materia no disuelta.

La determinación de la turbidez se ha realizado mediante el procedimiento espectrofotométrico, usando como espectrofotómetro el He $\lambda$ ios  $\gamma$  spectrophotometer (ThermoSpectronic). La determinación se realizó según la norma española UNE-EN ISO 7027:1999, midiendo la turbidez a una longitud de onda de 860 nm, para evitar la interferencia del color en el método analítico, usando como blanco agua destilada.

La recta patrón fue realizada con formacina (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>N<sub>2</sub>), con una concentración de 4000 NTU. Para su preparación se disolvieron 5 g de hexametilentetramina (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>N<sub>4</sub>) en 40 ml de agua destilada y 0,5 g de Sulfato de Hidracina (N<sub>6</sub>H<sub>6</sub>SO<sub>4</sub>) en 40 ml, se mezclan las dos soluciones anteriores en un matraz de 100 ml y se enrasa con agua destilada, dejándose reposar el reactivo preparado durante 24 horas a 25°C  $\pm$  3°C.

Para la preparación de disolución final de formacina de 400 NTU se toman 10 ml de la disolución anterior y se enrasa en un matraz aforado de 100. Esta solución es estable durante cuatro semanas aproximadamente si se conserva a una temperatura de 25°C  $\pm$  3°C en oscuridad. A partir de esta disolución se prepararon distintas concentraciones conocidas de formacina para hacer la recta patrón del método (Tabla 17).

**Tabla 17. Disoluciones patrón de formacina.**

Matraz	0	I	II	III	IV	V	VI
Patrón 400, MI	0	1	2	4	6	8	10
Agua destilada, mL	100	99	98	96	94	92	90
Turbidez, NTU	0	4	8	16	24	32	40

Una vez preparadas todas las disoluciones con distinta concentración de turbidez, se procede a la medición de cada una de las muestras en el espectrofotómetro a 860 nm, el espectrofotómetro utilizado fue el He $\lambda$ ios  $\gamma$  spectrophotometer (ThermoSpectronic). Existe una relación lineal entre absorbancia y concentración de turbidez medida.

En el procedimiento experimental, en primer lugar, se calibra el espectrofotómetro con el blanco, poniendo a cero la absorbancia, después se mide la absorbancia de cada una de las muestras patrón de la Tabla 17 y se realiza finalmente

una recta de calibrado mediante regresión lineal de los puntos obtenidos; se obtiene así una ecuación de la siguiente forma:

$$\text{Abs} = a + b \cdot [\text{Turbidez}]$$

**Ecuación 10. Expresión que correlaciona turbidez con absorbancia según el método según la norma española UNE-EN ISO 7027:1999.**

Dónde a y b son parámetros empíricos determinados tras el ajuste de cada recta patrón.

La regresión lineal se tomará como buena siempre que se obtenga  $R^2 > 0,99$ . Una vez obtenida la recta patrón, la medida de las muestras de las aguas residuales se realizaron primero introduciendo el blanco en el espectrofotómetro para poner en cero de absorbancia el equipo y posteriormente midiendo la absorbancia de las distintas muestras problema; por sustitución en la ecuación de calibrado obtenida anteriormente se obtuvo la turbidez de las distintas muestras.

## 5.6. COLOR.

Hay autores que citan la metodología de la legislación alemana para caracterización del color del agua residual basado en la medición de la densidad óptica (OD) de las muestras tras filtrarse a  $0,45 \mu\text{m}$  (Dulekgurgen *et al.*, 2006). El color espectrofotométrico lo determinaban a tres longitudes de onda dominantes 436, 525 y 620 nm. (Dulekgurgen *et al.*, 2006).

En esta investigación la medición del color se hizo empleando esa misma metodología que además es la que marca la norma española UNE-EN ISO 7887:1994 mediante espectrofotometría, en la que se miden las muestras ya filtradas con un filtro de  $0,45 \mu\text{m}$ , a 3 longitudes de onda:

- $\lambda_{(1)} = 436\text{nm}$
- $\lambda_{(2)} = 525\text{nm}$
- $\lambda_{(3)} = 620\text{nm}$

Para la determinación se utilizó el espectrofotómetro Helios  $\gamma$  spectrophotometer (ThermoSpectronic), el medidor de pH Crisol y un sistema de

filtrado similar al utilizado en la determinación de sólidos en suspensión con filtros de tamaño de poro de 0,45µm.

Para la medida de absorbancia de la muestra a cada una de las longitudes de onda necesarias se puso el equipo en cero utilizando agua óptimamente pura. Posteriormente se introdujo la muestra y se procedió a la medida.

El cálculo del coeficiente de absorción espectral (absorción por paso de luz)  $\alpha_{(\lambda)}$  se expresa de la siguiente forma:

$$\alpha_{(\lambda)} = \frac{\text{Abs}_{(\lambda)}}{d} \cdot f$$

**Ecuación 11. Cálculo del coeficiente de absorción espectral para una longitud de onda  $\lambda$  según la norma española UNE-EN ISO 7887:1994.**

Donde:

- $\text{Abs}_{(\lambda)}$  Absorbancia de la muestra a la longitud de onda  $\lambda$ .
- d Paso de luz a través de la cubeta
- f Factor utilizado para obtener el coeficiente espectral, en metros recíprocos ( $f=1000$ ).

## 5.7. ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS.

El análisis de la distribución y tamaño de partículas de las muestras tomadas tanto a la entrada como a la salida de los tratamientos secundarios se realizó mediante un analizador de distribución de tamaño de partículas formado por dos sensores.

En la Figura 9 se muestra una fotografía del analizador donde se puede apreciar los dos sensores que tiene, uno de 0,2 a 2 µm y otro de 2 a 125 µm, describiendo a continuación el principio de funcionamiento de cada uno de ellos.



**Figura 9. Fotografía del analizador de tamaño y distribución de partículas.**

#### **MEDIDOR LiQuilaz-E20 (2-125 $\mu$ m).**

El medidor LiQuilaz-E20 particle counter (Particle Measuring Systems), consta de dos partes diferenciadas y unidas entre sí. La primera parte es el dosificador que tiene una jeringa de 10 ml, con la cual podremos dosificar la cantidad de muestra deseada siempre que no sobrepase su volumen, y la segunda es el sensor, a través del cual pasará la muestra y quedarán las partículas de la misma contabilizadas y clasificadas por tamaños; el rango de aplicación del sensor es de 2 a 125  $\mu$ m, con una resolución de 1 $\mu$ m.

El método de análisis de la DTP se basa en un fenómeno óptico de extinción en el cual un rayo de luz láser se focaliza, usando unas lentes cilíndricas, en uno de los lados de la célula capilar, la partícula circula individualmente a velocidad conocida a través de la misma y al interponerse en el camino del rayo reduce momentáneamente la cantidad de luz que alcanza la célula fotovoltaica colocada al otro extremo, pudiéndose ver el esquema del medidor en la Figura 10.

El voltaje que proporciona el fotodiodo, al ser obturado el rayo láser por una partícula, es directamente proporcional al voltaje que genera en ausencia de partículas a la sección transversal de la partícula e inversamente proporcional a la sección transversal del sensor en la dirección del rayo incidente (Figura 11). La señal del

El fotodiodo se amplifica y convierte en una señal digital que a su vez se transforma en el tamaño de partícula mediante un microprocesador.

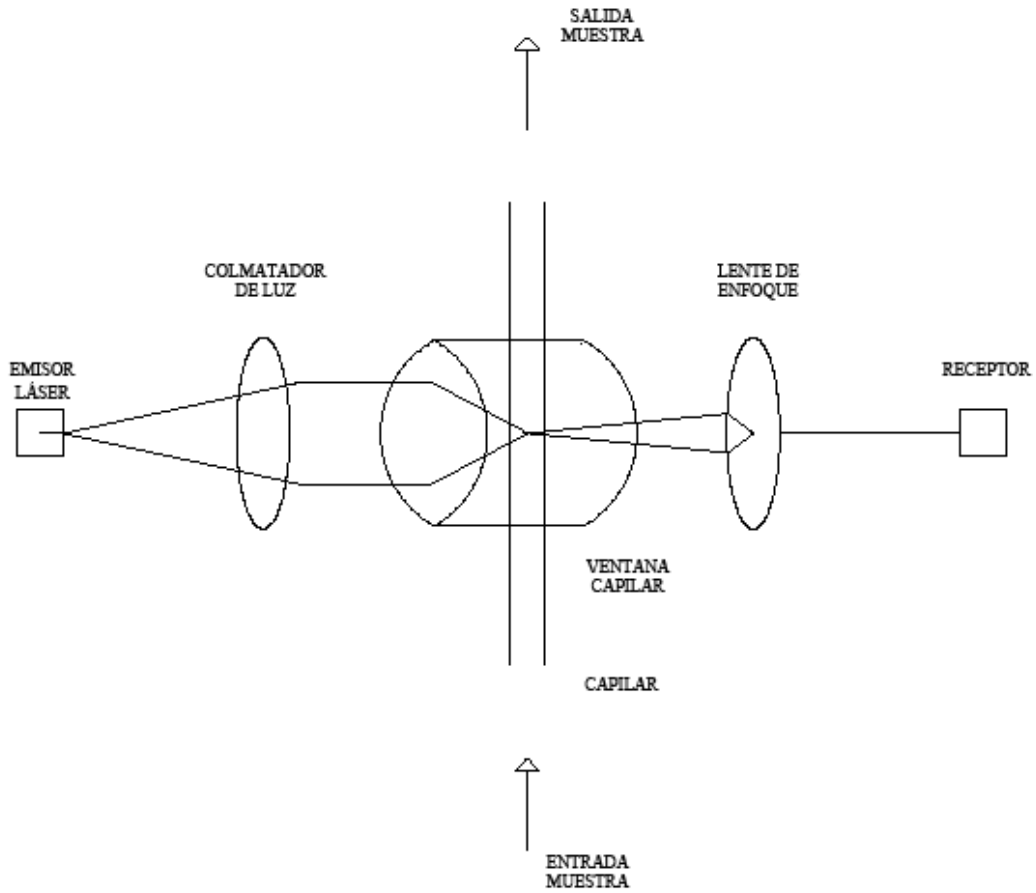


Figura 10. Esquema de medidor de partículas.

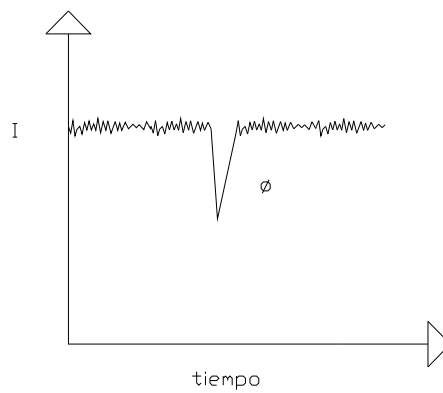


Figura 11. Gráfico de intensidad de luz frente al tiempo del método de extinción de análisis de partículas.

### MEDIDOR LiQuilaz-LS (0,2-2 $\mu\text{m}$ ).

El haz procedente del diodo láser se enfoca mediante una lente cilíndrica antes de la iluminación de la muestra en el centro del capilar. Esta lente enfoca la perpendicular del haz al eje de flujo del capilar para conseguir una iluminación uniforme a través de toda la anchura del capilar (Figura 12).

La luz láser dispersada transmitida desde el capilar se detecta entonces mediante el fotodetector localizado un módulo, que consiste además de en el fotodetector en amplificadores electrónicos asociados necesarios para acondicionar la señal para los conversores electrónicos localizados en el cuerpo principal del LiQuilaz.

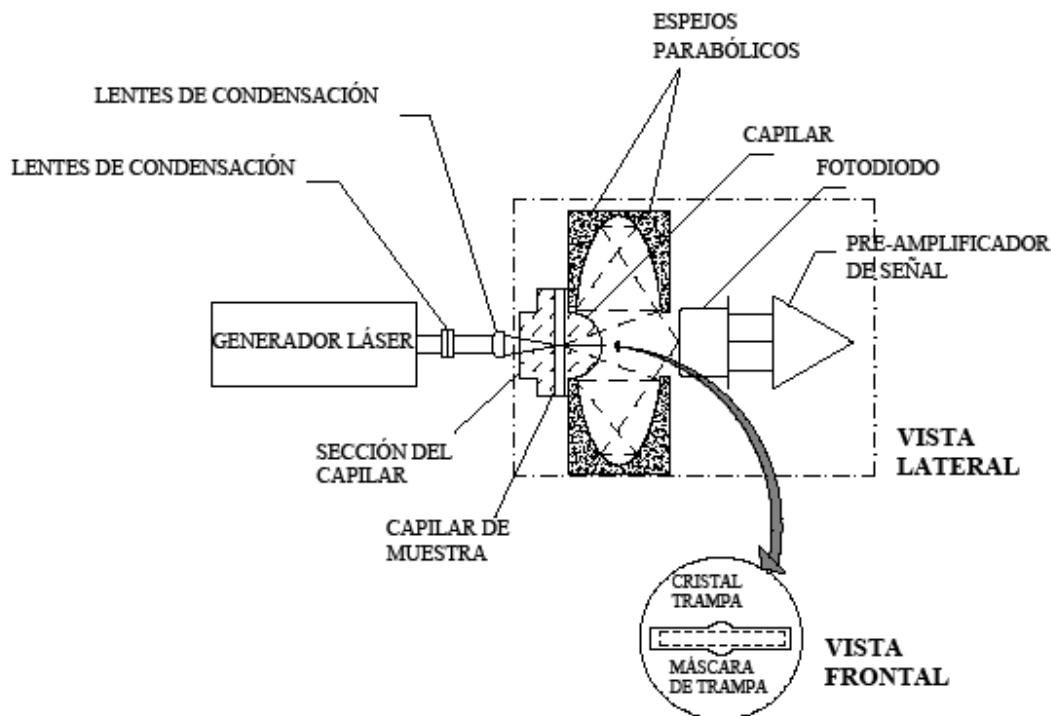


Figura 12. Diagrama del sistema óptico.

El método de análisis del LiQuilaz-S opera bajo el principio de que la luz dispersada por una partícula en un líquido dentro de un haz láser es función directa del tamaño de partícula. La luz es dispersada por las partículas durante el tránsito a través del haz láser dentro del capilar. Detectándose la luz dispersada electrónicamente. Las señales electrónicas generadas por las partículas se usan para contar el número y tamaño



de partículas. En el LiQuilaz la medición viene acompañada del uso de un conversor analógico-digital. El tamaño y número de partículas se almacena en el LiQuilaz para la futura transmisión al ordenador.

### **Condiciones del experimento:**

Las condiciones de la medición de las muestras con las que se realizaron los experimentos fueron las siguientes:

- Volumen de muestra = 5 mL
- Volumen de flujo = 8 mL
- Series del experimento = 3
- Descartar la primera serie del experimento
- Volumen de la jeringa = 10 mL
- Velocidad de llenado = 20 mL/min
- Velocidad de vaciado = 50 mL/min
- Volumen de tara = 2 ml
- Volumen del contenedor = 100 mL
- N° de contenedores = 1

Poyatos *et al.* (2007, 2010a) empleó esta metodología para la determinación de la distribución de tamaño de partículas en aguas residuales, habiéndose referenciado en las publicaciones relacionadas con la presente investigación (García-Mesa *et al.*, 2010a,b).

## **5.8. CARACTERIZACIÓN DE LA DTP A TRAVÉS DE LOS DATOS EXPERIMENTALES.**

### **5.8.1. Ajuste de la DTP a la ley de la potencia.**

A la hora de realizar las mediciones de partículas se configuró el aparato de forma que el canal con el sensor para las partículas de menor tamaño LiQuilaz-LS (0,2-2 $\mu$ m), tome lecturas a intervalos constantes de 0,1 $\mu$ m de ancho de banda a partir de partículas de tamaño 1 $\mu$ m y el medidor para las partículas de mayor tamaño LiQuilaz-E20 (2-125 $\mu$ m) tome lecturas a intervalos constantes de ancho de banda de 1 $\mu$ m.

Como resultado de la medición de la distribución de partículas para cada muestreo, se obtendrá una distribución como máximo de 134 datos, aunque la mayoría de las distribuciones de partículas alcanzan un valor de cero para diámetros de partícula superior a  $50\mu\text{m}$ . Las lecturas que da el analizador corresponden directamente al número de partículas del rango estudiado,  $\partial N(d_p)$  para un  $\partial d_p$  que corresponde a  $0,1\mu\text{m}$  para el rango de partículas inferiores a  $2\mu\text{m}$ , y  $1\mu\text{m}$  para el resto de partículas. Cada análisis se realiza con 5mL de muestra por lo que los resultados obtenidos por el equipo se dividen entre 5 para expresar la distribución de partículas por mililitro.

El ajuste de estos datos se realizará con respecto al modelo basado en la ley de la potencia con valor  $\beta$  variable, ya que es el modelo que mejor se ajusta a una distribución de tamaños de partículas tal y como justifican Ceronio *et al.* (2005) en su estudio.

La metodología elegida para ajustar los datos experimentales es el ajuste por mínimos cuadrados, que consiste en hacer mínima la media de la diferencia al cuadrado, entre los valores observados y los valores que da la función ajustada (caso variable estadística), (Alonso *et al.*, 1996). En definitiva el objetivo sería minimizar la siguiente ecuación.

$$SS = \sum_{i=1}^n (y_i - y_{i,\text{ajustada}})^2$$

**Ecuación 12. Expresión de suma de cuadrado de errores, modificado de Alonso *et al.*, (1996) y Brown (2001).**

Dónde:

SS: Suma de cuadrado de errores entre datos experimentales y obtenidos el modelo aplicado.

➤  $y_i$ : Logaritmo de distribución de partículas

$$\text{Log}\left(\frac{\partial N(d_p)}{\partial d_p}\right) = \text{Log}(n(d_p)) \text{ para el diámetro } i, \text{ obtenida por el}$$

medidor de partículas.

- $y_{i,ajustada}$ : Distribución de partículas  $\text{Log}\left(\frac{\partial N(d_p)}{\partial d_p}\right) = \text{Log}(n(d_p))$  para el diámetro  $i$  obtenida del ajuste a través de la ley de la potencia con  $\beta$  variable.
- $N(d_{pi})$ : Acumulado de partículas hasta el tamaño de partícula  $d_{pi}$ .
  - $d_{pi}$ : Es el diámetro de partícula del dato experimental “i”.
  - $y_i - y_{i,ajustada}$   ~~$y_i - y_{i,ajustada}$~~   $y_i - y_{i,ajustada}$  Representa el residuo para el dato experimental número  $i$ .
  - $i$  Número de dato experimental de la serie de datos a ajustar.
  - $n$  Número de mediciones totales de la serie de datos a ajustar.

Existen varias opciones para realizar un ajuste por mínimos cuadrados: desarrollando la expresión analítica, que en este caso al ser la función de la ley de la potencia con  $\beta$  variable no lineal es necesario linealizar previamente a usar este procedimiento; usar un programa informático estadístico, y la tercera opción consiste en realizar el ajuste de mínimos cuadrados usando el programa Microsoft Office (Brown, 2001).

Existen multitud de referencias de empleo de Microsoft Office para el ajuste por mínimos cuadrados de datos experimentales a funciones no lineales. Bowen *et al.*, (1995), Brown, (2001) y Brown, (2006) estudian en sus trabajos el empleo de este Software en diferentes aplicaciones para ajuste de datos experimentales a través de la función SOLVER ya que presenta múltiples ventajas como pueden ser: que es un programa de uso muy extendido a todos los niveles incluido en el ámbito investigador, de coste asequible y de funcionamiento muy intuitivo.

No obstante Ceronio *et al.* (2005) desarrollaron para su investigación la linealización del modelo matemático de la ley de la potencia con el coeficiente  $\beta$  variable, según se muestra en la Ecuación 13 y la aplicación del método de mínimos cuadrados de forma analítica, obteniendo la Ecuación 14 para determinar el valor del coeficiente  $b$  y la Ecuación 15 para el coeficiente  $A$ .

$$\log(n(d_{pi})) = \log(A) - b \cdot (\log(d_{pi}))^2$$

**Ecuación 13. Linealización de la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable.**

$$b = \frac{\left( \sum_{i=1}^n \log(n(d_{pi})) (\log(d_{pi}))^2 \right) \cdot n - \sum_{i=1}^n \log(n(d_{pi})) \cdot \sum_{i=1}^n (\log(d_{pi}))^2}{\left( \sum_{i=1}^n (\log(d_{pi}))^2 \right)^2 - n \cdot \sum_{i=1}^n (\log(d_{pi}))^4}$$

**Ecuación 14. Expresión analítica para la determinación del coeficiente b por ajuste de mínimos cuadrados del modelo de la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, modificado de Ceronio *et al.* (2005).**

$$A = 10^{\left( \sum_{i=1}^n \log(n(d_{pi})) - b \cdot \sum_{i=1}^n (\log(d_{pi}))^2 \right)}$$

**Ecuación 15. Expresión analítica para la determinación del coeficiente A por ajuste de mínimos cuadrados del modelo de la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, modificado de Ceronio *et al.* (2005).**

Donde:

- $n(d_{pi})$  Valor experimental de la función distribución de tamaño de partículas para el tamaño de partícula  $d_{pi}$ .
- $d_{pi}$  Tamaño de partícula del dato experimental “i”.
- $i$  Número de dato experimental de la serie de datos a ajustar.
- $n$  Número de mediciones totales de la serie de datos a ajustar.

Tras lo expuesto anteriormente para realizar el ajuste de datos experimentales al modelo de la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable para la distribución de tamaño de partículas se empleó la expresión analítica desarrollada por Ceronio *et al.* (2005) en su trabajo.

Otro parámetro importante es la bondad del ajuste matemático de los datos experimentales al modelo seleccionado, esto se denomina correlación que es definida por Alonso *et al.* (1996) como la intensidad con que se relacionan la variable experimental y la modelizada, siendo necesario usar los residuos para medir esta dependencia, definiéndose residuo como la diferencia entre un valor experimental y el valor obtenido por el modelo matemático una vez ajustado. En su obra definen el coeficiente de determinación,  $R^2$  de la forma mostrada en esta ecuación:

$$R^2 = 1 - \frac{S_r^2(y)}{\text{Var}(Y)}$$

**Ecuación 16. Expresión para el coeficiente de correlación, modificado de Alonso *et al.* (1996).**

Dónde:

- $S_r^2(y)$  Varianza residual, que es la media de los residuos al cuadrado, mostrada en la Ecuación 17.
- $\text{Var}(Y)$  ~~Var(Y)~~ Varianza de Y, que es la varianza de  $\text{Log}\left(\frac{\partial N(d_p)}{\partial d_p}\right)$  en toda la distribución de tamaños de partículas, mostrada en la Ecuación 18.

$$S_r^2(y) = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - y_{i,\text{ajustada}})^2$$

**Ecuación 17. Varianza residual, modificado de Alonso *et al.* (1996).**

$$\text{Var}(Y) = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

**Ecuación 18. Varianza de la distribución de tamaño de partículas, modificado de Alonso *et al.* (1996).**

Siendo  $\bar{y}$  el valor medio de los valores de  $\text{Log}\left(\frac{\partial N(d_p)}{\partial d_p}\right)$  en toda la distribución

de tamaño de partículas.

El valor de  $R^2$  estará entre 0 y 1, siendo tanto mejor el ajuste cuanto más próximo sea el valor de  $R^2$  a 1 (Alonso *et al.*, 1996).

### 5.8.2. Obtención del tamaño medio de una DTP.

La obtención de un tamaño medio para una distribución de partículas no es una tarea fácil, pudiéndose seguir diferentes criterios, no obstante Levine *et al.*, (1991) usa para comparar el tamaño medio de diferentes distribuciones de partículas emplean el tamaño medio geométrico-másico de cada distribución según indica la Ecuación 19.

$$S_{mg} = e^{-\left[ \frac{\sum_{i=1}^n m_i \cdot \ln(S_i)}{\sum_{i=1}^n m_i} \right]}$$

**Ecuación 19. Expresión para la obtención del tamaño medio geométrico-másico. (Levine *et al.* 1991)**

Donde:

- $S_{mg}$  Diámetro medio geométrico-másico.
- $m_i$  Masa de la fracción  $i$  de la distribución de tamaño de partículas.
- $S_i$  Tamaño de la fracción  $i$  de la distribución de tamaño de partículas.
- $i$  Fracción de la distribución de tamaño de partículas que varía entre 1 y  $n$ .

$S_{mg}$  es una medida general del tamaño de partícula que proporciona una base cuantitativa para comparar distribuciones de tamaño entre varias muestras de agua residual, no obstante no tiene ningún significado físico respecto la distribución de tamaño de partículas estudiada (Levine *et al.* 1991).

La diferencia entre las medias geométricas de los tamaños de partículas de diferentes distribuciones de partículas es muy pequeña, por lo que otros autores emplean el promedio obtenido a través de la Ecuación 20, que se puede considerar como un tamaño medio aritmético ponderado en masa, (Wu *et al.*, 2009). Esto ya se recoge en las publicaciones realizadas en relación con esta investigación (García-Mesa *et al.*, 2010a,b).

$$d_{pma} = \frac{\sum_{i=1}^n m_i \cdot (d_{pi})}{\sum_{i=1}^n m_i}$$

**Ecuación 20. Expresión para la obtención del tamaño medio aritmético-másico.**

En la determinación de ambos diámetros se asumió la aproximación propuesta por Graaf *et al.* (2001), que considera que las partículas disponen de una forma esférica y tienen una densidad similar.

Además se introdujo un tercer tamaño medio en el que no se tenía en cuenta el peso de cada partícula y que se podía considerar como el diámetro medio aritmético ponderado en número.

$$d_{pma} = \frac{\sum_{i=1}^n n_i \cdot (d_{pi})}{\sum_{i=1}^n n_i}$$

**Ecuación 21. Expresión para la obtención del tamaño medio aritmético-másico.**

Siendo  $n_i$  el número de partículas que tiene tamaño  $d_{pi}$ .

## **5.9. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE DATOS EXPERIMENTALES.**

El tratamiento estadístico de los datos experimentales objeto de esta investigación consistió fundamentalmente en el análisis de la varianza (ANOVA), tanto ANOVA simples como factorial con grado de interrelación 1; evaluación de modelos que ajustan los valores de los diferentes parámetros de la investigación y selección de los modelos que mayor ajuste consiguen, para todo esto se empleo la software estadístico Statgraphics<sup>®</sup>. Existen multitud de publicaciones que emplean este software para el estudio del análisis de la varianza, mencionando a continuación dos de ellas: Ellis *et al.*, 1994 y Gouletquer *et al.*, 2004. Igualmente Ellis *et al.*, (1995) emplearon este software para la evaluación de modelos para ajuste de datos y selección del más apropiado evaluando el coeficiente de correlación  $R^2$ .

*INVESTIGACIÓN DE CHOQUE.*

---





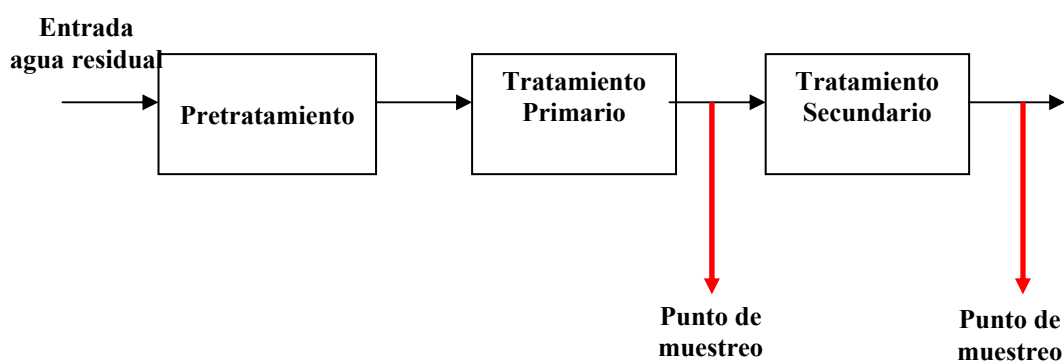
## 6. INVESTIGACIÓN DE CHOQUE.

Una vez conocido el estudio del arte sobre la aplicación de la distribución de tamaño de partículas y los parámetros y variables previos del presente trabajo se decidió realizar una investigación de choque en la que se pudiera evaluar la validez de los modelos aplicados y la consecución de los objetivos que se proponen.

### 6.1. PLANTAS DE DEPURACIÓN SELECCIONADAS.

Las plantas de depuración seleccionadas para la investigación de choque atendieron a los siguientes criterios:

- En la fase de investigación de choque se fija el estudio de tres sistemas de depuración diferentes para tener suficiente información para obtener los objetivos planteados en esta investigación.
- Que fueran tres de los sistemas de depuración convencionales más extendidos.
- Plantas ubicadas geográficamente cerca del laboratorio de análisis. El análisis de las muestras se debía realizar siempre antes de 24 horas tras la recogida en la planta de aguas residuales, por lo que el proceso de selección de las plantas de depuración de cada sistema se valoró la cercanía de la planta de depuración al laboratorio de análisis para evitar de esa forma que pudiera variar la composición de partículas de la muestra (Chávez *et al.*, 2006).
- Funcionamiento dentro de los parámetros hidráulicos y en condiciones normales de forma que las plantas seleccionadas fueran representativas de su tecnología.
- Posibilidad de muestrear la entrada y salida del tratamiento secundario, tal y como se muestra en la Figura 13, para de esa forma evaluar el efecto sobre la DTP del tratamiento.



**Figura 13. Esquema del sistema de muestreo a seguir en la investigación**

El laboratorio de análisis fue el del área de Tecnología del Medio Ambiente del departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Granada (Granada, España). Siendo finalmente los sistemas de depuración y las plantas seleccionadas para la investigación de choque: fangos activos de media carga muestreando la planta de depuración de Motril (Granada, España); sistema de biopelícula de lechos bacterianos, seleccionando la planta de depuración de Beas de Granada (Granada, España); y sistema de biopelícula de biodiscos muestreando la planta de depuración de Palomares (Almería, España).

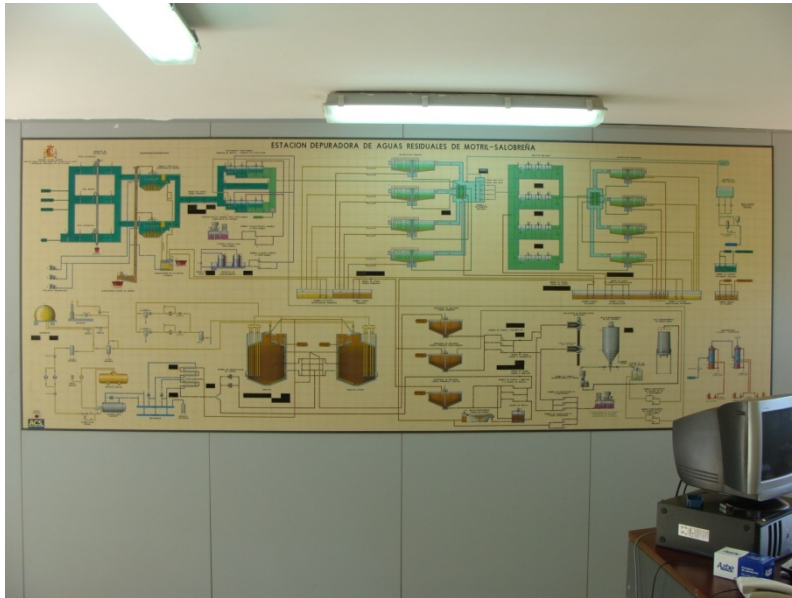
En todas las plantas de depuración la entrada al tratamiento secundario coincide con la entrada a los diferentes reactores biológicos, siendo la salida del tratamiento secundario la salida de sus respectivos decantadores secundarios.

### **6.1.1. Fangos activos de media carga, Motril.**

La depuradora de Motril está basada en un diseño de fangos activos de media carga. Está gestionada por Aguas y Servicios de la Costa Tropical de Granada siendo algunos datos característicos de de la planta los siguientes:

- Población (de diseño): 64.110 habitantes.
- Población estival: 155.000 habitantes.
- Caudal diseño: 34.120 m<sup>3</sup>/día.
- Caudal real en período de estudio: 19.600 m<sup>3</sup>/día.

A continuación se expone una descripción del tratamiento de fangos activos de media carga que recibe el agua residual en esta planta de depuración. En la Figura 14 se muestra el cuadro sinóptico y de control de la instalación, donde se puede ver el diagrama de flujo genérico de esta instalación.



**Figura 14. Cuadro sinóptico de la instalación de depuración de Motril.**

#### **6.1.1.1. Pretratamiento.**

El pretratamiento consta de los siguientes elementos:

➤ **Desbaste de finos.**

El agua llega por impulsión y en la estación de bombeo de aguas residuales se eliminan los gruesos, en la Figura 15 se muestra una imagen del desbaste de finos de la planta de Motril donde se eliminan los sólidos de mayor tamaño presentes en el agua residual.



**Figura 15.** Vista de rejas de finos del pretratamiento de la planta de depuración de Motril.

➤ **Desarenador-Desengrasador.**

Esta instalación consta de un desarenador-desengrasador compuesto por 2 canales aireados, eliminando en esta etapa tanto las arenas presentes en el agua residual por sedimentación, como los aceites y grasas por flotación. En la Figura 16 se aprecia una vista de este equipo. Como es natural a la salida del canal de las grasas está el desnatador o concentrador.



**Figura 16.** Vista del desarenador-desengrasador

### 6.1.1.2. Tratamiento primario.

Consta de una decantación primaria compuesta por 3 unidades, que se muestra en la Figura 17, y como puede observarse el puente tiene rasqueta de fondo y de superficie; la primera acerca el fango primario a la poceta desde donde se verterá al comienzo de la línea de fangos y la segunda devuelve los flotantes al desarenador-desengrasador, con la posibilidad de enviarse directamente al desnatador.



Figura 17. Decantador primario de la instalación.

### 6.1.1.3. Tratamiento secundario.

El tratamiento biológico de la depuradora de Motril consta de las siguientes etapas:

➤ **Reactor biológico.**

Compuesto por 3 unidades de fangos activos de media carga. En la Figura 18 se muestra una imagen de uno de ellos, donde se aprecia la aireación producida por un aireador superficial o turbina.





**Figura 18. Reactor biológico con aireadores superficiales de la depuradora de Motril.**

Además esta instalación consta con una medición en línea del oxígeno disuelto.

➤ **Decantación secundaria.**

El tratamiento secundario cuenta con un decantador asociado a cada uno de los reactores de fangos activos, en la Figura 19 se ve uno de estos decantadores, donde igualmente se aprecian las rasquetas de superficie. Estos decantadores cuentan con un diámetro de 28 m, altura útil de 3 m y una velocidad ascensional de diseño y real de  $0,78 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  y  $0,44 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  respectivamente, estando por tanto, dentro de los parámetros aceptables de funcionamiento. El fango concentrado en el fondo se manda en un 60-70% a recirculación y el resto de fango en exceso a la línea de fangos.



**Figura 19. Decantación secundaria de la depuradora de Motril.**

#### **6.1.1.4. Línea de fangos.**

Los fangos separados en los distintos puntos de la planta de depuración son sometidos a diferentes operaciones, las cuales se detallan a continuación.

- Parte de los fangos separados en los decantadores secundarios son recirculados a los reactores biológicos para mantener la concentración óptima de sólidos en suspensión en el licor mezcla.
- Mediante dos unidades de bombeo los fangos separados en la decantación primaria son enviados a la unidad de espesamiento por gravedad, donde van a parar igualmente los fangos biológicos en exceso del secundario, actuando de espesado de fangos mixtos.
- Una vez espesados estos fangos mixtos son bombeados mediante 3 unidades de bombeo a un digestor anaerobio mesofílico, que dispone de un calefactor de fangos.
- A continuación pasan a una deshidratación mecánica de fangos, realizados por dos unidades centrífugas.
- El proceso finaliza con la extracción de los fangos digeridos, concentrados y deshidratados para su gestión a través de un vertedero autorizado.



### 6.1.2. Lechos bacterianos, Beas de Granada.

La depuradora de Beas de Granada utiliza un sistema de depuración por biopelícula con la tecnología de lechos bacterianos.

Esta planta de depuración está gestionada por el propio municipio siendo los datos característicos de la planta los siguientes:

- Población (2006): 1.092 habitantes.
- Población estival: 1.792 habitantes.
- Caudal diseño: 218,4 m<sup>3</sup>/día.
- Caudal real en período de estudio: 150,0 m<sup>3</sup>/día.

Referente a esta planta de depuración, destaca que no tiene tratamiento primario y una vez realizado el pretratamiento se alimenta directamente los lechos bacterianos del tratamiento secundario, en la Figura 20 se puede observar una vista general de la planta de depuración donde se aprecia el biorreactor de lechos bacterianos y el decantador-digestor secundario en la parte inferior izquierda de la fotografía.



**Figura 20. Vista general de la depuradora de Beas de Granada.**

A continuación se describen las diferentes etapas de la planta de depuración de Beas de Granada.

### 6.1.2.1. Pretratamiento

El pretratamiento consta de los siguientes elementos:

- **Arqueta aliviadero.** By-Pass general de la planta.
- **Medidor de caudal electromagnético.**
- **Canal de desbaste.**
- **Tamiz Rotativo:** Con este tamiz se eliminan partículas fundamentalmente inorgánicas que hayan podido pasar a través del canal de desbaste, sus dimensiones principales son 630 mm de diámetro, 600 mm de longitud y 5 mm de paso. Este tamiz se muestra en la Figura 21.



Figura 21. Tamiz rotativo del pretratamiento de la instalación.

- **Desarenador-Desengrasador estático:** Las dimensiones principales de este equipo son 3,5 m de largo, 2,8 m de ancho y 3 m de calado.
- **Limitador de caudal a lechos:** Cuya misión es mantener el caudal dentro del rango operativo de la planta y evitar problemas de colmatación al poder trabajar tanto en continuo como en paralelo con los lechos.

### 6.1.2.2. Tratamiento secundario.

La planta carece de decantación primaria, que aunque debería tenerla, no padece su falta al estar sobredimensionado el tratamiento secundario y tener un buen funcionamiento del tamizado.

Una vez se han eliminado los sólidos de mayor tamaño así como las grasas del agua residual esta entra al tratamiento biológico o tratamiento secundario de la planta, siendo el proceso el siguiente:

- **Biorreactores de lechos bacterianos.** El agua residual entra después del pretratamiento a los lechos bacterianos, estando compuestos por 2 unidades de 4,85 m de diámetro y 4,00 m de altura de relleno, los lechos se pueden ver perfectamente en la vista general de la planta de la Figura 20, y con mayor detalle se puede observar en la Figura 22 donde aparece una fotografía del exterior de ambos lechos bacterianos. Esta altura de relleno compensa de alguna forma la falta de decantación primaria, que además está apoyada con el tamiz de desbaste.



Figura 22. Vista de los dos reactores de lechos bacterianos instalados.

En cuanto al relleno usado en estos lechos bacterianos es un relleno poroso plástico que se muestra en la Figura 23 tanto una imagen de la disposición general en el lecho bacteriano como de detalle del relleno.



Figura 23. Relleno plástico de la instalación.

- **Decantador secundario:** El agua una vez ha sido tratado en los lechos bacterianos pasa al decantador secundario habiendo solamente 1 unidad que consta de 9,5 m de diámetro, donde decantarán los flóculos que se



desprenden de la biopelícula de los lechos. Este equipo se muestra en la Figura 24. La velocidad ascensional de diseño es de  $0,12 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  y la real de trabajo de  $0,10 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , siendo excesivamente pequeña, lo que podría ocasionar en verano problemas de flotación de fangos, no siendo de relevancia al ser un tratamiento de biopelícula con lo que los flóculos formados tiene un buen tamaño.



Figura 24. Decantador secundario de la instalación.

### 6.1.2.3. Línea de fangos

En la parte inferior del decantador espesador, mostrado en la Figura 25, se encuentra el digestor anaeróbico y desde allí se pasa a la deshidratación:



Figura 25. Vista del espesador-digestor de la instalación.

- **Deshidratación de fangos:** En esta etapa se elimina gran parte del contenido en agua de los fangos digeridos, empleando para ello 6 unidades de sacos filtrantes, que aparecen en la Figura 26.



Figura 26. Vista del deshidratado de fango.

### 6.1.3. Biodiscos, Palomares.

La depuradora de Palomares usa un sistema de biopelícula tecnología de biodiscos, está gestionada por GALASA, siendo sus datos de diseño los siguientes:

- Población de diseño: 5.000 habitantes.
- Caudal de diseño: 2.000 m<sup>3</sup>/día.
- DBO<sub>5</sub> de diseño: 350 mg/l.
- Caudal real en período de estudio: 301,1 m<sup>3</sup>/día.

El proceso de la depuradora de de Palomares tiene la peculiaridad de tener una laguna anaeróbica como tratamiento primario por lo que es también un sistema combinado, siendo el tratamiento completo de depuración el siguiente:

#### 6.1.3.1. Pretratamiento

El pretratamiento de esta planta de depuración básicamente consta de un desbaste de finos, puesto que el agua residual de la misma llega por bombeo y en los diferentes pozos de bombeo se hace un desbaste de gruesos. En la Figura 27 se muestra una fotografía del tamiz autolimpiante de entrada a la depuradora con el cual se hace el desbaste de finos.



Figura 27. Tamiz de agua de llegada de la planta de Palomares.

#### 6.1.3.2. Tratamiento primario.

El tratamiento primario de la planta de depuración de Palomares consta de dos lagunas anaerobias, en la Figura 28 se muestra una de las lagunas anaerobias donde se



recibe el agua residual tras el pretratamiento, además de los fangos procedentes del secundario.



**Figura 28. Laguna anaerobia previa a los biodiscos de la planta de Palomares.**

### **6.1.3.3. Tratamiento secundario.**

El tratamiento biológico de la depuradora de Palomares-Villaricos recibe el agua por gravedad desde las lagunas anaerobias del tratamiento primario teniendo dos etapas:

- **Reactor biológico de biodiscos.** Compuesto por dos reactores con 3 sistemas de biodiscos cada uno. Los biodiscos están hechos de material plástico, y van rotando sobre sí mismos y sobre el eje central, mostrándose fotografía aparece en la Figura 29.



**Figura 29. Biodiscos del reactor biológico de la planta de Palomares.**

- **Decantación secundaria.** Emplea dos decantadores, uno para cada reactor biológico, que constan de un diámetro de 6 m y altura 3,3 m, siendo su velocidad ascensional de diseño de  $1,47 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , mientras que la real durante el estudio fue de  $0,22 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ . El flujo de agua de cada línea biorreactor-decantador está repartido de forma que sea similar en cada línea. En la Figura 30 se muestra una imagen de uno de los decantadores secundarios pudiéndose apreciar al fondo la laguna de maduración aeróbica que sirve de embalse para el agua regenerada. Aunque la velocidad ascensional de diseño es superior al valor que debería tener la real está muy por debajo siendo una velocidad adecuada. En la Figura 31 se muestra una imagen de las dos líneas de reactores de biodiscos con su decantador secundario en línea.



**Figura 30. Decantador secundario de la depuradora de Palomares.**





**Figura 31.** Vista de los biodiscos y de los decantadores secundarios de la planta de Palomares.

#### **6.1.3.4. Tratamiento terciario**

El agua de salida de los decantadores secundario, como se ha dicho anteriormente, va a una gran laguna aeróbica (laguna de maduración) que aparece en la Figura 32 donde permanece el agua antes de ser vertida obteniéndose allí sus parámetros finales de tratamiento.



**Figura 32.** Laguna anaerobia de salida de la instalación de Palomares.

#### **6.1.3.5. Línea de fangos**

Los fangos de esta instalación son recogidos y trasladados a otra depuradora para su gestión, tras la limpieza (bianual) de las lagunas anaeróbicas.

## 6.2. RESULTADOS EXPERIMENTALES DE LA INVESTIGACIÓN DE CHOQUE.

Como resultado de la medición de la distribución de partículas a cada planta de depuración seleccionada (Fangos activos, Motril; lechos bacterianos, Beas de Granada; y biodiscos, Palomares) se obtendrá una distribución como máximo de 138 datos por cada análisis efectuado, aunque la mayoría de las distribuciones de partículas alcanzan un valor de cero para diámetros de partícula superior a 50  $\mu\text{m}$ , tal y como referencian Mahmoud *et al.* (2003) en su obra para las aguas residuales que han sido sometidas a una decantación.

En la Figura 33 se muestran los resultados obtenidos del estudio de la distribución de tamaño de partículas para la planta de fangos activos de media carga de Motril, en la gráfica a) se muestra el ajuste a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, analizando gráficamente el ajuste para esta planta de depuración, se ve como hay una reducción en la densidad de partículas a la salida, especialmente en las de tamaños más pequeños, aunque el grado de curvatura del ajuste de la distribución de tamaño de partículas a la entrada del tratamiento secundario de la planta de Motril es más pronunciado que a la salida, esto es un indicativo de que la eliminación de partículas ha sido más eficiente para bajos que para altos tamaños partículas. En la Tabla 18, se muestra un resumen de los principales datos obtenidos a partir de los datos experimentales, incluyendo los parámetros A y b característicos del ajuste de dichos datos a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable y los parámetros característicos del agua residual como son la DQO, sólidos en suspensión y turbidez.

El coeficiente A del efluente de salida es sensiblemente inferior que el de entrada lo que significa que la densidad de número de partículas de tamaño 1  $\mu\text{m}$  es mucho menor en la salida que en la entrada, siendo la relación entre los coeficientes A de entrada y salida para el muestreo de 34,560.

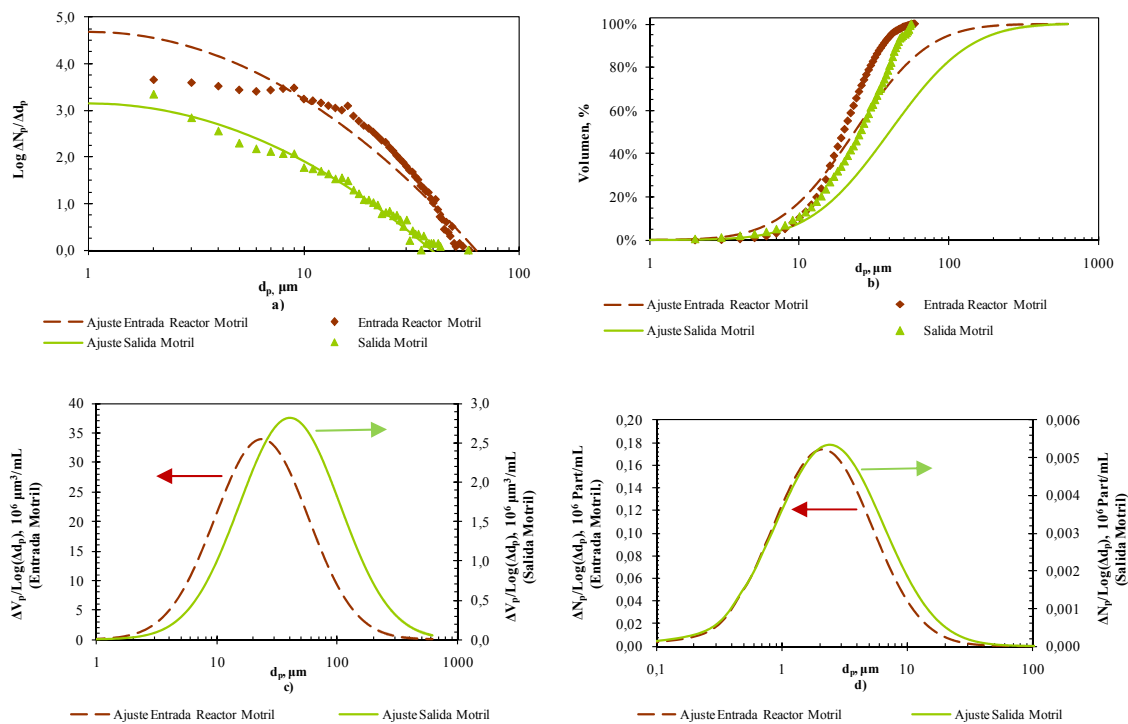
En cuanto al análisis del coeficiente b, como se comentó anteriormente, se aprecia una ligera disminución en el efluente de salida, habiendo una relación de coeficientes entre la entrada y salida de 1,167, lo que significa que en la distribución de tamaños de partículas del efluente hay un reordenamiento de partículas tendiendo a incrementarse las fracciones de mayor tamaño respecto de las pequeñas. Analizando los

tamaños medios de partículas de la distribución ponderados por peso tanto en la media geométrica como aritmética se observa un ligero aumento del tamaño medio de partículas del agua residual a la salida del tratamiento, debido a la redistribución de número y tamaño de partículas que se está produciendo y que se evidencia por la diferencia de curvatura existente entre los ajustes de distribución de tamaño de partículas a la entrada y la salida del tratamiento secundario de la planta de depuración de Motril, tal y como ya se expuso con anterioridad. La relación entre diámetros medios es de 0,815 y 0,935 para los tamaños medios aritméticos y geométricos respectivamente.

En la Figura 33 en la gráfica b) se representa la distribución acumulada en volumen de partículas tanto para las distribuciones de entrada como de salida, apreciándose como el acumulado relativo del volumen a la salida se desplaza hacia tamaños mayores de partícula, siendo una conclusión similar a la obtenida en la gráfica a). En la gráfica c) aparece la función distribución en volumen de partículas observándose también una reducción importante en el volumen de partículas totales existentes en el agua residual a la salida de la planta de depuración, desplazándose el tamaño al que se hace máxima la distribución de volumen de partículas desde 23,50  $\mu\text{m}$  a 40,25  $\mu\text{m}$ .

En cuanto a la gráfica d) se muestra la curva ajustada de la función distribución del número de partículas, en ella se puede apreciar como el máximo en la distribución del número entre la entrada y salida varía de 2,00  $\mu\text{m}$  a 2,50  $\mu\text{m}$ , apreciándose como la reducción en número de partículas ha sido mayor que en volumen.

Por todo lo expuesto anteriormente se puede comprobar cómo el tratamiento de fangos activos ha producido una gran eliminación tanto en número, como en volumen de partículas por efecto de su tratamiento secundario de depuración, habiendo una redistribución de la materia del agua hacia partículas de mayor tamaño a la salida del tratamiento, lo que provoca que la reducción en número de partículas sea proporcionalmente mayor que en volumen.



**Figura 33. Datos experimentales y ajustes del muestreo de fangos activos de media carga (Motril 30/10/2008). a) Ajuste de la distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.**

En la Figura 34 se muestran los resultados obtenidos del estudio de la distribución de tamaño de partículas para la planta de lechos bacterianos de Beas de Granada, en la gráfica a) se muestra el ajuste a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, analizando gráficamente el ajuste para esta planta de depuración se aprecia como hay una reducción en la densidad de partículas a la salida, no obstante el grado de curvatura del ajuste de la distribución de tamaño de partículas parece no modificarse significativamente por efecto del tratamiento, lo que significa que el tratamiento no modifica la distribución relativa del tamaño de partículas, comprobándose este hecho en la gráfica b), donde se observa que las curvas teóricas de volumen acumulado de partículas a la entrada y la salida del tratamiento secundario de lechos bacterianos son casi idénticas.

En la Tabla 18, al igual que en el muestreo anterior de Motril, se muestra un resumen de los principales datos obtenidos a partir de los datos experimentales, incluyendo los parámetros A y b característicos del ajuste de dichos datos a la ley de la

potencia con coeficiente  $\beta$  variable y los parámetros característicos del agua residual como son la DQO, sólidos en suspensión y turbidez.

El coeficiente A del efluente de salida es inferior al de entrada lo que significa que la densidad de número de partículas de tamaño  $1\ \mu\text{m}$  es menor a la salida que en la entrada, siendo la relación entre los coeficientes A de entrada y salida para el muestreo de 1,780, lo que indica que relativamente este tratamiento reduce en mucha menor medida la densidad de partículas de  $1\ \mu\text{m}$  que el tratamiento de fangos activos estudiado anteriormente.

En cuanto al análisis del coeficiente b se aprecia una ligera aumento en el efluente de salida del tratamiento secundario, habiendo una relación de coeficientes entre la entrada y salida de 0,957, por lo que parece que este tratamiento tiene un mayor rendimiento de eliminación para las partículas de mayor tamaño de la distribución, siendo este fenómeno el contrario al mostrado para el tratamiento de fangos activos de media carga.

En la gráfica del volumen acumulado se puede ver como la composición relativa de la distribución de tamaños de partículas es prácticamente idéntica a la entrada y a la salida lo que indica que el tratamiento reduce la cantidad de partículas por igual a lo largo de la distribución. De hecho los diámetros medios de la distribución se modifican en menor medida que el caso anterior.

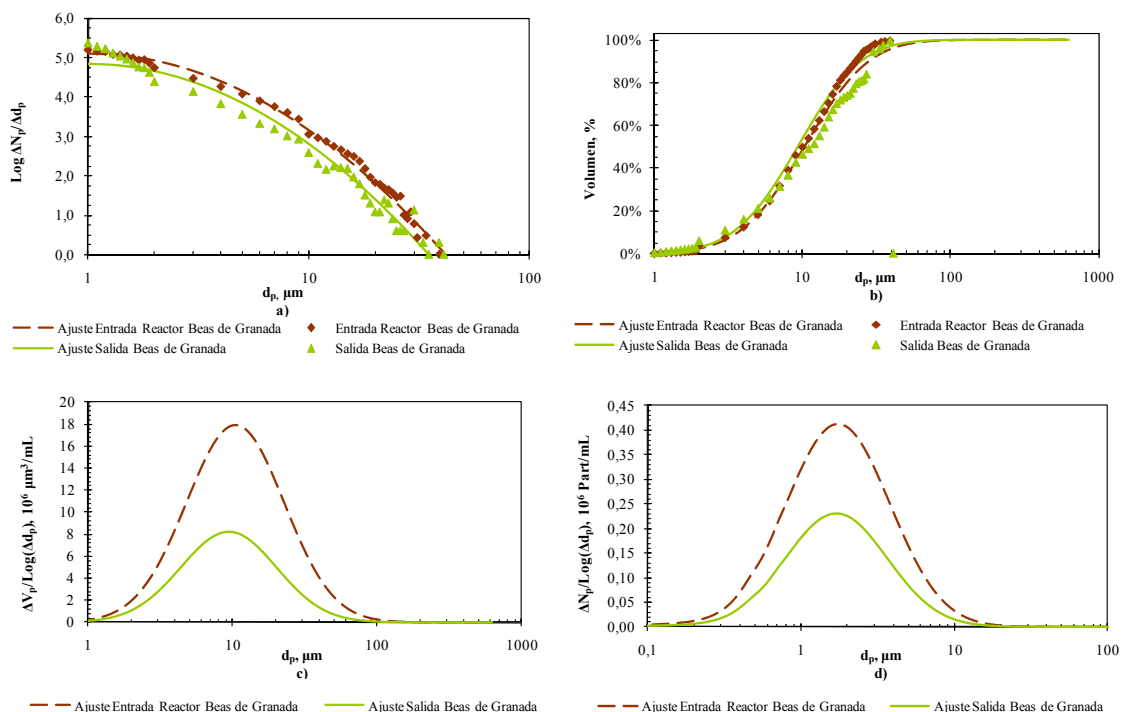
En la gráfica del volumen relativo acumulado, Figura 34 b), se puede ver como la composición relativa de la distribución de tamaños de partículas es prácticamente idéntica a la entrada y a la salida lo que indica que el tratamiento reduce la cantidad de partículas por igual a lo largo de la distribución, si bien es ligeramente más eficaz con las partículas de mayor tamaño.

En la Figura 34 en la gráfica c) aparece la distribución en volumen de partículas observándose una importante reducción en el volumen de partículas totales existentes en el agua residual a la salida de la planta de depuración, desplazándose el tamaño al que se hace máxima la distribución de volumen de partículas desde  $10,25\ \mu\text{m}$  a la entrada hasta a  $9,25\ \mu\text{m}$  a la salida.

En cuanto a la gráfica d) se muestra la curva ajustada de distribución del número de partículas, en ella se puede apreciar como el máximo en la distribución del número

entre la entrada y salida no varía, estando en  $1,75 \mu\text{m}$ , siendo la reducción del valor del punto máximo de la función distribución en número similar a la reducción en volumen.

Por todo lo expuesto anteriormente se puede comprobar cómo el tratamiento de lechos bacterianos ha producido una gran eliminación tanto en número como en volumen de partículas por efecto de su tratamiento secundario de depuración, aunque en valor inferior a la producida por la planta de fangos activos de media carga, habiendo en proporción un mayor rendimiento en eliminación en partículas de mayor tamaño que de pequeño, lo que provoca que la reducción en volumen de partículas sea proporcionalmente mayor que en número.



**Figura 34. Datos experimentales y ajustes del muestreo de lechos bacterianos (Beas de Granada 05/06/2008). a) Ajuste de la distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.**

En la Figura 35 se muestran los resultados obtenidos del estudio de la distribución de tamaño de partículas para la planta de biodiscos de Palomares, en la gráfica a) aparece el ajuste a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, analizando gráficamente el ajuste para esta planta de depuración, se ve como hay una disminución en la densidad de partículas a la salida muy pequeña, disminuyendo también suavemente el grado de curvatura a la salida del tratamiento secundario, lo que significa

que el tratamiento elimina en mayor medida las partículas de menor tamaño, comprobándose en la Figura 35 b) en la que se observa que las curvas teóricas de volumen acumulado de partículas a la salida muestran porcentajes menores para las partículas de menor tamaño.

En la Tabla 18, al igual que en los dos casos anteriores, se muestra un resumen de los principales datos obtenidos a partir de los datos experimentales, incluyendo los parámetros A y b característicos del ajuste de dichos datos a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable y los parámetros característicos del agua residual como son la DQO, sólidos en suspensión y turbidez.

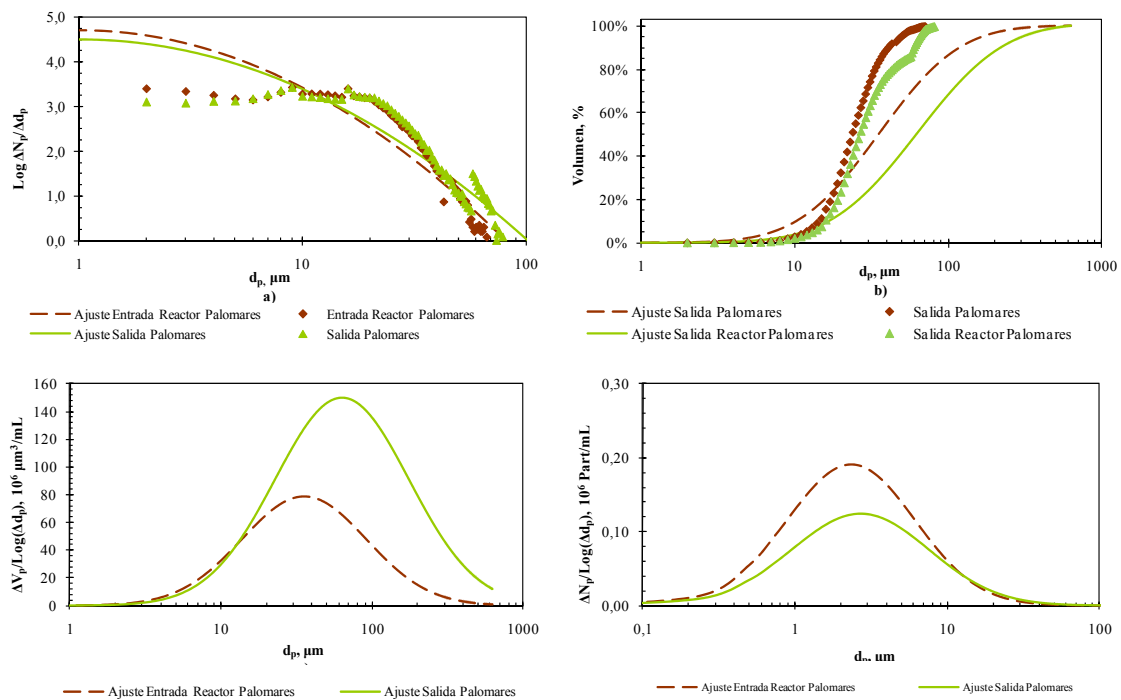
El coeficiente A del efluente de salida es sensiblemente inferior que el de entrada lo que significa que la densidad de número de partículas de tamaño 1  $\mu\text{m}$  es menor en la salida que en la entrada, siendo la relación entre los coeficientes A de entrada y salida para el muestreo de 1,648, lo que indica que relativamente este es el tratamiento que menor disminución de la densidad de partículas de 1  $\mu\text{m}$  produce de los tres estudiados.

En cuanto al análisis del coeficiente b se aprecia una ligera disminución en el efluente del tratamiento secundario, habiendo una relación de coeficientes entre la entrada y salida de 1,160 por lo que este tratamiento tiene un mayor rendimiento de eliminación para las partículas de menor tamaño de la distribución, siendo este fenómeno similar al mostrado para el tratamiento de fangos activos de media carga, este hecho ayuda a comprender el análisis de los tamaños medios de partículas de la distribución ponderados por peso tanto en la media geométrica como aritmética donde se observa un aumento a la salida del tratamiento. La relación entre diámetros medios de 0,829 y 0,935 para los tamaños medios aritméticos y geométricos respectivamente.

En la Figura 35 en la gráfica c) aparece la función distribución en volumen de partículas observándose, a diferencia de los otros dos tratamientos estudiados en esta investigación de choque, como el valor del máximo de la distribución de volumen de partículas aumentaba a la salida del tratamiento secundario, desplazándose el tamaño al que se hace máxima la distribución de volumen de partículas desde 35,25  $\mu\text{m}$  a la entrada hasta a 62,75  $\mu\text{m}$  a la salida, debido al reordenamiento de partículas que ejerce el sistema.

En cuanto a la gráfica d) de la Figura 35, se muestra la curva ajustada de la función distribución del número de partículas, en ella se puede apreciar como el máximo en la distribución del número entre la entrada y salida varía de 2,25  $\mu\text{m}$  a 2,75  $\mu\text{m}$  reduciéndose ligeramente la densidad de número de partículas.

Por todo lo expuesto anteriormente se puede comprobar cómo el tratamiento de biodiscos ha producido una mayor eliminación en número que en volumen de partículas por efecto de su tratamiento secundario de depuración, el efecto de eliminación ha sido el menor de los tres tratamientos estudiados, habiendo en proporción un mayor rendimiento en eliminación en partículas de menor tamaño, lo que provoca que la reducción en número de partículas sea superior que en volumen y que se incremente el tamaño medio de la distribución de partículas a la salida.



**Figura 35. Datos experimentales y ajustes del muestreo de biodiscos (Palomares 21/07/2008). a) Ajuste de la distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.**



**Tabla 18. Resumen de parámetros característicos del agua residual de cada punto de muestreo de los diferentes sistemas de depuración estudiados.**

Tratamiento Parámetro	Fangos Activos Media Carga		Lechos Bacterianos		Biodiscos	
	Entrada Trat. Biolog.	Salida Trat. Secund.	Entrada Trat. Secund.	Entrada Trat. Secun.	Entrada Trat. Secund.	Salida Trat. Secund.
<b>Nº de Observaciones</b>	57	55	44	40	69	81
<b>Tamaño estud., µm</b>	2-59	2-58	1-41	1-40	2-72	2-82
<b>A</b>	48.004	1.389	124.900	70.156	50.565	30.679
<b>b</b>	1,450	1,242	1,945	2,033	1,288	1,110
<b>R<sup>2</sup></b>	0,918	0,973	0,991	0,975	0,842	0,943
<b>d<sub>p</sub> medio aritmético</b>	22,00	27,01	12,25	14,28	26,46	31,91
<b>d<sub>p</sub> medio aritmético-número</b>	8,78	4,59	2,78	2,02	13,58	15,18
<b>d<sub>p</sub> medio geométrico-másico</b>	3,65	3,90	2,72	2,80	4,00	4,28
<b>SS., mg/L</b>	98,0	6,0	117,0	20,0	125,0	112,5
<b>DQO</b>	330,0	53,4	239,0	29,4	870,9	280,3
<b>Turbidez</b>	278,0	12,0	244,0	30,9	757,0	71,2
<b>Color<sub>436 µm</sub></b>	76,8	6,8	5,6	1,8	198,0	103,6
<b>Color<sub>525 µm</sub></b>	59,4	4,2	3,2	1,1	163,2	77,0
<b>Color<sub>620 µm</sub></b>	42,4	2,2	2,2	0,6	136,2	66,0
<b>pH</b>	8,11	7,90	8,19	8,26	6,92	7,93
<b>Conductividad</b>	1.383	1.385	907	838	1.869	2.086

En la Tabla 19 se muestra un resumen de los parámetros relativos que relacionan la entrada y la salida de los tratamientos secundarios estudiados, fangos activos de media carga, lechos bacterianos y biodiscos, donde se puede analizar la evolución de los parámetros que tradicionalmente han caracterizado el agua residual, como son la DQO, sólidos en suspensión, turbidez y color así como la información obtenida a partir de la distribución de tamaño de partículas, parámetros A y b obtenidos a partir del ajuste de la distribución de tamaño de partículas a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, tamaños medios aritméticos y geométricos ponderados en masa, tamaño medio

aritmético ponderado en número y rendimientos en eliminación en masa y número de partículas.

Comparando las tres plantas analizadas se ve como en términos generales la planta de fangos activos es la que proporciona un agua de mayor calidad a la salida del tratamiento secundario por tener un menor contenido en partículas, sólidos en suspensión y turbidez, seguida de la planta de lechos bacterianos y por último la de biodiscos.

**Tabla 19. Resumen de parámetros relativos.**

<b>Tratamiento</b>	<b>Fangos Activos Media Carga</b>	<b>Lechos bacterianos</b>	<b>Biodiscos</b>
<b>Parámetro</b>			
<b>Coef. <math>A_{ent}/A_{sal\ planta}</math></b>	34,560	1,780	1,648
<b>Coef. <math>b_{ent}/b_{sal\ planta}</math></b>	1,167	0,957	1,160
<b><math>d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal}</math></b>	0,815	0,857	0,829
<b><math>d_{pna\ ent}/d_{pna\ sal}</math></b>	1,913	1,376	0,895
<b><math>d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}</math></b>	0,935	0,917	0,935
<b><math>SS_{ent}/SS_{sal\ planta}</math></b>	16,333	5,850	1,111
<b><math>DQO_{ent}/DQO_{sal\ planta}</math></b>	6,184	8,129	3,107
<b><math>Turb_{ent}/Turb_{sal\ planta}</math></b>	23,167	7,896	10,632
<b><math>Co_{ent}/Co_{sal\ 430\ \mu m}</math></b>	11,294	3,111	1,911
<b><math>Co_{ent}/Co_{sal\ 525\ \mu m}</math></b>	14,143	2,909	2,119
<b><math>Co_{ent}/Co_{sal\ 620\ \mu m}</math></b>	19,273	3,667	2,064
<b><math>\eta_{eliminación\ part\ EXP}</math></b>	88,83%	31,16%	29,78%
<b><math>\eta_{eliminación\ masa\ EXP}</math></b>	95,26%	64,14%	-

### 6.3. CONCLUSIONES PREVIAS.

Como conclusión previa del barrido bibliográfico se puede decir que todas las investigaciones previas han determinado que la DTP puede indicar las características de contaminación del agua residual.

Se ha observado como los distintos sistemas de depuración estudiados en la investigación de choque tienen un efecto diferente sobre la distribución de tamaño de partículas del agua residual tratada llegando a las siguientes conclusiones:

- Cada punto de muestreo presenta una curva característica de distribución de tamaño de partícula, esto implica que la DTP podría definir una “huella dactilar” del agua residual en cada punto de muestreo dentro del sistema de depuración, debiéndose corroborar ampliando el número de análisis.
- Con el empleo de la ley de la potencia con el coeficiente  $\beta$  variable, a través de los parámetros A y b, se caracteriza adecuadamente la DTP de un agua residual, obteniendo altos grados de correlación, que oscilaron entre 0,842 y 0,991. La variación de estos parámetros durante la depuración del agua residual es característica específica de cada tratamiento de depuración.
- Se ha comprobado como el tamaño de partícula para el que se hace máxima la distribución del número de partículas así como la distribución de volumen es diferente, siendo mayor el tamaño para este último, este hecho era de esperar ya que el volumen de la partícula aumenta aproximadamente de forma proporcional al cubo diámetro.
- La introducción de parámetros relativos ayuda a evaluar y comparar el efecto de diferentes tratamientos sobre los parámetros característicos del agua residual, incluidos los que se obtienen tras analizar la distribución de tamaño de partículas.
- De entre los sistemas estudiados, la mayor reducción de la densidad del número de partículas de tamaño 1  $\mu\text{m}$  la produjo el sistema de fangos

activos de media carga, 34,560, seguido de lechos bacterianos 1,780 y biodiscos 1,648.

- Parece haber una relación directa entre la reducción de la densidad de número de partículas de  $1\ \mu\text{m}$ , parámetro A, con la reducción de sólidos en suspensión, DQO, turbidez y rendimientos en eliminación tanto en número como en masa de partículas, si bien esta relación puede verse matizada por la modificación del parámetro b, que mostraba el grado de curvatura del ajuste de la distribución de tamaño de partículas a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. En cuanto al color esta relación no parece ser tan directa.
- También parece haber una relación inversa entre la variación del parámetro b, y del tamaño medio de la distribución de partículas tanto geométrico como aritmético ponderado en masa.
- Con el ajuste a la ley de la potencia de la distribución de tamaño de partículas se obtiene una valiosa información sobre la caracterización del agua residual que podría ayudar a determinar tanto el efecto que produce un tratamiento secundario sobre un agua residual como a seleccionar un tratamiento terciario apropiado, lo cual será el objeto de la investigación de fondo.



*INVESTIGACIÓN DE FONDO.*

---



## **7. INVESTIGACIÓN DE FONDO.**

### **7.1. MODIFICACIÓN DE LAS CONDICIONES DE PARTIDA.**

En función de los resultados obtenidos en la investigación de choque se considera que el estudio de la distribución de tamaño de partículas es de gran interés para la profundización de la caracterización de la calidad de un agua residual por lo que se estima la conveniencia de profundizar en dicho estudio, planteando la investigación de fondo del presente estudio, haciendo extensiva la misma a un mayor número de sistemas de depuración y estableciendo unos nuevos objetivos en función del potencial de la investigación de choque.

#### **7.1.1. Objetivos definitivos.**

Habiéndose comprobado en la investigación de choque la idoneidad del modelo propuesto para la caracterización de la DTP y obteniendo los indicios de relación entre la caracterización de la DTP y la calidad del agua depurada se plantearon los objetivos definitivos del presente trabajo de investigación.

##### **7.1.1.1. Objetivos principales.**

En este caso se mantiene el mismo objetivo principal que en la investigación de choque añadiendo un segundo objetivo:

- Estudiar el efecto que produce en la DTP los tratamientos secundarios de depuración convencionales más extendidos, manteniendo por tanto los estudiados en la investigación de choque: fangos activos de media carga, lechos bacterianos y biodiscos y haciéndolo extensivo a los siguientes tratamientos: fangos activos de alta carga, fangos activos de baja carga, biorreactores de membrana y lechos inundados.
- Evaluar la relación existente entre la DTP y otros parámetros que caracterizan la calidad del agua depurada como son la DQO, turbidez, sólidos en suspensión y color, proponiendo la DTP como un parámetro de caracterización de calidad del agua residual.



### **7.1.1.2. Objetivos secundarios.**

Los objetivos secundarios planteados para la obtención de los objetivos primarios fueron los mismos que los marcados en la investigación de choque junto con un objetivo secundario adicional enfocado a predecir la calidad del agua tras un tratamiento terciario empleando la DTP.

- Determinar la aplicación un modelo matemático que caracterice la DTP de los efluentes de las plantas de aguas residuales estudiadas y analizar su utilidad para el desarrollo e interpretación de la investigación.
- Analizar los rendimientos de eliminación de partículas en función del tratamiento secundario utilizado.
- Evaluar la aplicación de la DTP en el conocimiento de la calidad de un agua regenerada tras pasar por un tratamiento terciario dado, analizando el tamaño de corte necesario en una macrofiltración para el cumplimiento del R.D. 1620/2007 de reutilización.

### **7.1.2. Parámetros y variables definitivos.**

Son los mismos que se emplearon en la investigación de choque y que fueron descritos en el apartado 4.

### **7.1.3. Plantas de depuración seleccionadas.**

Los criterios de selección de las plantas de depuración fueron básicamente los mismos a los expuestos en la investigación de choque, analizados en el capítulo 6.1, si bien para la investigación de fondo se amplía el número de sistemas de depuración y por tanto de depuradoras a seleccionar.

Además debido a los resultados obtenidos en la investigación de choque se decidió la conveniencia de seleccionar una planta adicional para los sistemas de lechos bacterianos, debido a que la planta de Beas de Granada no disponía de tratamiento primario, decantándose por seleccionar otra que si lo tuviera; y otra para el sistema de biodiscos, debido a la elevada densidad de número de partículas mostrada en la entrada del tratamiento secundario por la planta de Palomares que dificulta la comparativa en cuanto a los rendimientos en eliminación de partículas se refiere.

Por tanto los sistemas de depuración estudiados fueron los sistemas de depuración convencionales que se describieron genéricamente en el capítulo 1.4, y las plantas de depuración seleccionadas según los criterios marcados para cada tipo de sistema fueron:

- Fangos activos de doble etapa: Sanlúcar de Barrameda (Cádiz, España).
- Fangos activos de media carga: Motril (Granada, España).
- Fangos activos de baja carga: Loja (Granada, España).
- Biorreactores de membrana: San Pedro del Pinatar (Murcia, España).
- Lechos bacterianos: Beas de Granada y Huétor Santillán (Granada, España).
- Biodiscos. Palomares y Cuevas de Almanzora (Almería, España).
- Lechos inundados. Benalmádena (Málaga, España).

En todas las plantas de depuración la entrada al tratamiento secundario coincide con la entrada a los diferentes reactores biológicos, mientras que la salida del tratamiento secundario dependía del tipo del tratamiento de cada planta, siendo para las plantas de Motril, Loja, Beas de Granada, Huétor Santillán, Palomares, y Cuevas de Almanzora la salida de sus respectivos decantadores secundarios, para la planta de Benalmádena la salida de la segunda etapa del reactor biológico, y para la planta de San Pedro del Pinatar la salida de las membranas de ultrafiltración.

## **7.2. DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTAS SELECCIONADAS.**

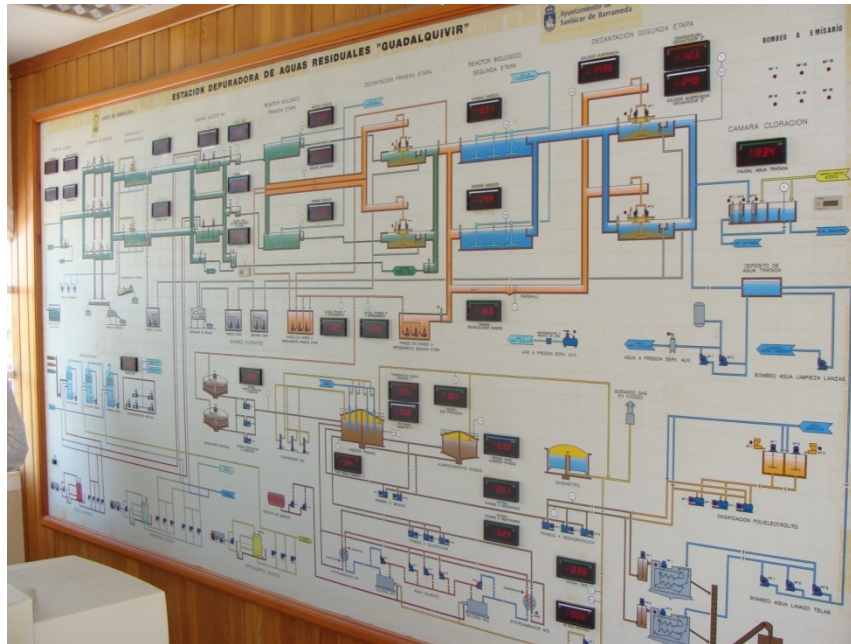
### **7.2.1. Fangos activos de doble etapa, Sanlúcar de Barrameda.**

La depuradora de Sanlúcar de Barrameda está basada en un diseño de fangos activos de doble etapa. Está gestionada por AQUALIA siendo los datos de la planta los siguientes:

- Población (de diseño): 90.000 habitantes.
- Caudal diseño: 22.500 m<sup>3</sup>/día.
- Caudal real en período de estudio: 19.500 m<sup>3</sup>/día.
- DBO<sub>5</sub> diseño: 500 mg/L.

En la Figura 36 se muestra el cuadro sinóptico de control de la instalación donde se puede ver el diagrama de flujo genérico de esta instalación, que consta de

pretratamiento, tratamiento biológico de primera etapa y tratamiento biológico de segunda etapa.



**Figura 36. Cuadro sinóptico de la instalación de depuración de Sanlúcar de Barrameda.**

A continuación se expone una descripción de la planta de tratamiento de doble etapa de Sanlúcar de Barrameda.

#### 7.2.1.1. Pretratamiento.

El pretratamiento consta de los siguientes elementos:

##### ➤ **Desbaste.**

El agua llega a la planta bombeada en las estaciones de bombeo de aguas residuales, donde se eliminan los gruesos. En la Figura 37 se muestra una imagen del desbaste de finos de la planta de Sanlúcar donde se eliminan los sólidos de mayor tamaño presentes en el agua residual. El desbaste se compone de 3 rejillas de gruesos de 20 mm y de tres tamices de 3 mm.



**Figura 37.** Vista de rejas de finos del pretratamiento de la planta de depuración de Sanlúcar de Barrameda.

➤ **Desarenador-Desengrasador.**

Esta instalación consta de un desarenador-desengrasador compuesto por 2 canales aireados, eliminando en esta etapa tanto las arenas presentes en el agua residual por decantación como los aceites y grasas por flotación. En la Figura 38 se aprecia una vista de la instalación.

Aunque no es necesario, al estar aireados, estos elementos se han cubierto y desodorizado debido a la presión urbanística del entorno.



**Figura 38.** Vista del desarenador-desengrasador

➤ **Concentrador de grasas.**



➤ **Clarificador de arenas.**

Todo el conjunto del proceso de la línea de agua se ha diseñado y construido en una superficie rectangular, de ahí que incluso los decantadores sean rectangulares, como puede observarse en la Figura 39.

**7.2.1.2. Tratamiento primario.**

El tratamiento primario de la depuradora de Sanlúcar de Barrameda consta de un reactor biológico de fangos activos de alta carga con sus decantadores que forman la primera etapa, los reactores biológicos de esta etapa son cuadrados teniendo un volumen unitario de  $520,6 \text{ m}^3$  y un sistema de aireación por membrana de burbuja fina.

Igualmente los decantadores de esta primera etapa como se muestra en la fotografía son de tipo rectangular de succión con una anchura unitaria de 8,5m.

El fango en un 65% es recirculado a los reactores de alta carga para así mantener en alrededor de 4 el valor de la carga másica, con 2.000 mg/L de MLSS. El fango sobrante va a los espesadores de gravedad.



**Figura 39. Reactor biológico de doble etapa de Sanlúcar de Barrameda.**

### 7.2.1.3. Reactor biológico de segunda etapa.

La segunda etapa está compuesta por 2 unidades rectangulares de fangos activos de media carga, en la Figura 39 los reactores biológicos están situados en la parte superior siendo sus respectivos decantadores los que se aprecian en la parte inferior derecha de la imagen. Los reactores biológicos tienen un volumen unitario de  $2.382 \text{ m}^3$  y un sistema de aireación por difusores cerámicos de burbuja fina distribuidos sobre el fondo.

Los decantadores de la segunda etapa (uno por reactor) como también se muestra en la fotografía son de tipo rectangular por succión con una anchura unitaria de 12 m y una longitud de 53 m. El fango que recogen estos decantadores se recircula en un 65% a los reactores de 2ª etapa y los fangos sobrantes se envían junto con los de primera etapa, a los espesadores de gravedad que por tanto son de fangos activos mixtos.

La velocidad ascensional de diseño es de  $0,74 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  y la real según el caudal de la planta de  $0,64 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , estando en cualquier caso por debajo de  $0,8 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ .

### 7.2.1.4. Digestión y deshidratación de fangos.

El fango tras el espesado, que está desodorizado por extracción de aire que pasa a tres columnas, llega a los digestores anaeróbicos mesofílicos, mostrándose uno de ellos en la Figura 40. Una vez digeridos se envían a los filtros banda donde se deshidratan.



Figura 40. Digestor anaerobio de Sanlúcar de Barrameda.

### 7.2.2. Fangos activos de media carga, Motril.

Su descripción figura en el apartado 6.1.1.

### 7.2.3. Fangos activos de baja carga, Loja.

La depuradora de Loja es una planta de fangos activos de baja carga de oxidación prolongada que está gestionada por GEMALSA. Algunos datos de la depuradora se muestran a continuación:

- Población (2006): 16.342 habitantes.
- Caudal diseño: 9.500 m<sup>3</sup>/día.
- Caudal real en período de estudio: 3.268 m<sup>3</sup>/día.

En los siguientes apartados se hace una descripción del tratamiento de depuración que recibe el agua residual en la planta depuradora de Loja.

#### 7.2.3.1. Pretratamiento

Una visión general del pretratamiento aparece en la Figura 41, a continuación se exponen las principales operaciones que engloba:

- **Bombeo del agua a cabecera de planta.** En este bombeo se hace un desbaste de gruesos mediante un enrejado, para garantizar un correcto funcionamiento de los equipos de bombeo y que no se vean perjudicados en su funcionamiento.
- **Caudalímetro de agua bruta.**
- **Tamizado del agua.** Con el fin de eliminar los sólidos de mayor tamaño que hayan podido pasar del desbaste previo al bombeo. Se emplean dos tamices.
- **Desarenado-Desengrasado.** Disponiendo de dos canales para realizar dicha operación.
- **Concentrador de grasas y clasificador de arenas.** Donde se dejan las grasas y arenas en condiciones apropiadas para su transporte hasta el punto de vertido, mandando el agua sobrante a la cabecera de la planta de depuración.



Figura 41. Vista general del pre-tratamiento.

### 7.2.3.2. Tratamiento secundario

El agua residual una vez sometida al pretratamiento pasa directamente al tratamiento biológico de la depuradora, no habiendo una decantación primaria. Este tratamiento biológico consta de los siguientes elementos:

- **Reactor biológico de fangos activos de baja carga (oxidación prolongada).** Esta instalación cuenta con dos reactores con etapa de pre-desnitrificación.
- **Medidor de oxígeno.**
- **Decantadores secundarios.** Teniendo 2 unidades (una por reactor biológico) con un diámetro de 19 m y trabajando durante el período de estudio una sola línea.

En la Figura 42 aparece uno de los reactores de fangos activos de baja carga, apreciándose los motores de las turbinas empleadas para oxigenar el agua en el interior del reactor. En la Figura 43 se puede ver uno de los decantadores secundarios de la planta de tratamiento de Loja.

La velocidad ascensional de diseño en la decantación es de  $0,70 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , mientras que la velocidad ascensional real, teniendo en cuenta que durante el período en estudio la planta solo trabajó con una de las líneas de tratamiento, fue de  $0,48 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ .





**Figura 42. Vista de reactor de fangos activos de baja carga de la planta de Loja.**



**Figura 43. Vista del decantador secundario de la planta de Loja.**

### **7.2.3.3. Línea de fangos**

Para esta depuradora los fangos obtenidos a lo largo del tratamiento son tratados en su propia instalación. A continuación se resumen las diferentes operaciones realizadas con el fango.

- **Recirculación de fangos del decantador secundario al reactor biológico.** La finalidad es mantener la biomasa del reactor constante.
- **Medición del fango recirculado.** Esta recirculación de fangos es monitorizada gracias a un caudalímetro de medida de recirculación de fangos.
- **Medición del exceso de fangos** Hay otro caudalímetro que mediría el exceso de fangos del sistema que se va purgando de forma continúa.
- **Espesado de fangos.** Para ello se emplea un espesador de fangos por gravedad.
- **Deshidratación de fangos.** El fango se lleva hacia la etapa de deshidratación a través de dos cintas transportadoras. La deshidratación de los fangos se realiza usando un filtro de banda o una centrífuga de reciente instalación.
- **Almacenamiento de fango deshidratado.** El fango es almacenado en un silo adecuado para este fin.

#### **7.2.4. Biorreactores de membrana. San Pedro del Pinatar.**

La depuradora de San Pedro del Pinatar está basada en la tecnología de depuración a través de biorreactores de membrana y está gestionada por la empresa ESAMUR, estando diseñada para una población de 130.000 habitantes con un caudal de 20.000 m<sup>3</sup>/día.

A continuación se describe el proceso llevado a cabo en las principales etapas que componen el tratamiento de la depuradora de San Pedro del Pinatar.

##### **7.2.4.1. Pretratamiento.**

A esta planta el agua residual llega bombeada en su mayor parte hasta una arqueta habiendo pasado previamente por una reja de gruesos, a continuación pasa por un tamiz de 3mm, Figura 44 y posteriormente el agua se somete a un proceso de desengrasado-desarenado, Figura 45. Por último el agua pasa por un tamiz rotativo de 1 mm, donde se realiza el desbaste de finos. Una vez realizado el pretratamiento el agua residual va a una arqueta de reparto que distribuye el agua hacia el reactor biológico.



**Figura 44. Vista de rejas de finos del pretratamiento.**



**Figura 45. Vista del desarenador-desengrasador del pretratamiento.**

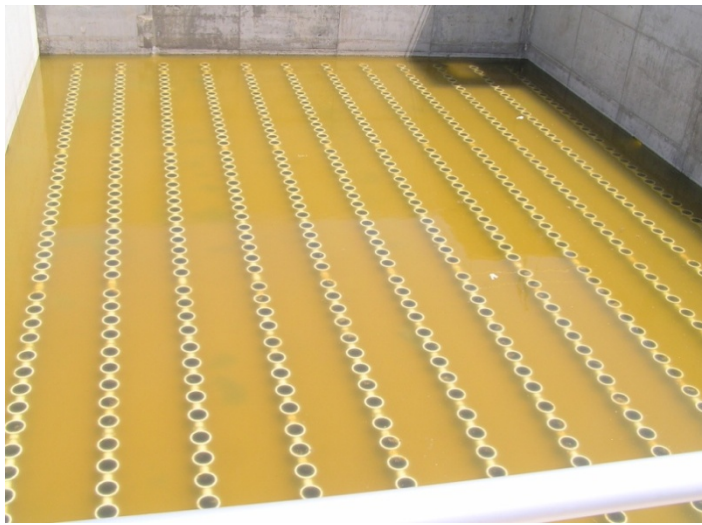
#### **7.2.4.2. Tratamiento secundario**

El tratamiento biológico de la depuradora de San Pedro del Pinatar emplea la novedosa tecnología de biorreactores de membrana sumergida, obteniendo altos rendimientos de depuración y minimizando la superficie dedicada a la depuración, una imagen del reactor biológico se muestra en la Figura 46. En lugar de emplear una decantación secundaria se obliga a pasar el licor mezcla a través de unas membranas de ultrafiltración de fibra hueca ( $0,04\mu\text{m}$ ), que se pueden ver en la Figura 47, que separan del agua la mayoría de los componentes sólidos que hay presentes en ella, por lo que realmente la materia orgánica está en suspensión pero a su vez confinada en zonas específicas del reactor delimitadas por las membranas de ultrafiltración, este licor

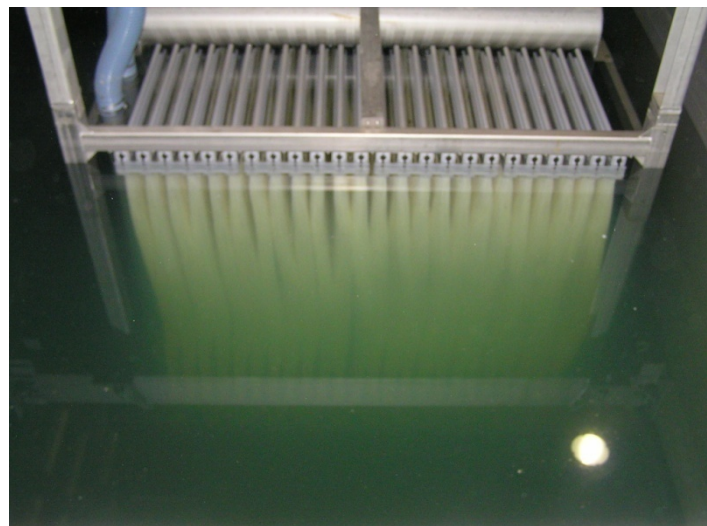
mezcla retenido por las membranas es continuamente recirculado al reactor biológico para mantener los MLSS.

Los MLSS del licor mezcla están en algo más del doble de cantidad que en un reactor de oxidación prolongada normal. El agua saliente de las membranas tiene la calidad suficiente para ser reutilizada

El licor mezcla en exceso del reactor biológico es purgado y llevado a la línea de fangos, que se encargará de estabilizar el fango, constando por tanto para ello de un espesador y una centrífuga.



**Figura 46- Vista del reactor biológico de la planta de San Pedro del Pinatar.**



**Figura 47. Vista las membranas de ultrafiltración de fibra hueca de la planta de San Pedro del Pinatar.**



### 7.2.5. Lechos bacterianos, Beas de Granada.

Su descripción figura en el apartado 6.1.2.

### 7.2.6. Lechos bacterianos. Huétor Santillán.

Esta depuradora es del mismo tipo que la de Beas de Granada descrita en el anterior apartado, es decir, es una depuradora de lechos bacterianos, no obstante se diferencian en varios puntos, fundamentalmente en que esta planta posee tratamiento primario y la de Beas de Granada no, que se pueden comprobar en la descripción hecha a continuación.

La depuradora de Huétor Santillán también está gestionada por el propio municipio siendo algunos datos característicos de la depuradora los siguientes:

- Población (2006): 1.784 habitantes.
- Población estival: 2.124 habitantes.
- Caudal diseño: 408 m<sup>3</sup>/día.
- Caudal real en período de estudio: 172,0 m<sup>3</sup>/día.

Esta planta de tratamiento consta de pretratamiento, tratamiento primario y secundario y una línea de tratamiento de fangos, en la Figura 48. Vista general de la depuradora de Huétor Santillán.



**Figura 48. Vista general de la depuradora de Huétor Santillán**

### 7.2.6.1. Pretratamiento

El pretratamiento es muy similar al realizado en la planta de depuración de Beas de Granada, constando de los siguientes elementos:

- **Arqueta aliviadero.** Sus funciones son de by-pass general de la planta, consistiendo este by-pass en un aliviadero de labio lateral.
- **Doble línea de desbaste.** Estas líneas están montadas en canales de 0,5 m de anchura, exponiéndose a continuación las características de cada línea:
  - **Primer canal:** Cuenta con rejas automáticas para desbaste de gruesos y finos.
  - **Segundo canal:** Cuenta con rejas manuales de desbaste de gruesos y finos, preparadas para funcionar en caso de emergencia
- **Desarenado-Desengrasado:** Esta etapa consiste en contenedores de pozo de desarenado-desengrasado estáticos con canal Parshall con medidor ultrasónico.
- **By-Pass al resto de la planta.**

### 7.2.6.2. Tratamiento primario.

Una vez realizado el lagunaje del agua residual ésta entra al tratamiento primario donde se somete maduración anaerobia. Para ello el efluente pasa a través de una laguna anaerobia de 5,5 m de altura y 276 m<sup>2</sup> de superficie. La planta dispone de un pozo de bombeo del agua residual, que recoge el agua de la laguna de maduración y de la recirculación del agua depurada al lecho bacteriano. También dispone de un aliviadero que deriva el agua al río Darro. Todo esto se muestra en la Figura 49.



Figura 49. Vista de la laguna anaerobia de la planta de Huétor Santillán.

### 7.2.6.3. Tratamiento secundario.

Tras el tratamiento primario el agua residual pasa al tratamiento secundario o biológico constando este de los siguientes elementos:

- **Biorreactor de lecho bacteriano.** El agua residual pasa al biorreactor compuesto por una unidad de lecho bacteriano de 2,4m de altura y 8,91m de diámetro, mostrándose en la Figura 50. Este lecho bacteriano usa un relleno plástico que aparece en la Figura 51, donde además se aprecia el sistema de reparto de agua residual sobre el relleno del lecho.



**Figura 50. Vista del reactor de lecho bacteriano de la planta de Huétor Santillán.**



**Figura 51. Relleno plástico del lecho de la planta de Huétor Santillán.**

- **Decantador secundario.** El agua residual ya tratada por el lecho bacteriano pasa a un decantador de 2,5m de altura y 8 m de diámetro donde se separarán por gravedad las partículas de mayor tamaño, este decantador se muestra en las fotografías de la Figura 52.

La velocidad ascensional, aun siendo de un sistema de biopelícula es bastante baja, siendo su valor de diseño  $0,34 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  y su valor real  $0,14 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , por lo que en verano se puede correr el riesgo de desnitrificación del fango del fondo del decantador y por tanto de flotabilidad.



**Figura 52. Decantador secundario de la planta de Huétor Santillán.**

#### 7.2.6.4. Línea de fangos

El tratamiento de fangos de la instalación consta de los siguientes elementos:

- **Pozo de bombeo.** Donde se recogen los fangos del decantador secundario y se envían a la laguna anaeróbica.



- **Sistema de deshidratación.** Consistente en unas eras de desecación que se muestran en la Figura 53.



**Figura 53.** Vista de las eras de secado de la planta de Huétor Santillán.

#### **7.2.7. Biodiscos, Palomares.**

Su descripción figura en el apartado 6.1.3.

### 7.2.8. Biodiscos, Cuevas de Almanzora.

La depuradora de Cuevas de Almanzora usa un sistema de biopelícula para depurar el agua residual consistente en la tecnología de biodiscos.

Está gestionada por GALASA siendo algunos datos característicos de diseño de la depuradora los siguientes:

- Población diseño: 6.412 habitantes.
- Caudal de diseño: 1.283 m<sup>3</sup>/día.
- Población censada 2007: 6.645 habitantes.
- Caudal real en período de estudio: 630,4 m<sup>3</sup>/día.

El tratamiento completo de depuración es el siguiente:

#### 7.2.8.1. Pretratamiento

El pretratamiento de esta planta de depuración básicamente consta de un desbaste de finos, puesto que el agua residual de la misma llega por bombeo y en los diferentes pozos de bombeo se hace el desbaste de gruesos. En la Figura 54 se muestra una fotografía del tamiz de entrada a la depuradora con la cual se hace el desbaste de finos.



Figura 54. Tamiz de agua de llegada y desarenador-desengrasador de la planta de Cuevas.

#### 7.2.8.2. Tratamiento primario.

El tratamiento primario de la planta de depuración de Cuevas consta de dos lagunas aireadas, actuando como reactor de 1ª etapa, en la Figura 55 se muestra una de las lagunas donde se recibe el agua residual tras el pretratamiento.



**Figura 55.** Laguna previa a los biodiscos de la planta de Cuevas.

### 7.2.8.3. Tratamiento secundario.

El tratamiento biológico de la depuradora de cuevas recibe el agua por gravedad desde las lagunas del tratamiento primario teniendo dos etapas:

- **Reactor biológico de biodiscos.** Compuesto por 6 reactores de biodiscos. Los biodiscos están hechos de material plástico, y van rotando sobre sí mismos, sobre el eje central, una imagen del reactor aparece en la Figura 56.



**Figura 56.** Biodiscos del reactor biológico de la planta de Cuevas.



- **Decantación secundaria.** Usándose un solo decantador de 10 m de diámetro, siendo su velocidad ascensional de diseño de  $0,68 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  y la real durante el período estudiado de  $0,33 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , siendo esta velocidad correcta, e incluso pudiendo admitir más caudal la planta. En la Figura 57 se muestra una imagen del decantador secundario.



Figura 57. Decantador secundario de la depuradora de Cuevas.

#### 7.2.8.4. Tratamiento terciario

El agua de salida de los decantadores secundarios va a una gran laguna aeróbica (laguna de maduración) que aparece en la Figura 58 donde permanece el agua antes de ser vertida donde se obtienen sus parámetros finales de tratamiento.



**Figura 58. Laguna de maduración de salida de la instalación de Cuevas.****7.2.8.5. Línea de fangos**

Los fangos generados se bombean a la laguna de maduración.

**7.2.9. Lechos inundados. Benalmádena.**

La depuradora de Benalmádena utiliza un sistema de depuración por biopelícula usando la tecnología de lechos inundados

Esta planta de depuración está gestionada por ACOSOL siendo los datos característicos de la planta:

- Caudal de diseño: 40.000 m<sup>3</sup>/día.
- Caudal real en período de estudio: 18.000 m<sup>3</sup>/día.

Esta planta, por su situación a unos 300 metros de la playa y en el centro del núcleo urbano, está totalmente cubierta y desodorizada. Sustituye a una anterior de fangos activos que se ha rehabilitado para su uso como zona ajardinada.

A continuación se expone una descripción del tratamiento de depuración realizado.

**7.2.9.1. Pretratamiento**

La finalidad del pretratamiento de esta planta de depuración es eliminar los elementos de mayor tamaño, sólidos inertes y grasas de manera que se vaya preparando el agua residual para tener una composición óptima para la entrada al tratamiento primario. Los diferentes procesos de los que consta el pretratamiento se exponen a continuación:

- **Desbaste de Gruesos:** Por medio de un enrejado se eliminan los sólidos de mayor tamaño como piedras, maderas y plásticos.
- **Desbaste de Finos:** Continúa la labor del desbaste de gruesos eliminando ahora materiales de menor tamaño. En la Figura 59 se muestra una vista de los equipos empleados para tal fin.



**Figura 59.** Vista de rejas de finos del pretratamiento.

- **Desarenador-Desengrasador en canal aireado (2 Canales):** Con este equipo se eliminan por gravedad las sólidos sedimentables de mayor tamaño (arenas) e insuflando aire se eliminan por flotación las grasas del agua residual. En la Figura 60 se muestra una imagen de la instalación empleada para desarenar-desengrasar.



**Figura 60.** Vista del desarenador desengrasador del pretratamiento.

- **Concentrador de grasas.** En esa etapa simplemente se reduce el contenido en agua de las grasas eliminadas para disminuir su volumen y facilitar su gestión.

- **Clasificador de arenas.** Separa las arenas de las aguas con las que son bombeadas, conduciendo el agua sobrante con la del concentrador de nuevo a la línea de proceso.

#### 7.2.9.2. Tratamiento primario.

- **Decantación primaria lamelar (3 Unidades).** En la Figura 61 se puede observar una vista de la sala de decantación y del reactor biológico, en la decantación primaria se elimina un gran porcentaje de sólidos (inorgánicos en su mayoría) capaces de decantar por gravedad, además es donde y durante las horas nocturnas, de menor caudal, van a decantar los flóculos procedentes del lavado de los lechos inundados. Las lamelas tienen una sección pentagonal y con espacio abierto máximo de 8 cm. En este caso la velocidad ascensional de diseño es de  $6,09 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , mientras que la real es de  $2,74 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ .



Figura 61- Vista de la sala de decantación y reactor.

#### 7.2.9.3. Tratamiento secundario.

El tratamiento biológico de la depuradora de Benalmádena consta de 2 etapas, compuestas por sendos reactores biológicos de filtros biológicos sumergidos. En la Figura 62 se muestra una imagen de los reactores de lecho inundado existentes en la planta de depuración de Benalmádena. La altura del lecho es de 6 m y el relleno plástico se construyó “in situ”. En el falso fondo hay un colchón de aire, por donde se airea el reactor, por encima del agua depurada que continúa su camino hacia un depósito que regula el lavado y el tratamiento terciario. Este tratamiento terciario es de



macrofiltración por filtros malla y desinfección con UV, que se detallará posteriormente.



Figura 62. Vista del reactor biológico.

#### 7.2.9.4. Línea de fangos

La línea de fangos de la instalación envuelven todas las etapas que corresponden a los diferentes tratamientos recibidos por los fangos obtenidos en las diferentes fases del tratamiento:

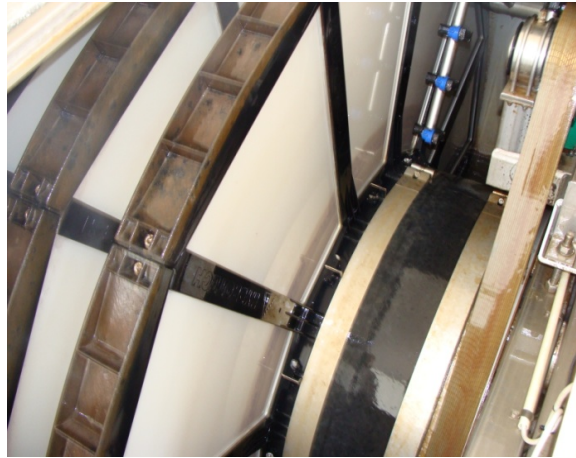
- **Extracción de fangos mixtos de decantación primaria.** En esta etapa se extraen los fangos separados en la decantación primaria.
- **Espesamiento de fangos mixtos.** En esta operación se espesan los fangos para reducir su contenido en agua. Los meses de verano se amplía con espesadores dinámicos.
- **Digestión anaeróbica de fangos.** Es la etapa de los fangos concentrados y deshidratados se someten a una digestión anaeróbica donde se elimina parte de su potencial contaminante generándose gas metano como resultado del metabolismo de los microorganismos anaerobios.

#### 7.2.9.5. Tratamiento terciario

Esta etapa se emplea para aumentar la calidad del agua de vertido y hacerla apta para su reutilización cumpliendo los parámetros que marca el Real Decreto 1620/2007 de Reutilización de aguas residuales, mostrándose en la Figura 63 una imagen de uno de



los filtros malla rotativo empleados en esta planta para tratar el efluente del tratamiento secundario de la misma.



**Figura 63. Filtro Malla rotativo (Tratamiento terciario).**

### **7.3. PLAN DE TRABAJO.**

En total para las 9 plantas de depuración estudiadas se realizaron un total de 10 muestreos de entrada y salida de sus tratamientos secundarios, cubriendo así diferentes períodos del año y disponiendo de información suficiente para realizar un estudio estadístico, teniendo en total 180 análisis de DTP, DQO, SS, turbidez, color, pH y conductividad.

Una vez realizados estos análisis la DTP se ajustó a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable obteniendo los parámetros A, densidad del número de partículas de tamaño  $1 \mu\text{m}$ , y b, obteniendo igualmente los distintos tamaños medios de las diferentes distribuciones en función de las ponderaciones propuestas y el rendimiento en eliminación tanto en número como en masa total de partículas. Todos los datos se compararon, realizándose ensayos ANOVA para establecer dependencias entre parámetros y posteriormente se establecieron correlaciones entre los diferentes parámetros analizados con los parámetros A y b obtenidos de la DTP, realizando ajustes por mínimos cuadrados de diferentes modelos, seleccionando por último, en cada caso, el modelo de mayor grado de correlación.

Además con objeto de conocer la naturaleza de las partículas en los efluentes estudiados, se realizó un análisis SEM/EDX (microscopía electrónica de barrido) a uno de los muestreos de cada planta estudiada con objeto de conocer la naturaleza de la materia particulada presente en la distribución.

### **7.4. RESULTADOS EXPERIMENTALES.**

A continuación se muestran los resultados experimentales de las diferentes plantas de tratamiento estudiadas, mostrando los parámetros medidos tanto la entrada y la salida de los tratamientos secundarios de depuración: sólidos en suspensión, DQO, color, turbidez, pH y conductividad, además de los parámetros obtenidos a partir de la distribución de tamaño de partículas como son los coeficientes de ajuste a la ley de la potencia, A y b y los diámetros medios de la distribución. También se muestra una tabla con la relación entre entrada y salida de los distintos tratamientos que se emplearán como indicativo de la eficiencia de depuración del tratamiento junto con los rendimientos en eliminación en número y masa de partículas.

Adicionalmente se muestra la representación gráfica de la información que proporcionan los parámetros promedios de la distribución de tamaño de partículas de los ensayos realizados, mostrando la gráfica promedio de ajuste a la distribución de tamaño de partículas de los diez ensayos realizados, la gráfica de volumen relativo acumulado por tamaño de partícula que da una idea sobre cómo cambia la distribución relativa de partículas por efecto del tratamiento y también se muestran las funciones distribución de número y volumen de partículas que informan sobre cuál es el tamaño predominante y cómo evoluciona la distribución tanto de forma cualitativa como cuantitativa. En el anexo de gráficas se muestran estas mismas gráficas pero con los datos experimentales y de ajuste para cada muestro realizado.

#### **7.4.1. Fangos activos de doble etapa, Sanlúcar de Barrameda.**

A continuación se muestran los resultados experimentales de los distintos parámetros medidos en los diez muestreos de la planta de fangos activos de doble etapa ubicada en Sanlúcar de Barrameda, así como el promedio de cada uno y su desviación típica, en la Tabla 20 se muestran los datos de los muestreos de entrada, mientras que la Tabla 21 corresponde con los datos de salida, es de destacar la gran variabilidad de valor de los parámetros a la entrada, especialmente los que caracterizan la densidad de número de partículas, parámetro A, de la distribución de tamaño de partícula, esta variabilidad también la presentan el resto de parámetros analizados. Mientras que el tratamiento tiende, en cierto modo, a estandarizar el efluente de la planta reduciéndose esta variabilidad en el valor de los parámetros a su salida. En el anexo de gráficas se muestran todos los ajustes de la DTP a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable para esta planta, indicándose en la Tabla 20 y Tabla 21 los parámetros A y b.

En la Tabla 22 se muestra la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros que servirán para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados, a este respecto y evaluando los promedios de rendimientos de eliminación, se aprecia que es superior en cuanto a número, que a masa de partículas, lo que indica que el tratamiento es más efectivo en la eliminación de partículas de menor tamaño que de mayor, hecho que se corrobora por la disminución del parámetro “b” a la salida que muestra una mayor homogeneidad en la distribución de tamaño de partículas a la salida del tratamiento que a la entrada, debido a la variabilidad de ésta.

También en esta tabla se muestran los rendimientos de eliminación tanto en número como en masa de partículas calculado de dos formas diferentes, de forma experimental con los datos tomados directamente en la medición de la PSD y de forma teórica, empleando las ecuaciones de ajuste de la PSD tanto a la entrada como a la salida.

Además de la Tabla 20 y Tabla 21 aparece sombreado el muestreo 1, debido a que a éste se le realizó el análisis de SEM/EDX que se comentará en el apartado 0, también indicar que el rango de tamaño de partículas en estudio viene determinado en cada caso en función del tamaño de corte donde no se detectaban partículas.

En la Figura 64 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los 10 muestreos de la planta de fangos activos de doble etapa de Sanlúcar de Barrameda, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario ajustada a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, en b) aparece el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de entrada como de salida, en esta gráfica se puede apreciar cómo cambia la distribución relativa de partículas así como podría orientar sobre el volumen de partículas que se eliminaría de una distribución al pasar el agua por una macrofiltración de tamaño de paso dado.

En este caso se puede comprobar con esta figura como relativamente en la entrada del tratamiento secundario tienen más peso las partículas de menor tamaño que a la salida, esto concuerda con la disminución del parámetro “b” del modelo de la ley de la potencia a la salida del tratamiento. También se podría apreciar como si por ejemplo al efluente se le pasara por una macrofiltración de  $10\mu\text{m}$  el volumen de partículas que pasaría sería de un 40% quedándose retenido en el filtro un 60%.

En c) aparece la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños que como se mencionó en el apartado 3.6 es la normalización de la función y donde se puede ver gráficamente, por ejemplo, el tamaño de partícula para el que hay mayor volumen de partículas (en el máximo de la función), comparar si este tamaño varía por efecto del tratamiento secundario e igualmente permite comparar su efecto en el volumen total de partículas de la distribución (área bajo la curva) viéndose en este caso en concreto como el tamaño al que se hace máxima la distribución prácticamente no cambia pero sí el volumen total de partículas, siendo mucho menor a la salida del tratamiento secundario que a la entrada, tal y como era de esperar.

En d) se muestra la función distribución de número de partículas aportando una información similar a la figura c) pero aplicada al número de partículas en lugar de al volumen.

**Tabla 20. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Sanlúcar.**

FECHA	MUESTRA 1 25/03/2009	MUESTRA 2 01/04/2009	MUESTRA 3 28/04/2009	MUESTRA 4 06/05/2009	MUESTRA 5 13/05/2009	MUESTRA 6 20/05/2009	MUESTRA 7 04/06/2009	MUESTRA 8 17/06/2009	MUESTRA 9 23/06/2009	MUESTRA 10 25/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	49	42	55	59	36	43	59	45	38	43	46,90	8,29
Rango estudio., $\mu\text{m}$	1-44	1-50	1-57	1'72	1-30	1-36	1-72	1-44	1-33	1-44		
A	316.067	41.843	105.962	63.330	28.489	61.703	64.839	224.979	46.075	101.155	105.444	92.794
b	1,877	1,878	1,71	1,603	2,086	1,952	1,602	2,075	2,172	1,973	1,893	0,200
R <sup>2</sup>	0,965	0,97	0,976	0,945	0,954	0,969	0,947	0,984	0,944	0,984	0,964	0,015
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	11,67	15,88	19,46	26,09	11,55	14,09	25,95	11,23	12,41	13,35	16,168	5,748
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	3,68	2,14	2,24	2,31	1,73	2,02	2,32	2,45	1,56	2,21	2,265	0,568
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	2,72	2,94	3,25	3,48	2,68	2,93	3,48	2,56	2,64	2,80	2,948	0,342
SS., mg/L	1.127	107	134	206	380	453	85	144	303	137	307,57	313,36
DQO, mg/L	464,00	467,33	267,33	284,00	714,00	560,66	402,03	474,45	633,07	346,86	461,37	144,96
Turbidez, NTU	374	42	156	112	330	92	250	456	270	180	226,20	133,32
Color <sub>436 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	9,8	5,0	16,4	8,4	12,6	5,6	54,6	16,0	6,0	14,4	14,88	14,60
Color <sub>525 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	6,2	3,2	10,8	5,8	7,4	3,6	45,0	10,2	3,6	9,0	10,48	12,43
Color <sub>620 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	4,2	2,4	7,6	4,0	5,2	2,6	39,0	7,2	2,6	6,4	8,12	11,02
pH	7,15	7,80	7,75	7,59	7,70	7,64	7,54	7,22	7,29	7,25	7,49	0,24
Conductividad, $\mu\text{S}$	1.049	1.357	1.625	1.391	1.709	1.384	1.357	1.541	1.432	1.529	1.437,40	181,63

Tabla 21. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Sanlúcar.

FECHA	MUESTRA 1 25/03/2009	MUESTRA 2 01/04/2009	MUESTRA 3 28/04/2009	MUESTRA 4 06/05/2009	MUESTRA 5 13/05/2009	MUESTRA 6 20/05/2009	MUESTRA 7 04/06/2009	MUESTRA 8 17/06/2009	MUESTRA 9 23/06/2009	MUESTRA 10 25/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	53	46	65	46	38	41	46	53	51	49	48,80	7,48
Rango estudio., µm	1-44	1-52	1-61	1-51	1-44	1-33	1-51	1-53	1-46	1-48		
A	58.689	38.239	24.011	42.226	16.879	17.278	42.227	26.785	32.263	46.153	34.475	13.482
b	1,58	1,957	1,393	1,926	2,111	1,822	1,926	1,679	1,781	1,85	1,803	0,207
R <sup>2</sup>	0,962	0,957	0,95	0,977	0,962	0,978	0,977	0,966	0,956	0,954	0,964	0,010
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, µm	21,47	14,96	30,13	14,93	12,95	13,93	14,93	19,53	19,65	18,89	18,138	5,110
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	2,32	2,22	2,35	2,15	1,81	2,22	2,15	2,53	1,88	1,80	2,143	0,245
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, µm	3,37	2,73	4,04	2,86	2,73	2,90	2,86	3,17	3,24	3,13	3,102	0,396
SS., mg/L	137	48	58	43	30	57	51	48	88	126	68,57	36,28
DQO, mg/L	130,67	267,33	67,33	234,00	147,33	267,55	195,14	126,17	233,07	257,21	192,58	70,49
Turbidez, NTU	80	24	24	30	24	18	70	24	64	80	43,80	26,12
Color <sub>436 µm</sub> Abs.	7,2	5,6	4,2	5,0	5,2	5,2	8,2	3,4	5,8	6,6	5,64	1,41
Color <sub>525 µm</sub> Abs.	4,2	3,2	2,4	2,8	2,8	3,2	5,4	2,0	3,2	3,8	3,30	0,97
Color <sub>620 µm</sub> Abs.	3,0	2,2	1,8	1,8	2,0	2,4	4,0	1,2	2,2	2,6	2,32	0,767
pH	7,45	7,70	7,87	7,36	7,86	8,00	7,65	7,40	7,38	7,21	7,59	0,27
Conductividad, µS	1.487	1.426	1.425	1.527	1.507	1.478	1.253	1.363	1.559	1.559	1.458,40	95,43

**Tabla 22. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Sanlúcar.**

FECHA	MUESTRA 1 25/03/2009	MUESTRA 2 01/04/2009	MUESTRA 3 28/04/2009	MUESTRA 4 06/05/2009	MUESTRA 5 13/05/2009	MUESTRA 6 20/05/2009	MUESTRA 7 04/06/2009	MUESTRA 8 17/06/2009	MUESTRA 9 23/06/2009	MUESTRA 10 25/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	5,385	1,094	4,413	1,500	1,688	3,571	1,535	8,399	1,428	2,192	3,121	2,234
$b_{ent}/b_{sal}$	1,188	0,960	1,228	0,832	0,988	1,071	0,832	1,236	1,220	1,066	1,062	0,148
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	0,543	1,062	0,646	1,747	0,892	1,012	1,738	0,575	0,631	0,707	0,955	0,428
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	1,587	0,965	0,952	1,072	0,958	0,910	1,075	0,967	0,829	1,227	1,054	0,205
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	0,806	1,077	0,805	1,218	0,982	1,010	1,219	0,808	0,815	0,896	0,964	0,157
$SS_{ent}/SS_{sal}$	8,244	2,222	2,310	4,754	12,667	8,000	1,667	3,000	3,447	1,085	4,740	3,542
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	3,551	1,748	3,970	1,214	4,846	2,096	2,060	3,760	2,716	1,349	2,731	1,174
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	4,675	1,750	6,500	3,733	13,750	5,111	3,571	19,000	4,219	2,250	6,456	5,255
$CO_{ent}/CO_{sal\ 430\ \mu m}$	1,361	0,893	3,905	1,680	2,423	1,077	6,659	4,706	1,034	2,182	2,592	1,813
$CO_{ent}/CO_{sal\ 525\ \mu m}$	1,476	1,000	4,500	2,071	2,643	1,125	8,333	5,100	1,125	2,368	2,974	2,232
$CO_{ent}/CO_{sal\ 620\ \mu m}$	1,400	1,091	4,222	2,222	2,600	1,083	9,750	6,000	1,182	2,462	3,201	2,644
$\eta_{eliminación\ part\ EXP}$	72,22%	-3,61%	65,80%	58,88%	47,77%	71,35%	58,90%	84,57%	24,81%	24,92%	50,56%	27,27%
$\eta_{eliminación\ part\ TEÓRICO}$	78,56%	11,62%	72,88%	42,75%	41,31%	70,39%	44,10%	85,86%	18,04%	51,95%	51,75%	25,10%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	82,43%	20,33%	26,24%	75,30%	48,76%	66,62%	75,80%	71,20%	-110,89%	49,90%	40,57%	57,28%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	49,89%	26,45%	15,57%	76,46%	44,11%	59,60%	77,05%	63,01%	-92,01%	36,08%	35,62%	49,17%



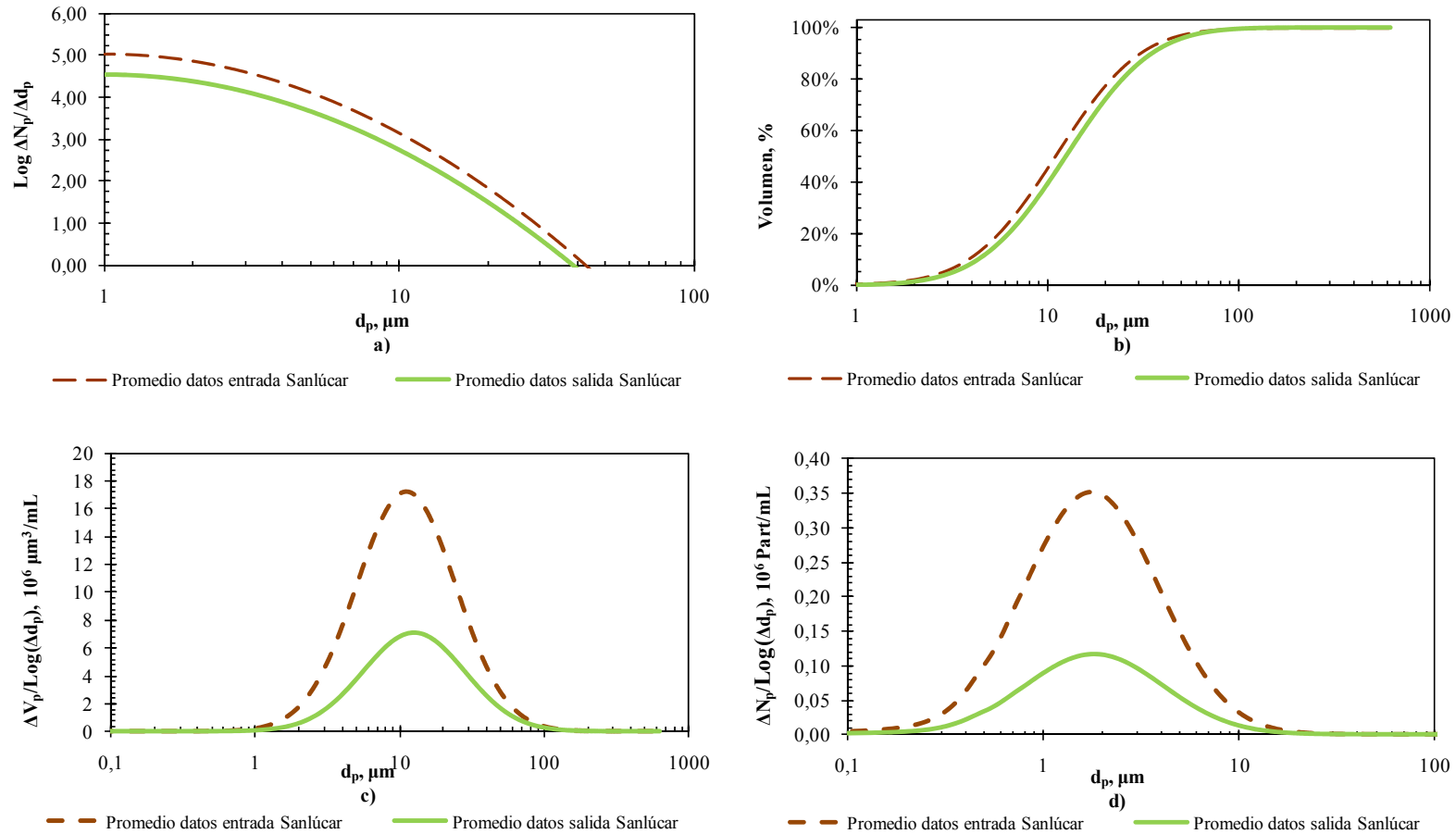


Figura 64. Graficas para datos promedio de la planta de Sanlúcar. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.

#### 7.4.2. Fangos activos de media carga, Motril.

En la Tabla 23 se muestran los datos de los muestreos de entrada para el tratamiento de fangos activos de media carga de Motril, mientras que la Tabla 24 corresponde con los datos de salida, en este caso la variabilidad de la densidad de número de partículas, parámetro A, de la distribución de tamaño de partícula a la entrada del tratamiento biológico fue mucho menor que en el caso de la planta de doble etapa, aunque lógicamente a la salida fue todavía menor, por efecto del tratamiento. En el anexo de gráficas se representan gráficamente los ajustes de la DTP a todos los muestreos realizados en la planta de fangos activos de Motril, mostrándose en la Tabla 23 y Tabla 24 los datos obtenidos de los ajustes así como el resto de parámetros analizados en cada muestreo.

Al igual que en el caso anterior en la Tabla 23 y la Tabla 24 aparece el sexto muestreo sombreado, indicando que se le realizó un análisis de SEM/EDX para ver de forma directa el tipo y composición de las partículas.

En la Tabla 25 se muestra la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros que servirán para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados, a este respecto y evaluando los promedios de rendimientos de eliminación, se aprecia, al igual que en el tratamiento de fangos activos de doble etapa, que es superior en cuanto a número que a masa de partículas, lo que indica que el tratamiento es más efectivo en la eliminación de partículas de menor que de mayor tamaño, hecho que se corrobora por la disminución del parámetro “b” a la salida que muestra una mayor homogeneidad en la distribución de tamaño de partículas a la salida del tratamiento que a la entrada.

En la Figura 65 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de fangos activos de media carga de Motril, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario y en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de partículas de entrada como de salida, comprobándose nuevamente como relativamente en la entrada del tratamiento secundario tiene más peso las partículas de menor tamaño que a la salida, incluso de una forma más acusada que si se compara con el tratamiento de

fangos activos de doble etapa. En c) aparece la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas y en d) la función distribución de número de partículas, donde se aprecia el efecto del tratamiento secundario sobre ambas distribuciones.

**Tabla 23. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Motril.**

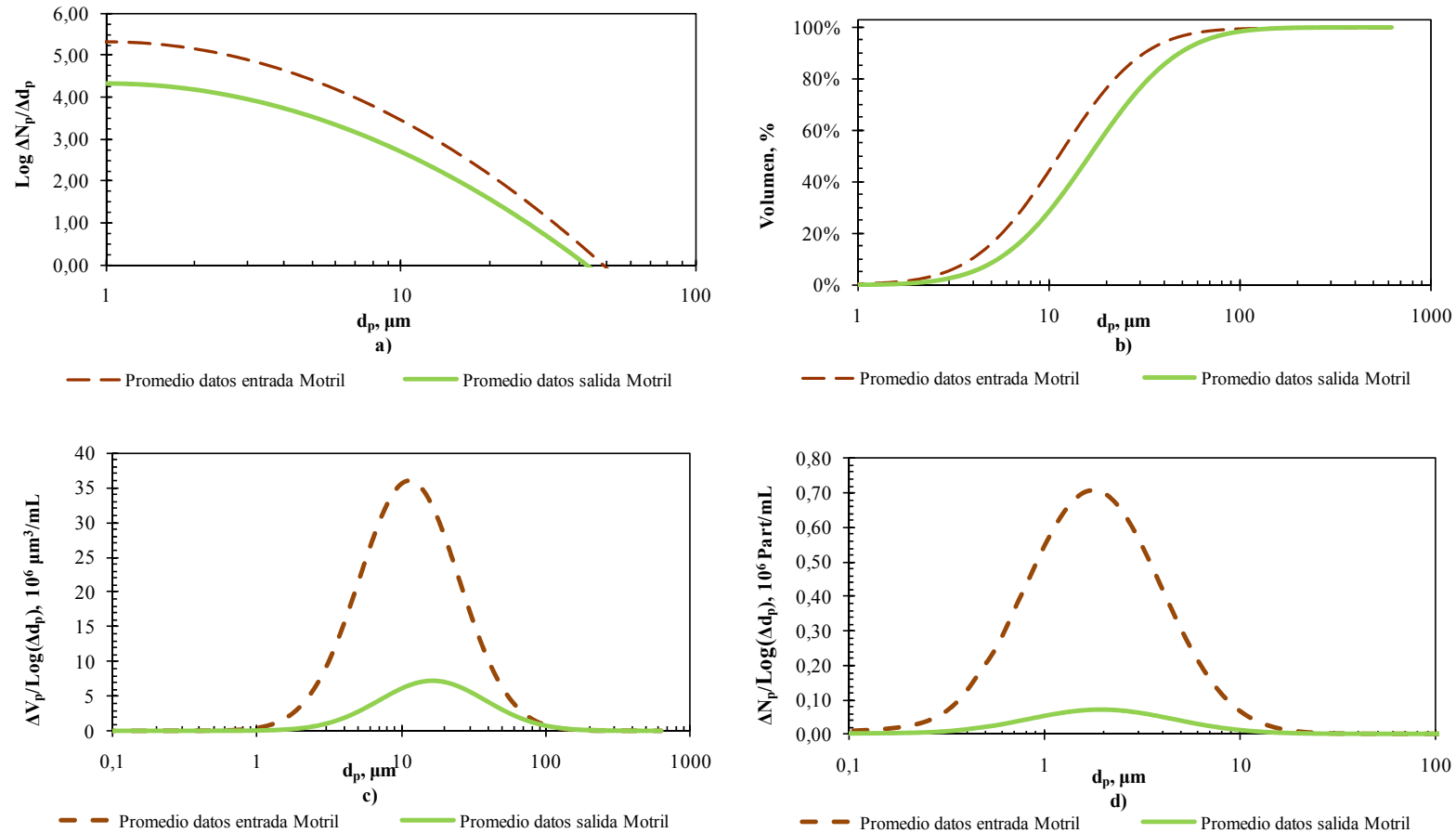
FECHA	MUESTRA 1 03/12/2008	MUESTRA 2 27/01/2009	MUESTRA 3 10/02/2009	MUESTRA 4 24/02/2009	MUESTRA 5 10/03/2009	MUESTRA 6 26/03/2009	MUESTRA 7 22/04/2009	MUESTRA 8 28/04/2009	MUESTRA 9 05/05/2009	MUESTRA 10 14/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	52	48	48	46	47	52	48	56	56	44	49,70	4,11
Rango estudio, µm	1-56	1-44	1-44	1-44	1-44	1-44	1-52	1-58	1-61	1-66		
A	194.361	232.986	208.812	272.798	249.353	256.003	225.434	234.505	198.296	43.331	211.588	64.215
b	1,781	1,912	1,950	1,906	1,953	1,760	2,004	1,738	1,993	1,769	1,877	0,104
R <sup>2</sup>	0,991	0,986	0,981	0,976	0,989	0,992	0,987	0,988	0,975	0,926	0,979	0,020
d <sub>p</sub> medio arit.-máximo, µm	16,10	13,57	13,82	14,05	13,35	15,80	13,33	16,80	16,11	23,46	15,639	3,050
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	2,69	2,45	2,23	2,63	2,25	2,59	2,38	2,76	2,13	1,73	2,384	0,313
d <sub>p</sub> medio geom.-máximo, µm	3,04	2,78	2,80	2,92	2,73	2,99	2,77	3,03	2,91	3,47	2,943	0,216
SS., mg/L	54	118	80	135	80	105	80	107	64	55	87,75	27,37
DQO, mg/L	273,37	650,03	680,03	400,67	377,33	404,00	347,33	334,00	320,67	214,00	400,14	151,11
Turbidez, NTU	184	252	224	288	324	342	268	310	250	226	266,80	49,55
Color <sub>436 µm</sub> , Abs.	62,4	18,8	10,4	26,4	26,2	17,6	24,2	21,8	31,8	29,6	26,92	13,94
Color <sub>525 µm</sub> , Abs.	42,0	11,6	6,4	19,0	17,2	11,0	15,8	14,0	23,0	18,8	17,88	9,71
Color <sub>620 µm</sub> , Abs.	33,4	8,2	4,6	14,8	12,6	7,8	11,2	9,8	17,8	12,6	13,28	8,00
pH	7,95	7,54	8,01	7,97	7,98	7,91	7,92	7,97	7,92	8,11	7,93	0,19
Conductividad, µS	1.250	1.623	1.481	1.385	1.480	1.416	1.349	1.395	1.383	1.383	1.414,50	98,19

**Tabla 24. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Motril.**

FECHA	MUESTRA 1 03/12/2008	MUESTRA 2 27/01/2009	MUESTRA 3 10/02/2009	MUESTRA 4 24/02/2009	MUESTRA 5 10/03/2009	MUESTRA 6 26/03/2009	MUESTRA 7 22/04/2009	MUESTRA 8 28/04/2009	MUESTRA 9 05/05/2009	MUESTRA 10 14/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	54	60	47	43	52	48	49	50	45	39	48,70	5,89
Rango estudio, µm	1-45	1-58	1-44	1-44	1-44	1-44	1-59	1-49	1-53	1-58		
A	23.640	16.951	34.425	18.843	23.702	24.376	19.309	23.339	20.463	4.360	20.941	7.546
b	1,461	1,317	1,710	1,706	1,595	1,682	1,662	1,692	1,783	1,739	1,635	0,142
R <sup>2</sup>	0,961	0,949	0,970	0,928	0,969	0,963	0,955	0,971	0,980	0,959	0,961	0,014
d <sub>p</sub> medio arit.-máximo, µm	19,26	27,68	16,77	17,58	20,39	18,55	20,47	18,65	16,67	20,73	19,676	3,175
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	3,75	2,68	2,37	2,05	2,22	2,13	2,39	2,32	2,42	2,19	2,452	0,489
d <sub>p</sub> medio geom.-máximo, µm	3,41	4,00	3,15	3,29	3,38	3,26	3,35	3,29	3,11	3,38	3,360	0,244
SS., mg/L	5	20	21	14	20	8	22	22	24	18	17,40	6,38
DQO, mg/L	66,70	76,70	50,03	40,67	54,00	54,00	87,33	27,33	70,67	10,67	53,81	23,21
Turbidez, NTU	32	32	38	20	20	30	34	30	18	20	27,40	7,18
Color <sub>436 µm</sub> , Abs.	11,2	5,2	5,2	3,8	4,6	5,8	6,4	5,2	6,4	6,0	5,98	2,00
Color <sub>525 µm</sub> , Abs.	5,4	2,8	2,8	1,8	2,2	3,2	3,6	3,0	3,6	3,2	3,16	0,97
Color <sub>620 µm</sub> , Abs.	5,6	2,0	1,8	1,2	1,4	2,2	2,6	2,0	2,6	2,0	2,34	1,23
pH	7,91	7,71	7,90	7,85	8,05	7,89	7,99	7,89	7,90	7,89	7,90	0,09
Conductividad, µS	1.167	1.540	1.488	1.609	1.430	1.388	1.349	1.300	1.306	1.273	1.385,00	134,03

**Tabla 25. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Motril.**

FECHA	MUESTRA 1 03/12/2008	MUESTRA 2 27/01/2009	MUESTRA 3 10/02/2009	MUESTRA 4 24/02/2009	MUESTRA 5 10/03/2009	MUESTRA 6 26/03/2009	MUESTRA 7 22/04/2009	MUESTRA 8 28/04/2009	MUESTRA 9 05/05/2009	MUESTRA 10 14/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	8,222	13,745	6,066	14,477	10,520	10,502	11,675	10,048	9,690	9,938	10,488	2,319
$b_{ent}/b_{sal}$	1,219	1,452	1,140	1,117	1,224	1,046	1,206	1,027	1,118	1,017	1,157	0,122
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	0,836	0,490	0,824	0,799	0,655	0,851	0,651	0,901	0,966	1,132	0,811	0,170
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	0,718	0,913	0,942	1,281	1,010	1,220	0,999	1,192	0,879	0,790	0,994	0,177
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	0,891	0,695	0,891	0,888	0,807	0,917	0,827	0,921	0,935	1,027	0,880	0,084
$SS_{ent}/SS_{sal}$	10,800	5,875	3,810	9,643	4,000	13,125	3,636	4,864	2,667	3,056	6,147	3,498
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	4,098	8,475	13,592	9,852	6,988	7,481	3,977	12,220	4,538	20,063	9,128	4,798
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	5,750	7,875	5,895	14,400	16,200	11,400	7,882	10,333	13,889	11,300	10,492	3,438
$Co_{ent}/Co_{sal\ 430\ \mu m}$	5,571	3,615	2,000	6,947	5,696	3,034	3,781	4,192	4,969	4,933	4,474	1,370
$Co_{ent}/Co_{sal\ 525\ \mu m}$	7,778	4,143	2,286	10,556	7,818	3,438	4,389	4,667	6,389	5,875	5,734	2,342
$Co_{ent}/Co_{sal\ 620\ \mu m}$	5,964	4,100	2,556	12,333	9,000	3,545	4,308	4,900	6,846	6,300	5,985	2,748
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	86,56%	87,70%	81,64%	89,12%	87,51%	88,23%	87,09%	88,94%	89,72%	92,84%	87,94%	2,83%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	85,58%	89,95%	81,64%	92,43%	88,76%	90,11%	90,02%	89,82%	88,71%	89,79%	88,68%	3,00%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	58,74%	40,89%	66,14%	89,02%	73,62%	88,78%	76,85%	87,82%	80,88%	86,44%	74,92%	15,74%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	58,95%	24,76%	66,19%	87,25%	70,23%	87,65%	76,18%	88,38%	81,43%	88,91%	72,99%	19,91%



**Figura 65. Graficas para datos promedio de la planta de Motril. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.**

### 7.4.3. Fangos activos de oxidación prolongada, Loja.

En la Tabla 26 se muestran los datos de los muestreos de entrada para el tratamiento de fangos activos de oxidación prolongada de Loja, mientras que en la Tabla 27 se muestran los datos de salida, en este caso la variabilidad de los parámetros de entrada y especialmente el parámetro A, de la distribución de tamaño de partículas, a la entrada del tratamiento biológico fue bastante elevada, esta variabilidad se redujo por efecto del tratamiento secundario aunque no en gran medida. En el anexo de gráficas se muestran los ajustes de la DTP a todos los muestreos de la planta de depuración de fangos activos de oxidación prolongada de Loja.

Se realizó un análisis de SEM/EDX para evaluar el tipo de materia particulada presente en el agua al muestreo número 6, por lo que se sombrea en la Tabla 26 y Tabla 27 para distinguir esta muestra del resto.

En la Tabla 28 se muestran la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros que servirán para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados. Al evaluar los promedios de rendimientos de eliminación, se aprecia, al contrario que en las otras tecnologías de fangos activos (doble etapa y media carga), es superior en cuanto a masa que en número de partículas, lo que indica que el tratamiento es más efectivo en la eliminación de partículas de mayor tamaño, hecho que se corrobora por el aumento del parámetro “b” a la salida del tratamiento secundario, siendo la relación  $b_{ent}/b_{sal}$  de 0,824, el menor valor de las tecnologías de fangos activos estudiadas.

Destacar que los valores de DQO de entrada al reactor biológico para los muestreos 4 y 6, que aparecen en la Tabla 26, son muy bajos lo que indica que puntualmente podrían existir intrusiones del río en el colector de la depuradora.

En la Figura 66 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de fangos activos de oxidación prolongada de Loja, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario y en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de partículas de entrada como de salida, comprobándose en este caso como



relativamente en la entrada del tratamiento secundario tiene más peso las partículas de mayor tamaño que a la salida. En la c) se muestra la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas y en d) la función distribución de número de partículas, donde se aprecia el efecto del tratamiento secundario sobre ambas distribuciones.

Tabla 26. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Loja.

FECHA	MUESTRA 1 24/08/2008	MUESTRA 2 10/12/2008	MUESTRA 3 12/02/2009	MUESTRA 4 25/02/2009	MUESTRA 5 09/03/2009	MUESTRA 6 23/03/2009	MUESTRA 7 24 04 2009	MUESTRA 8 04/05/2009	MUESTRA 9 13 05 2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
N° Observaciones	56	42	71	41	54	49	64	65	39	38	51,90	11,97
Rango estudio., $\mu\text{m}$	1-58	1-44	1-64	1-44	1-47	1-44	1-86	1-72	1-35	1-30		
A	20.759	18.906	10.449	17.830	20.656	39.239	64.420	195.135	32.460	178.043	59.790	68.649
b	1,096	1,548	1,001	1,699	1,188	1,595	1,493	1,560	2,292	2,121	1,559	0,414
R <sup>2</sup>	0,911	0,943	0,926	0,971	0,893	0,960	0,965	0,971	0,952	0,968	0,946	0,027
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	27,05	15,61	40,24	17,28	30,91	20,07	28,09	18,36	11,83	9,75	21,920	9,475
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	10,09	3,76	4,14	2,41	3,53	2,13	2,76	4,53	1,97	3,25	3,857	2,351
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	4,02	3,09	4,77	3,15	4,26	3,39	3,72	3,24	2,71	2,55	3,490	0,701
SS., mg/L	763	1189	46	20	21	19	48	148	108	456	281,66	401,08
DQO, mg/L	1403,37	836,70	73,37	44,00	110,67	24,00	144,00	167,33	240,67	774,45	381,85	464,03
Turbidez, NTU	26	20	22	10	28	44	62	188	90	76	56,60	53,13
Color <sub>436 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	2,8	1,6	2,4	0,8	1,4	2,0	2,8	3,0	5,6	21,0	4,34	6,00
Color <sub>525 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	1,8	0,6	1,8	0,6	1,0	1,2	1,6	1,6	3,2	16,0	2,94	4,65
Color <sub>620 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	1,2	0,4	1,4	0,4	0,6	1,0	1,2	1,2	2,2	13,0	2,26	3,81
pH	7,40	8,02	7,63	7,92	7,98	7,80	8,11	8,21	8,32	8,02	7,94	0,27
Conductividad, $\mu\text{S}$	851	712	652	567	649	684	724	756	838	664	709,70	87,50

**Tabla 27. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Loja.**

FECHA	MUESTRA 1 24/08/2008	MUESTRA 2 10/12/2008	MUESTRA 3 12/02/2009	MUESTRA 4 25/02/2009	MUESTRA 5 09/03/2009	MUESTRA 6 23/03/2009	MUESTRA 7 24 04 2009	MUESTRA 8 04/05/2009	MUESTRA 9 13 05 2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
N° Observaciones	53	37	44	38	39	45	46	49	32	38	42,10	6,37
Rango estudio., $\mu\text{m}$	1-44	1-44	1-44	1-35	1-37	1-44	1-58	1-47	1-30	1-44		
A	5.515	4.334	13.448	15.621	16.566	17.802	45.576	107.200	26.935	15.938	26.894	30.517
b	1,656	1,677	1,693	1,801	1,869	1,787	1,980	1,970	2,270	2,050	1,875	0,194
R <sup>2</sup>	0,954	0,932	0,974	0,979	0,973	0,977	0,986	0,983	0,971	0,972	0,970	0,016
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	17,26	20,20	16,45	13,77	13,73	16,45	14,02	14,05	9,79	12,82	14,855	2,849
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	2,70	2,48	2,60	2,72	2,26	2,32	2,38	2,32	2,02	2,07	2,388	0,241
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	3,11	3,32	3,12	2,88	2,87	3,09	2,80	2,81	2,46	2,69	2,916	0,250
SS., mg/L	12	6	2	6	5	5	5	27	19	6	9,30	7,86
DQO, mg/L	226,70	73,37	10,03	27,33	87,33	10,67	24,00	64,00	57,33	77,90	65,87	63,25
Turbidez, NTU	4	6	8	6	10	12	12	58	16	4	13,60	16,08
Color <sub>436 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	2,8	3,4	2,0	0,8	1,8	1,8	2,0	3,6	2,4	1,6	2,22	0,85
Color <sub>525 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	1,6	2,6	1,4	0,6	1,2	1,2	1,2	2,2	1,2	1,2	1,44	0,57
Color <sub>620 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	1,4	2,0	1,0	0,4	0,8	1,0	0,8	1,6	0,8	1,0	1,08	0,46
pH	7,56	8,00	7,78	8,10	7,85	7,88	7,96	7,93	7,91	7,96	7,89	0,15
Conductividad, $\mu\text{S}$	870	780	690	591	696	724	760	817	767	689	738,40	78,19

**Tabla 28. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Loja.**

FECHA	MUESTRA 1 24/08/2008	MUESTRA 2 10/12/2008	MUESTRA 3 12/02/2009	MUESTRA 4 25/02/2009	MUESTRA 5 09/03/2009	MUESTRA 6 23/03/2009	MUESTRA 7 24 04 2009	MUESTRA 8 04/05/2009	MUESTRA 9 13 05 2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	3,764	4,362	0,777	1,141	1,247	2,204	1,413	1,820	1,205	11,171	2,911	2,973
$b_{ent}/b_{sal}$	0,662	0,923	0,591	0,943	0,636	0,893	0,754	0,792	1,010	1,035	0,824	0,151
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	1,567	0,773	2,446	1,255	2,250	1,220	2,004	1,307	1,208	0,761	1,479	0,552
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	3,744	1,514	1,592	0,884	1,562	0,916	1,158	1,955	0,975	1,568	1,587	0,793
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	1,292	0,932	1,529	1,093	1,483	1,098	1,326	1,154	1,101	0,947	1,195	0,195
$SS_{ent}/SS_{sal}$	63,542	198,095	23,000	3,333	4,200	3,800	9,600	5,464	5,684	76,000	39,272	58,617
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	6,190	11,404	7,312	1,610	1,267	2,250	6,000	2,615	4,198	9,942	5,279	3,343
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	6,500	3,333	2,750	1,667	2,800	3,667	5,167	3,241	5,625	19,000	5,375	4,753
$Co_{ent}/Co_{sal\ 430\ \mu m}$	1,000	0,471	1,200	1,000	0,778	1,111	1,400	0,833	2,333	13,125	2,325	3,630
$Co_{ent}/Co_{sal\ 525\ \mu m}$	1,125	0,231	1,286	1,000	0,833	1,000	1,333	0,727	2,667	13,333	2,354	3,708
$Co_{ent}/Co_{sal\ 620\ \mu m}$	0,857	0,200	1,400	1,000	0,750	1,000	1,500	0,750	2,750	13,000	2,321	3,617
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	57,54%	73,14%	34,38%	25,21%	54,58%	68,17%	55,09%	51,08%	10,81%	87,34%	51,73%	22,92%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	81,90%	78,60%	21,75%	16,54%	46,42%	58,77%	44,13%	54,80%	16,41%	90,81%	51,01%	27,25%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	97,91%	87,19%	94,43%	24,24%	95,08%	73,00%	84,18%	90,89%	31,36%	94,72%	77,30%	27,11%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	98,68%	85,99%	97,52%	37,15%	96,07%	76,71%	86,19%	85,40%	13,40%	89,48%	76,66%	28,44%

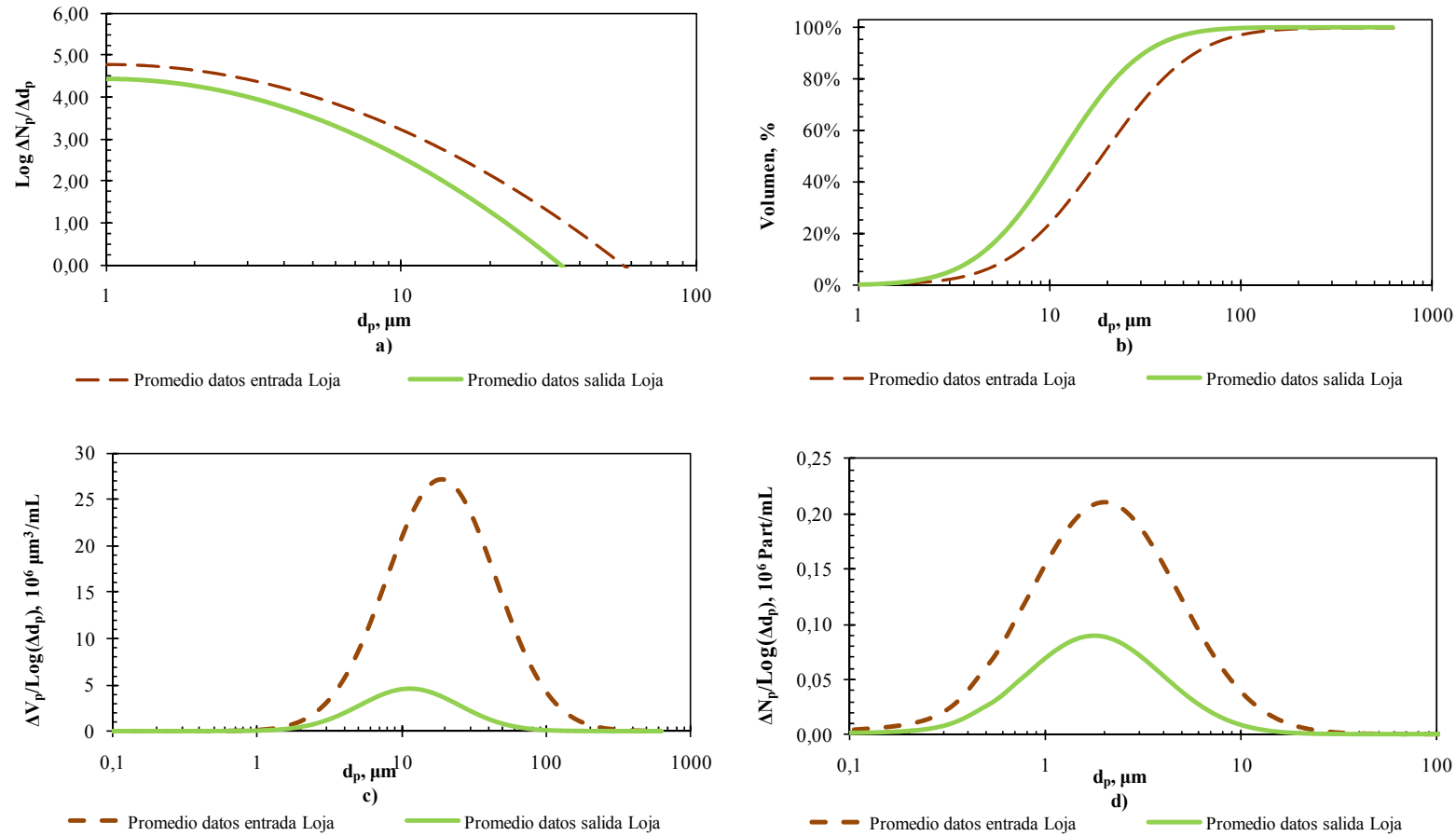


Figura 66. Graficas para datos promedio de la planta de Loja. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.

#### **7.4.4. Biorreactores de membrana, San Pedro del Pinatar.**

En la Tabla 29 se muestran los valores de los distintos parámetros de los muestreos de entrada para el tratamiento de biorreactores de membrana de San Pedro del Pinatar, mientras que en la Tabla 30 se aparecen los datos de salida. En el anexo de gráficas figuran los ajustes de la DTP realizados a todos los muestreos de la planta de biorreactores de membrana de San Pedro del Pinatar.

Al igual que en los casos anteriores, aparecen un muestreo sombreado, siendo en este caso el número 4, tanto en la Tabla 29 como en la Tabla 30, debido a que a éste se le realizó el análisis de SEM/EDX que se comentará en el apartado 0, igualmente indicar que el rango de tamaño de partículas en estudio viene determinado en cada caso en función del tamaño de corte donde no se detectaban partículas.

En la Tabla 31 se muestra la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros que servirán para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados. Este tratamiento mostró unos altos rendimientos de depuración y al evaluar los promedios de rendimientos de eliminación de masa y de número de partículas los promedios de ambos fueron mayores del 98% siendo ligeramente superior la eliminación en masa, indicando una mayor efectividad en la eliminación de partículas de mayor tamaño, hecho que se corrobora por el aumento del parámetro “b” a la salida del tratamiento secundario.

Este efecto puede ser debido a que en el sistema de biorreactores de membrana existe una separación física de las partículas mediante las membranas de ultrafiltración.

En la Figura 67 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de biorreactores de membrana de San Pedro del Pinatar, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario y en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de tamaño de partículas de entrada como de salida, comprobándose en este caso como relativamente en la entrada del tratamiento secundario tiene más peso las partículas de mayor tamaño que a la salida. En c) aparece la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas y en d) la función distribución de número de partículas, donde se aprecia el efecto del tratamiento

secundario sobre ambas distribuciones. Además la gran separación existente entre las curvas de entrada y salida tanto en la Figura 66 a), c) y d) da una idea del gran rendimiento en eliminación de partículas que tiene este tratamiento, quedando estos rendimientos también plasmados en los demás parámetros de tratamiento, como son la DQO, SS, turbidez y color.

**Tabla 29. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de San Pedro del Pinatar.**

FECHA	MUESTRA 1 17/12/2008	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 25/02/2009	MUESTRA 4 23/04/2009	MUESTRA 5 30/04/2009	MUESTRA 6 15/05/2009	MUESTRA 7 18/05/2009	MUESTRA 8 16/06/2009	MUESTRA 9 23/06/2009	MUESTRA 10 25/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	69	69	58	40	66	33	38	43	46	39	50,10	13,99
Rango estudio., $\mu\text{m}$	0,2-72	1-72	1-58	1-58	1-58	0,2-30	1-44	1-51	1-48	1-58		
A	183.765	180.457	262.724	50.121	97.739	10.420	152.185	329.697	165.203	96.768	152.908	95.592
b	1,380	1,365	1,600	1,920	1,390	1,780	2,240	2,110	1,970	2,070	1,783	0,329
R <sup>2</sup>	0,969	0,964	0,977	0,978	0,958	0,970	0,987	0,982	0,967	0,978	0,973	0,009
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	25,92	26,26	17,36	14,36	28,18	12,97	10,2	10,35	12,81	12,29	17,070	7,022
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	3,90	4,00	3,84	2,50	2,89	2,51	5,6	2,94	2,52	2,44	3,314	1,019
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	3,84	3,86	3,21	2,84	3,88	2,84	4	2,53	2,71	2,68	3,239	0,592
SS., mg/L	332	190	363	137	186	54	247	938	680	44	317,05	285,60
DQO, mg/L	463,37	383,37	744,00	40,67	260,67	195,14	626,17	998,59	943,41	198,59	485,40	330,91
Turbidez, NTU	186	190	340	76	150	68	178	406	326	62	198,200	121,566
Color <sub>436 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	13,0	10,2	14,2	4,8	15,8	4,0	20,8	3,2	9,4	9,0	10,440	5,634
Color <sub>525 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	8,8	5,6	8,0	2,8	10,0	2,2	13,2	1,4	6,0	5,6	6,360	3,720
Color <sub>620 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	6,8	4,0	5,4	1,8	7,0	1,6	9,6	1,0	4,2	4,0	4,540	2,726
pH	7,50	7,56	7,49	7,87	7,85	7,53	7,65	6,83	6,91	7,14	7,433	0,360
Conductividad, $\mu\text{S}$	4.220	4.660	4.120	4.450	4.730	5.300	4.360	5.340	5.530	6.670	4.938,00	783,18



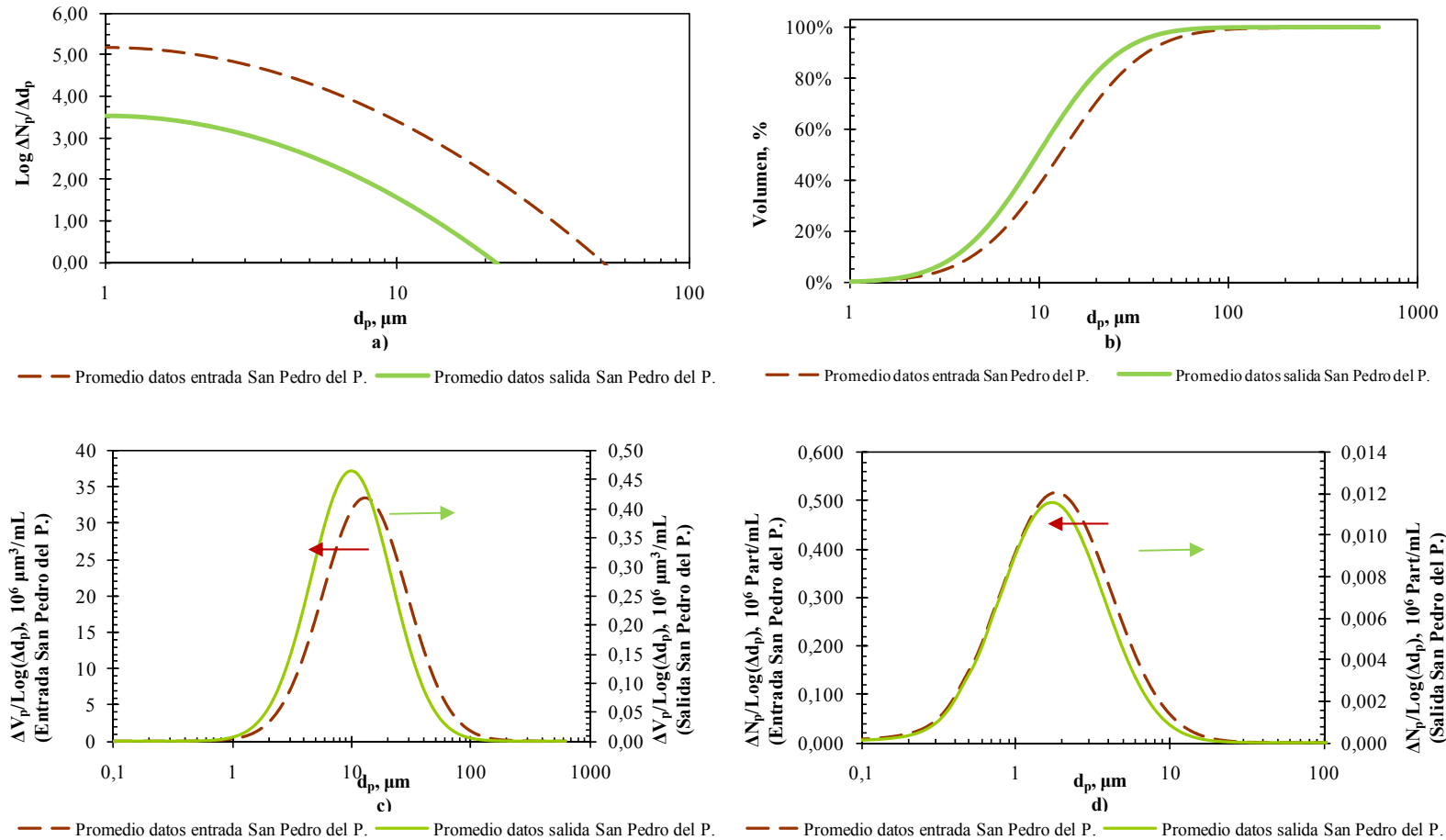
Tabla 30. Resumen de datos de salida del reactor biológico de San Pedro del Pinatar.

FECHA	MUESTRA 1 17/12/2008	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 25/02/2009	MUESTRA 4 23/04/2009	MUESTRA 5 30/04/2009	MUESTRA 6 15/05/2009	MUESTRA 7 18/05/2009	MUESTRA 8 16/06/2009	MUESTRA 9 23/06/2009	MUESTRA 10 25/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	35	35	31	28	31	33	30	32	50	27	33,20	6,46
Rango estudio., $\mu\text{m}$	1-30	1-30	1-28	1-30	1-30	1-44	1-23	1-40	1-46	1-46		
A	13.177	13.163	1.799	919	325	242	490	1.158	3.294	592	3.516	5.167
b	2,040	2,031	1,560	1,840	1,890	1,790	2,030	2,380	1,780	2,480	1,982	0,279
R <sup>2</sup>	0,961	0,960	0,965	0,926	0,949	0,958	0,957	0,932	0,957	0,881	0,945	0,026
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	12,22	12,28	13,36	12,70	12,61	15,21	11,07	12,29	19,56	12	13,330	2,439
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	1,81	1,81	2,89	2,29	2,12	2,57	2,03	1,47	1,89	1,35	2,023	0,471
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	2,76	2,76	2,99	3,07	2,91	3,03	2,63	2,55	3,25	2,64	2,859	0,226
SS., mg/L	7	19	18	9	7	7	1	0	7	6	8,08	6,08
DQO, mg/L	10,03	33,37	54,00	6,00	7,33	4,86	15,83	26,17	15,83	5,48	15,72	18,22
Turbidez, NTU	n.d.	2	2	32	n.d.	n.d.	n.d.	42	6	2	8,60	15,26
Color <sub>436 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	1,4	2,2	3,2	2,2	2,4	2,6	2,4	2,2	3,0	3,4	2,50	0,58
Color <sub>525 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	0,6	1,0	1,8	1,2	1,4	1,4	1,2	0,8	1,6	1,6	1,26	0,38
Color <sub>620 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	0,4	0,6	1,2	0,6	0,8	0,8	0,6	0,6	1,0	1,2	0,78	0,27
pH	7,26	7,75	7,64	7,81	7,87	7,89	7,87	7,69	7,60	7,69	7,71	0,19
Conductividad, $\mu\text{S}$	6.250	5.310	4.250	4.060	4.150	4.470	4.460	4.210	4.240	4.690	4.609,00	680,58

n.d.: No detectado

**Tabla 31. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de San Pedro del Pinatar.**

FECHA	MUESTRA 1 17/12/2008	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 25/02/2009	MUESTRA 4 23/04/2009	MUESTRA 5 30/04/2009	MUESTRA 6 15/05/2009	MUESTRA 7 18/05/2009	MUESTRA 8 16/06/2009	MUESTRA 9 23/06/2009	MUESTRA 10 25/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	13,946	13,709	146,039	54,539	300,735	43,058	310,582	284,712	50,153	163,459	138,093	115,343
$b_{ent}/b_{sal}$	0,676	0,672	1,026	1,043	0,735	0,994	1,103	0,887	1,107	0,835	0,908	0,162
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	2,121	2,137	1,299	1,131	2,235	0,853	0,921	0,842	0,655	1,024	1,322	0,576
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	2,155	2,208	1,329	1,092	1,363	0,977	2,759	2,000	1,333	1,807	1,702	0,545
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	1,391	1,396	1,074	0,925	1,333	0,937	1,521	0,992	0,834	1,015	1,142	0,231
$SS_{ent}/SS_{sal}$	47,429	10,000	20,714	15,222	26,571	7,714	246,914	-	92,933	7,333	1,142	0,231
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	46,183	11,490	13,778	6,778	35,545	40,135	39,562	38,154	59,606	36,220	52,759	73,319
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	-	95,000	170,000	2,375	-	-	-	9,667	54,333	31,000	32,747	15,932
$CO_{ent}/CO_{sal\ 430\ \mu m}$	9,286	4,636	4,438	2,182	6,583	1,538	8,667	1,455	3,133	2,647	4,456	2,708
$CO_{ent}/CO_{sal\ 525\ \mu m}$	14,667	5,600	4,444	2,333	7,143	1,571	11,000	1,750	3,750	3,500	5,576	4,057
$CO_{ent}/CO_{sal\ 620\ \mu m}$	17,000	6,667	4,500	3,000	8,750	2,000	16,000	1,667	4,200	3,333	6,712	5,295
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	92,90%	97,65%	99,92%	97,60%	99,77%	97,88%	99,62%	99,47%	97,16%	99,89%	98,19%	2,16%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	94,83%	97,40%	99,93%	98,10%	99,74%	97,69%	99,65%	99,68%	97,83%	99,47%	98,43%	1,60%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	99,46%	98,93%	99,96%	97,71%	99,94%	97,45%	99,54%	99,90%	97,59%	99,77%	99,03%	1,04%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	99,28%	98,99%	99,92%	97,72%	99,95%	97,77%	99,48%	99,80%	96,54%	99,73%	98,92%	1,17%



**Figura 67. Graficas para datos promedio de la planta de San Pedro del Pinatar. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.**

#### **7.4.5. Lechos Bacterianos, Beas de Granada.**

En la Tabla 32 se muestran los datos de los muestreos de entrada para el tratamiento de lechos bacterianos de Loja, mientras que en la Tabla 33 se muestran los datos de salida, pudiéndose ver las gráficas de ajuste donde se obtienen los parámetros característicos de las diferentes DTP en el anexo de gráficas.

En este caso el muestreo 6 fue el seleccionado para el análisis SEM/EDX que desvelará la naturaleza de la materia particulada presente tanto en el agua de entrada como de salida al tratamiento biológico.

En la Tabla 34 se muestra la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros que servirán para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados. Al evaluar los promedios de rendimientos de eliminación, se aprecia como son muy similares tanto ponderados en masa como en volumen, de hecho se aprecia como el parámetro “b” prácticamente no varía por efecto del tratamiento secundario.

En la Figura 68 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de lechos bacterianos de Beas de Granada, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario y en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de partículas de entrada como de salida, comprobándose como prácticamente no cambia el perfil de distribución de tamaños. En c) aparece la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas y en d) la función distribución de número de partículas, donde se aprecia el efecto del tratamiento secundario sobre ambas distribuciones.

**Tabla 32. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Beas de Granada.**

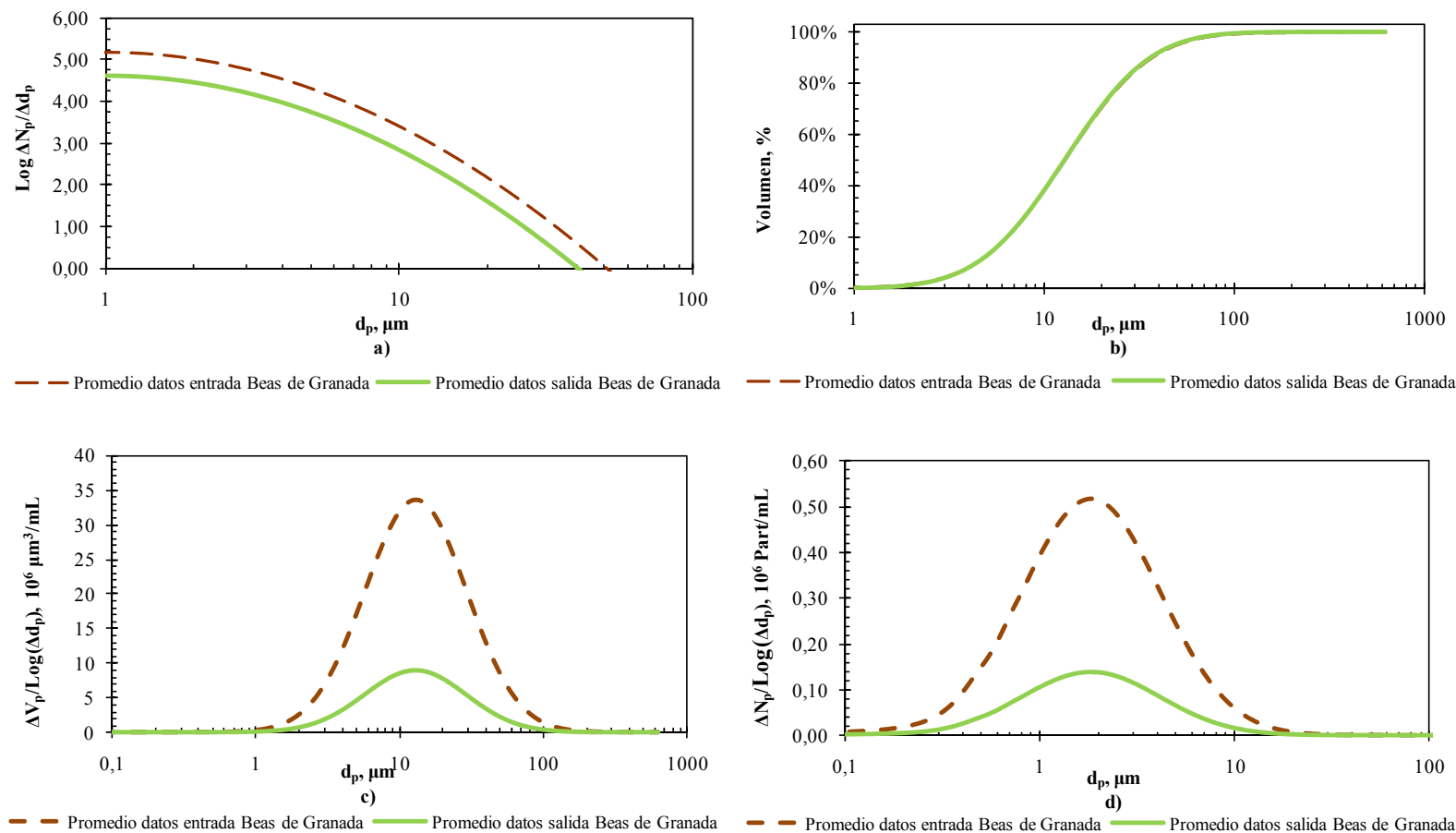
FECHA	MUESTRA 1 12/06/2008	MUESTRA 2 17/12/2008	MUESTRA 3 18/02/2009	MUESTRA 4 06/03/2009	MUESTRA 5 26/03/2009	MUESTRA 6 01/04/2009	MUESTRA 7 21/04/2009	MUESTRA 8 27/04/2009	MUESTRA 9 08/05/2009	MUESTRA 10 15/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	71	70	58	46	60	44	51	54	46	38	53,80	11,00
Rango estudio, µm	2-86	1-72	1-58	1-44	1-58	1-48	1-50	1-58	1-44	1-35		
A	277.562	147.660	172.559	134.277	135.158	111.731	119.969	135.867	230.570	56.786	152.214	62.318
b	1,661	1,388	1,685	1,857	1,538	1,971	1,818	1,870	1,907	2,103	1,780	0,213
R <sup>2</sup>	0,920	0,963	0,986	0,985	0,942	0,973	0,972	0,982	0,992	0,971	0,969	0,022
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, µm	24,45	32,11	18,93	14,56	26,521	14,58	16,25	16,19	12,88	12,11	18,858	6,646
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	6,49	2,77	2,66	2,52	2,56	2,12	2,23	2,15	2,66	2,05	2,819	1,315
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, µm	3,80	4,14	3,21	2,91	3,81	2,83	2,95	2,92	2,76	2,63	3,195	0,527
SS., mg/L	200	122	100	50	97	36	47	50	114	148	96,40	52,46
DQO, mg/L	636,56	263,37	256,00	146,00	256,00	246,00	109,33	179,33	216,00	253,14	256,17	143,79
Turbidez, NTU	44,00	214,00	198,00	84,00	160,00	90,00	92,00	112,00	196,00	244,00	143,40	67,51
Color <sub>436 µm</sub> , Abs.	2,2	5,6	6,0	2,0	6,8	5,6	4,2	5,0	8,8	9,4	5,56	2,43
Color <sub>525 µm</sub> , Abs.	1,2	3,2	3,6	1,0	3,8	3,4	2,2	2,8	5,2	5,8	3,22	1,54
Color <sub>620 µm</sub> , Abs.	0,8	2,2	2,6	0,6	2,6	2,6	1,4	2,0	2,8	4,0	2,16	1,02
pH	7,9	7,9	8,2	8,3	8,2	8,2	8,3	8,3	8,3	8,3	8,19	0,16
Conductividad, µS	721	1.282	912	827	911	834	855	839	941	944	906,60	147,89

**Tabla 33. Resumen de datos de salida del reactor biológico de Beas de Granada.**

FECHA	MUESTRA 1 12/06/2008	MUESTRA 2 17/12/2008	MUESTRA 3 18/02/2009	MUESTRA 4 06/03/2009	MUESTRA 5 26/03/2009	MUESTRA 6 01/04/2009	MUESTRA 7 21/04/2009	MUESTRA 8 27/04/2009	MUESTRA 9 08/05/2009	MUESTRA 10 15/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	53	61	60	46	50	50	50	44	43	33	49,00	8,23
Rango estudio., µm	1,6-58	1-58	1-58	1-44	1-44	1-45	1-58	1-44	1-44	1-44		
A	45.081	48.867	24.145	67.906	27.354	45.215	31.227	20.614	90.097	11.304	41.181	23.790
b	1,765	1,463	1,490	1,964	1,631	1,763	1,814	1,834	2,029	2,094	1,785	0,212
R <sup>2</sup>	0,952	0,974	0,969	0,979	0,975	0,972	0,977	0,934	0,988	0,970	0,969	0,015
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, µm	15,61	24,55	26,21	13,37	19,503	17,12	19,41	19,43	11,52	12,58	17,931	4,897
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	5,23	2,99	2,70	2,48	2,400	2,33	5,30	2,07	2,57	2,16	3,022	1,210
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, µm	3,12	3,67	3,72	2,76	3,283	3,11	3,58	3,11	2,60	2,73	3,168	0,399
SS., mg/L	12	10	11	13	9	15	7	7	24	24	13,20	6,21
DQO, mg/L	20,03	26,70	89,33	52,67	36,00	36,00	6,00	26,00	6,00	4,86	30,36	25,85
Turbidez, NTU	68,00	28,00	18,00	28,00	16,00	24,00	10,00	12,00	44,00	24,00	27,20	17,34
Color <sub>436 µm</sub> Abs.	1,6	2,0	1,8	1,8	1,8	1,6	0,8	1,2	2,8	2,8	1,82	0,62
Color <sub>525 µm</sub> Abs.	0,8	1,0	1,4	1,0	1,0	1,0	0,4	0,8	1,8	1,6	1,08	0,41
Color <sub>620 µm</sub> Abs.	0,4	0,8	1,0	0,6	0,8	0,6	0,2	0,6	0,4	1,0	0,64	0,26
pH	7,9	7,9	8,2	8,5	8,3	8,3	8,5	8,4	8,4	8,3	8,26	0,20
Conductividad, µS	767	1.235	836	786	822	765	802	755	796	816	838,00	141,96

**Tabla 34. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Beas de Granada.**

FECHA	MUESTRA 1 12/06/2008	MUESTRA 2 17/12/2008	MUESTRA 3 18/02/2009	MUESTRA 4 06/03/2009	MUESTRA 5 26/03/2009	MUESTRA 6 01/04/2009	MUESTRA 7 21/04/2009	MUESTRA 8 27/04/2009	MUESTRA 9 08/05/2009	MUESTRA 10 15/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	6,157	3,022	7,147	1,977	4,941	2,471	3,842	6,591	2,559	5,024	4,373	1,769
$b_{ent}/b_{sal}$	0,941	0,949	1,131	0,945	0,943	1,118	1,002	1,020	0,940	1,004	0,999	0,069
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	1,566	1,308	0,722	1,089	1,360	0,852	0,837	0,833	1,118	0,962	1,065	0,261
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	1,241	0,926	0,985	1,013	1,066	0,909	0,421	1,042	1,032	0,949	0,958	0,200
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	1,218	1,128	0,863	1,055	1,159	0,910	0,823	0,939	1,060	0,964	1,012	0,126
$SS_{ent}/SS_{sal}$	16,667	12,200	9,091	3,846	10,778	2,400	6,714	7,143	4,750	6,167	7,010	3,030
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	31,775	9,864	2,866	2,772	7,111	6,833	18,222	6,897	36,000	52,064	15,848	16,112
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	0,647	7,643	11,000	3,000	10,000	3,750	9,200	9,333	4,455	10,167	7,616	2,893
$Co_{ent}/Co_{sal\ 430\ \mu m}$	1,375	2,800	3,333	1,111	3,778	3,500	5,250	4,167	3,143	3,357	3,181	1,160
$Co_{ent}/Co_{sal\ 525\ \mu m}$	1,500	3,200	2,571	1,000	3,800	3,400	5,500	3,500	2,889	3,625	3,099	1,187
$Co_{ent}/Co_{sal\ 620\ \mu m}$	2,000	2,750	2,600	1,000	3,250	4,333	7,000	3,333	7,000	4,000	3,727	1,868
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	64,94%	73,84%	82,00%	49,60%	81,81%	56,51%	74,59%	82,73%	61,60%	81,56%	70,92%	12,02%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	84,63%	71,04%	84,43%	51,66%	80,76%	55,71%	73,93%	84,59%	62,80%	80,03%	72,96%	12,35%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	86,42%	79,03%	72,12%	59,66%	89,45%	27,33%	71,03%	81,87%	69,77%	75,36%	71,20%	17,70%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	88,53%	78,91%	69,77%	62,32%	85,98%	26,56%	73,67%	83,15%	71,48%	79,67%	72,00%	17,85%



**Figura 68. Graficas para datos promedio de la planta de Beas de Granada. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.**



#### **7.4.6. Lechos Bacterianos, Huétor Santillán.**

En la Tabla 35 se muestran los valores de los distintos parámetros estudiados de los muestreos de entrada para el tratamiento de lechos bacterianos de Huétor Santillán, mientras que en la Tabla 36 se muestran los datos de salida, las diferentes representaciones gráficas de cada muestreo aparecen en el anexo de gráficas. Al igual que el caso anterior se seleccionó el muestreo 6 para el análisis SEM/EDX.

En la Tabla 37 se muestra la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros que servirán para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados, a diferencia del tratamiento de lechos bacterianos de Beas de Granada, este tratamiento mostró un mayor rendimiento en eliminación en masa de partículas que en número, lo que indica que el tratamiento es más efectivo en la eliminación de partículas de mayor tamaño, pudiéndose comprobar con el aumento del parámetro “b” a la salida del tratamiento que muestra una mayor reducción del número de partículas de mayor tamaño. No obstante los valores de rendimiento de eliminación de partículas fueron muy similares a los que mostró la otra planta de lechos bacterianos estudiada.

En la Figura 69 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de lechos bacterianos de Huétor Santillán, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario y en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de partículas de entrada como de salida, comprobándose como en la entrada hay un mayor porcentaje de partículas de gran tamaño si se compara con la distribución de salida del tratamiento secundario. En c) la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas y en d) la función distribución de número de partículas, donde se aprecia el efecto del tratamiento secundario sobre ambas distribuciones.

**Tabla 35. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Huétor Santillán.**

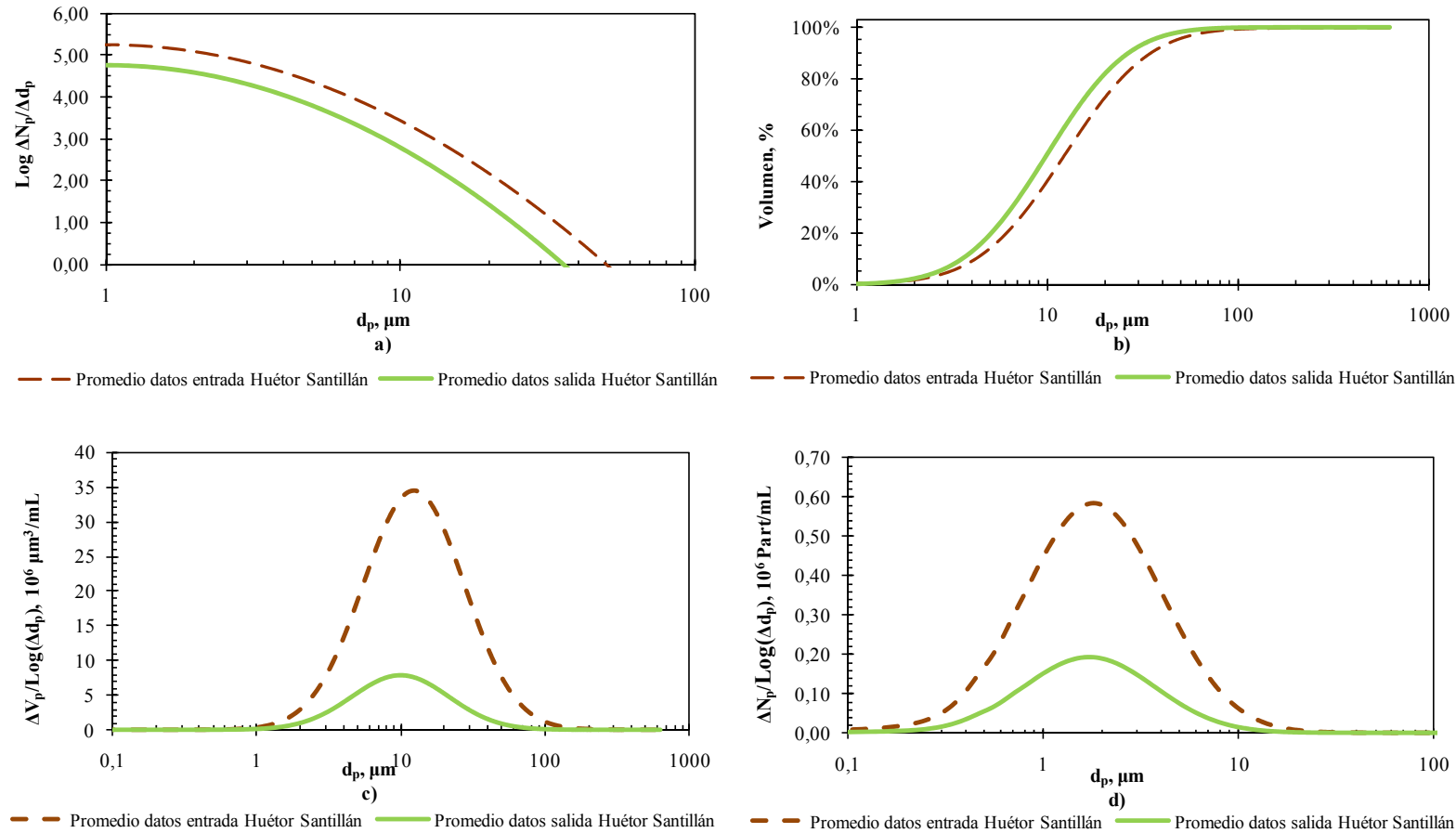
FECHA	MUESTRA 1 17/12/2008	MUESTRA 2 04/02/2009	MUESTRA 3 18/02/2009	MUESTRA 4 06/03/2009	MUESTRA 5 20/03/2009	MUESTRA 6 01/04/2009	MUESTRA 7 21/04/2009	MUESTRA 8 27/04/2009	MUESTRA 9 08/05/2009	MUESTRA 10 15/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	56	49	63	46	52	53	68	53	49	38	52,70	8,43
Rango estudio., $\mu\text{m}$	1-58	1-44	1-58	1-44	1-44	1-56	1-62	1-58	1-49	1-44		
A	225.789	166.765	195.060	206.957	197.321	138.882	137.393	226.745	189.854	44.697	172.946	54.897
b	1,744	1,952	1,643	1,971	1,692	1,845	1,439	1,868	1,889	2,120	1,816	0,193
R <sup>2</sup>	0,986	0,983	0,987	0,984	0,991	0,985	0,973	0,983	0,983	0,981	0,984	0,005
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	17,47	13,81	19,46	12,85	16,23	16,59	25,83	15,29	14,06	12,35	16,393	3,970
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	2,57	2,22	2,73	2,47	2,86	2,36	3,55	2,52	2,55	2,08	2,591	0,408
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	3,10	2,78	3,23	2,74	3,07	2,98	3,60	2,90	2,86	2,67	2,992	0,275
SS., mg/L	109	47	146	79	207	54	243	140	163	360	154,80	95,80
DQO, mg/L	333,37	150,03	356,00	299,33	422,67	186,00	429,33	359,33	342,67	294,52	317,33	90,60
Turbidez, NTU	212,00	128,00	300,00	176,00	166,00	132,00	336,00	200,00	188,00	182,00	202,00	67,17
Color <sub>436 nm</sub> , Abs.	10,4	5,4	9,6	7,8	7,8	4,8	12,4	8,4	9,6	4,6	8,08	2,56
Color <sub>525 nm</sub> , Abs.	5,8	3,0	5,6	4,6	4,6	2,6	7,0	4,8	5,8	2,6	4,64	1,50
Color <sub>620 nm</sub> , Abs.	4,2	2,0	3,8	3,2	3,2	2,0	4,6	3,6	3,4	1,8	3,18	0,96
pH	8,3	8,3	8,5	8,4	8,4	8,5	8,7	8,6	8,5	8,5	8,45	0,13
Conductividad, $\mu\text{S}$	963	790	725	788	721	614	820	747	760	704	763,20	90,53

**Tabla 36. Resumen de datos de salida de Huétor Santillán.**

FECHA	MUESTRA 1 17/12/2008	MUESTRA 2 04/02/2009	MUESTRA 3 18/02/2009	MUESTRA 4 06/03/2009	MUESTRA 5 20/03/2009	MUESTRA 6 01/04/2009	MUESTRA 7 21/04/2009	MUESTRA 8 27/04/2009	MUESTRA 9 08/05/2009	MUESTRA 10 15/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	57	47	44	45	50	42	46	52	48	32	46,30	6,62
Rango estudio., µm	1-58	1-44	1-44	1-44	1-44	1-45	1'56	1-54	1-58	1-30		
A	45.517	89.924	78.124	46.510	74.841	48.334	54.390	93.115	44.495	18.584	59.383	23.692
b	1,774	1,994	1,998	1,956	1,809	2,119	1,990	1,909	1,875	2,383	1,981	0,173
R <sup>2</sup>	0,933	0,991	0,980	0,984	0,979	0,981	0,963	0,977	0,972	0,971	0,973	0,016
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, µm	21,77	12,95	13,04	14,03	15,83	12,20	15,62	15,98	18,23	9,34	14,898	3,449
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	2,06	2,25	2,16	2,13	2,30	1,93	1,98	2,18	2,12	1,75	2,086	0,161
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, µm	3,35	2,75	2,77	2,82	2,95	2,66	2,81	2,87	3,13	2,39	2,849	0,260
SS., mg/L	35	41	35	15	41	20	32	46	16	21	30,20	11,32
DQO, mg/L	136,70	83,37	209,33	82,67	169,33	46,00	6,00	202,67	102,67	22,67	106,14	71,95
Turbidez, NTU	96,00	100,00	112,00	46,00	116,00	66,00	68,00	140,00	44,00	40,00	82,80	34,78
Color <sub>436 µm</sub> Abs.	5,0	4,6	13,0	3,2	12,4	6,8	5,8	14,8	6,0	3,2	7,48	4,28
Color <sub>525 µm</sub> Abs.	2,8	3,2	8,8	2,2	8,0	2,4	3,8	9,6	3,8	1,6	4,62	2,99
Color <sub>620 µm</sub> Abs.	2,2	10,0	6,2	1,4	5,8	2,8	2,6	7,0	2,0	0,8	4,08	2,99
pH	7,6	7,7	8,1	8,0	8,0	8,2	7,9	8,1	8,4	8,3	8,03	0,23
Conductividad, µS	827	504	733	388	676	613	422	593	708	719	618,30	135,47

**Tabla 37. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Huétor Santillán.**

FECHA	MUESTRA 1 17/12/2008	MUESTRA 2 04/02/2009	MUESTRA 3 18/02/2009	MUESTRA 4 06/03/2009	MUESTRA 5 20/03/2009	MUESTRA 6 01/04/2009	MUESTRA 7 21/04/2009	MUESTRA 8 27/04/2009	MUESTRA 9 08/05/2009	MUESTRA 10 15/05/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	4,961	1,855	2,497	4,450	2,637	2,873	2,526	2,435	4,267	2,405	3,090	1,004
$b_{ent}/b_{sal}$	0,983	0,979	0,822	1,008	0,935	0,871	0,723	0,979	1,007	0,890	0,920	0,088
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	0,803	1,066	1,493	0,916	1,025	1,360	1,653	0,957	0,771	1,322	1,137	0,287
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	1,250	0,985	1,261	1,162	1,248	1,218	1,795	1,158	1,202	1,183	1,246	0,198
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	0,924	1,010	1,166	0,972	1,042	1,120	1,282	1,011	0,914	1,118	1,056	0,110
$SS_{ent}/SS_{sal}$	3,114	1,146	4,171	5,267	5,049	2,700	7,594	3,043	10,188	17,143	5,942	4,478
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	2,439	1,800	1,701	3,621	2,496	4,043	71,556	1,773	3,338	12,993	10,576	20,573
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	2,208	1,280	2,679	3,826	1,431	2,000	4,941	1,429	4,273	4,550	2,862	1,338
$Co_{ent}/Co_{sal\ 430\ \mu m}$	2,080	1,174	0,738	2,438	0,629	0,706	2,138	0,568	1,600	1,438	1,351	0,660
$Co_{ent}/Co_{sal\ 525\ \mu m}$	2,071	0,938	0,636	2,091	0,575	1,083	1,842	0,500	1,526	1,625	1,289	0,588
$Co_{ent}/Co_{sal\ 620\ \mu m}$	1,909	0,200	0,613	2,286	0,552	0,714	1,769	0,514	1,700	2,250	1,251	0,762
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	70,81%	51,63%	68,68%	74,18%	57,95%	68,81%	68,35%	51,79%	72,32%	58,14%	64,27%	8,53%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	80,13%	46,96%	65,87%	77,38%	64,11%	68,81%	69,87%	59,65%	76,42%	61,95%	67,11%	9,84%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	79,13%	48,44%	85,76%	79,36%	77,71%	83,72%	94,88%	68,62%	76,70%	78,44%	77,27%	12,20%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	81,73%	51,49%	86,32%	76,58%	74,01%	82,70%	94,11%	63,38%	75,62%	75,41%	76,13%	11,91%



**Figura 69. Graficas para datos promedio de la planta de Huétor Santillán. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.**

#### 7.4.7. Biodiscos, Palomares.

En la Tabla 38 se muestran los datos de los muestreos de entrada para el tratamiento de biodiscos ubicada en Palomares, mostrándose en la Tabla 39 los datos de salida, de todos los tratamientos analizados este fue el que mostró el mayor valor del parámetro A, densidad de partículas de tamaño de 1  $\mu\text{m}$  a la entrada, presentando también una gran variabilidad de valores tanto a la entrada como a la salida, también se aprecia como el tratamiento produce un gran incremento en el tamaño medio de partículas de la distribución de partículas al comparar la salida del tratamiento secundario respecto la entrada.

El muestreo 5, aparece sombreado tanto en la Tabla 38 y en la Tabla 39, porque se le realizó el análisis SEM/EDX.

En la Tabla 40 se muestra la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros empleados para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados, también se puede comprobar con la disminución del parámetro “b” a la salida del tratamiento que muestra una mayor reducción del número de partículas de menor tamaño, que conlleva el incremento del tamaño medio de las partículas de la distribución anteriormente mencionada. Además los valores de rendimiento de eliminación de partículas fueron de los menores de todos los tratamientos estudiados, siendo muy superior el rendimiento en eliminación en número de partículas que en masa.

Hay que destacar en cuanto a los valores de rendimientos en eliminación en masa y número de partículas para este tratamiento, que era uno de los que presentaba menores eficiencias, siendo además el tratamiento que tenía una mayor concentración de partículas a la entrada y a su vez una gran variabilidad, lo que lleva a pensar que el agua residual de entrada a este tratamiento sufre importantes modificaciones en su contenido en partículas, siendo difícil de observar el efecto del tratamiento biológico debido a la variabilidad mencionada.

Teniendo en cuenta que los muestreos a la entrada y salida del tratamiento biológico se realizaban de forma simultánea y que el tiempo de retención hidráulica debe ser de varias horas se podría justificar la aparición de algunos rendimientos en

eliminación de partículas negativas, que podrían asociarse a un incremento en la concentración de partículas a la entrada que no ha llegado a reflejarse a la salida por no haber transcurrido el tiempo de retención hidráulica desde dicha modificación. Para ser consistentes con el estudio de las demás plantas de depuración no se tuvieron en cuenta esos valores.

En el anexo de gráficas figura la representación gráfica de cada uno de los muestreos mostrándose en la Figura 70 la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de biodiscos de Palomares, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario, viéndose claramente la diferente pendiente de ambas distribuciones y en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de partículas de entrada como de salida, comprobándose como en la entrada hay un mayor porcentaje de partículas de menor tamaño si se compara con la distribución de salida del tratamiento secundario. En c) se muestra la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas donde se aprecia claramente el desplazamiento de la distribución hacia partículas de mayor tamaño y en d) la función distribución de número de partículas, comprobándose el efecto del tratamiento secundario sobre ambas distribuciones.

**Tabla 38. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Palomares.**

FECHA	MUESTRA 1 28/01/2009	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 06/03/2009	MUESTRA 4 19/03/2009	MUESTRA 5 03/04/2009	MUESTRA 6 23/04/2009	MUESTRA 7 29/04/2009	MUESTRA 8 06/05/2009	MUESTRA 9 22/05/2009	MUESTRA 10 22/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	47	52	49	35	36	38	35	25	32	41	39,00	8,33
Rango estudio., $\mu\text{m}$	2-72	2-58	1-44	2-44	2-44	2-45	2-44	2-31	2-34	1-44		
A	97.556	192.514	239.004	628.515	436.120	463.917	454.541	409.336	296.103	67.327	328.493	179.953
b	1,650	1,623	1,897	2,346	2,193	2,091	2,227	2,513	2,189	2,104	2,083	0,285
R <sup>2</sup>	0,940	0,984	0,954	0,966	0,979	0,981	0,988	0,976	0,972	0,939	0,968	0,018
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	18,10	17,69	11,74	9,59	10,20	10,72	9,72	7,21	9,59	15,26	11,982	3,726
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	3,86	3,82	3,16	3,26	2,99	3,07	2,91	2,67	2,88	1,62	3,024	0,628
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	3,08	3,13	2,73	2,49	2,50	2,54	2,42	2,14	2,42	2,76	2,622	0,308
SS., mg/L	88	93	67	100	110	143	147	113	133	133	112,80	26,28
DQO, mg/L	220,03	510,03	734,00	434,00	420,67	447,33	417,33	447,33	460,66	439,97	453,14	124,48
Turbidez, NTU	720	898	444	1190	1014	1374	564	968	1430	460	906,20	358,04
Color <sub>436 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	126,4	37,0	22,6	39,8	34,8	42,0	41,4	51,4	58,4	74,0	52,78	29,44
Color <sub>525 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	116,4	31,0	15,4	30,2	26,0	33,2	32,6	38,0	48,2	51,0	42,20	28,01
Color <sub>620 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	102,2	26,4	11,0	23,6	20,0	2,7	25,6	28,6	39,8	36,0	31,59	27,08
pH	7,6	8,0	7,9	8,0	7,9	7,8	7,8	7,8	8,0	7,3	7,79	0,21
Conductividad, $\mu\text{S}$	3.810	2.710	1.893	2.480	2.310	2.320	2.390	2.850	2.500	2.620	2.588,30	502,06



Tabla 39. Resumen de datos de salida de Palomares.

FECHA	MUESTRA 1 28/01/2009	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 06/03/2009	MUESTRA 4 19/03/2009	MUESTRA 5 03/04/2009	MUESTRA 6 23/04/2009	MUESTRA 7 29/04/2009	MUESTRA 8 06/05/2009	MUESTRA 9 22/05/2009	MUESTRA 10 22/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	63	62	50	53	61	56	56	40	54	33	52,80	9,67
Rango estudio., µm	1-64	1-58	1-50	1-44	1-58	1-72	1-58	1-42	0,2-58	1-26		
A	29.080	100.086	78.688	179.315	87.340	150.449	142.845	119.809	112.579	10.404	101.060	52.581
b	1,490	1,341	1,775	1,809	1,424	1,772	1,804	1,985	1,678	2,007	1,709	0,226
R <sup>2</sup>	0,958	0,911	0,959	0,967	0,934	0,971	0,979	0,952	0,940	0,968	0,954	0,020
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, µm	22,91	27,74	14,45	14,95	27,03	21,62	13,45	10,58	14,75	11,36	17,886	6,374
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	3,57	4,49	2,76	2,33	3,01	2,30	3,54	3,70	4,10	2,14	3,193	0,808
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, µm	3,45	3,98	2,95	2,95	3,86	3,28	2,86	2,66	2,92	2,64	3,155	0,474
SS., mg/L	40	60	30	37	63	107	63	97	77	43	61,67	25,64
DQO, mg/L	40,03	186,70	117,33	94,00	184,00	204,00	124,00	200,67	167,55	167,55	148,58	53,29
Turbidez, NTU	70	120	74	110	150	270	408	130	218	56	160,60	109,74
Color <sub>436 µm</sub> Abs.	16,8	11,0	6,8	10,2	7,4	12,6	7,6	7,4	12,0	14,4	10,62	3,38
Color <sub>525 µm</sub> Abs.	13,2	6,0	3,8	6,0	4,4	7,6	4,4	4,4	6,2	7,0	6,30	2,73
Color <sub>620 µm</sub> Abs.	9,2	3,6	2,8	4,0	3,0	5,2	2,4	2,2	4,0	4,6	4,10	2,03
pH	7,9	8,0	8,0	7,9	7,8	7,6	7,8	7,7	7,8	7,6	7,80	0,13
Conductividad, µS	3.690	2.660	1.624	2.320	2.260	2.080	2.370	2.720	2.450	2.550	2.472,40	531,05

**Tabla 40. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Palomares.**

FECHA	MUESTRA 1 28/01/2009	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 06/03/2009	MUESTRA 4 19/03/2009	MUESTRA 5 03/04/2009	MUESTRA 6 23/04/2009	MUESTRA 7 29/04/2009	MUESTRA 8 06/05/2009	MUESTRA 9 22/05/2009	MUESTRA 10 22/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	3,355	1,923	3,037	3,505	4,993	3,084	3,182	3,417	2,630	6,471	3,560	1,216
$b_{ent}/b_{sal}$	1,107	1,210	1,069	1,297	1,540	1,180	1,234	1,266	1,305	1,048	1,226	0,136
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	0,790	0,638	0,812	0,641	0,378	0,496	0,723	0,682	0,650	1,342	0,715	0,242
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	1,080	0,851	1,145	1,398	0,993	1,335	0,821	0,722	0,704	0,755	0,981	0,239
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	0,894	0,787	0,925	0,842	0,647	0,776	0,846	0,807	0,831	1,044	0,840	0,098
$SS_{ent}/SS_{sal}$	2,200	1,556	2,222	2,727	1,737	1,344	2,316	1,172	1,739	3,077	2,009	0,577
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	5,496	2,732	6,256	4,617	2,286	2,193	3,366	2,229	2,749	2,626	3,455	1,398
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	10,286	7,483	6,000	10,818	6,760	5,089	1,382	7,446	6,560	8,214	7,004	2,525
$CO_{ent}/CO_{sal\ 430\ \mu m}$	7,524	3,364	3,324	3,902	4,703	3,333	5,447	6,946	4,867	5,139	4,855	1,405
$CO_{ent}/CO_{sal\ 525\ \mu m}$	8,818	5,167	4,053	5,033	5,909	4,368	7,409	8,636	7,774	7,286	6,445	1,667
$CO_{ent}/CO_{sal\ 620\ \mu m}$	11,109	7,333	3,929	5,900	6,667	0,519	10,667	13,000	9,950	7,826	7,690	3,519
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	66,65%	29,39%	70,32%	24,62%	50,43%	41,66%	54,69%	61,06%	37,38%	89,33%	52,55%	20,04%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	67,37%	38,39%	65,24%	65,04%	71,35%	62,96%	62,90%	64,99%	52,95%	83,97%	63,52%	11,76%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	55,38%	<0%	68,03%	30,62%	<0%	34,02%	<0%	<0%	<0%	75,60%	<0%	77,21%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	42,42%	<0%	52,74%	<0%	<0%	23,27%	9,98%	14,99%	<0%	80,56%	<0%	65,86%

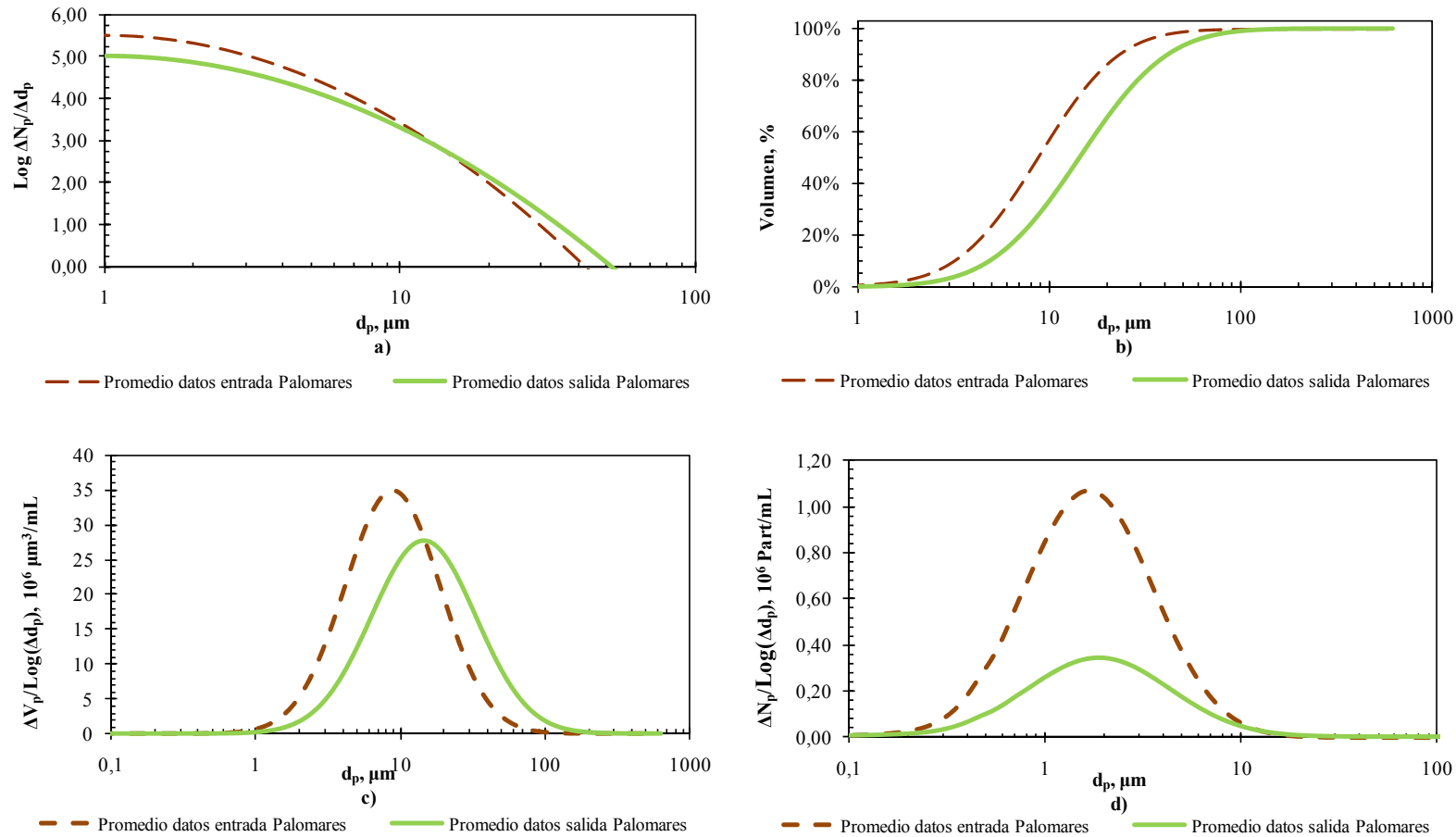


Figura 70. Graficas para datos promedio de la planta de Palomares. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.

#### **7.4.8. Biodiscos, Cuevas de Almanzora.**

Los datos de los muestreos de entrada para el tratamiento de biodiscos de Cuevas de Almanzora se muestran en la Tabla 41, mientras que en la Tabla 42 figuran los datos de salida, pudiéndose consultar las diferentes gráficas asociadas a estos muestreos en el anexo de gráficas. Este tratamiento presentó un menor valor del parámetro A y de variabilidad del mismo a la entrada del tratamiento biológico comparada con el tratamiento de biodiscos ubicado en Palomares.

Al igual que en el caso anterior se seleccionó el muestreo 5 para realizar el análisis SEM/EDX, que aportará información sobre la naturaleza de las partículas presentes en el agua tratada por ese tratamiento, pudiéndose consultar los resultados en el apartado 0.

La relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros que servirán para evaluar la efectividad del tratamiento y compararlo con el resto de los estudiados aparecen en la Tabla 43. Al evaluar los promedios de rendimientos de eliminación, se aprecia como son muy similares tanto ponderados en masa como en volumen, siendo los más bajos de todos los tratamientos estudiados, en este caso se comprobó un efecto diferente al estudiado en la planta de Palomares, habiendo una ligera reducción del tamaño medio de partícula a la salida del tratamiento a diferencia del acusado incremento de tamaño visto en el tratamiento anterior.

En la Figura 71 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de biodiscos de Cuevas de Almanzora, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario, en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de partículas de entrada como de salida, comprobándose como el perfil de distribución de tamaños es hacia tamaños ligeramente a la salida del tratamiento secundario. En la gráfica c) aparece la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas y en d) la función distribución de número de partículas, donde se aprecia el efecto del tratamiento secundario sobre ambas distribuciones.

**Tabla 41. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Cuevas de Almanzora.**

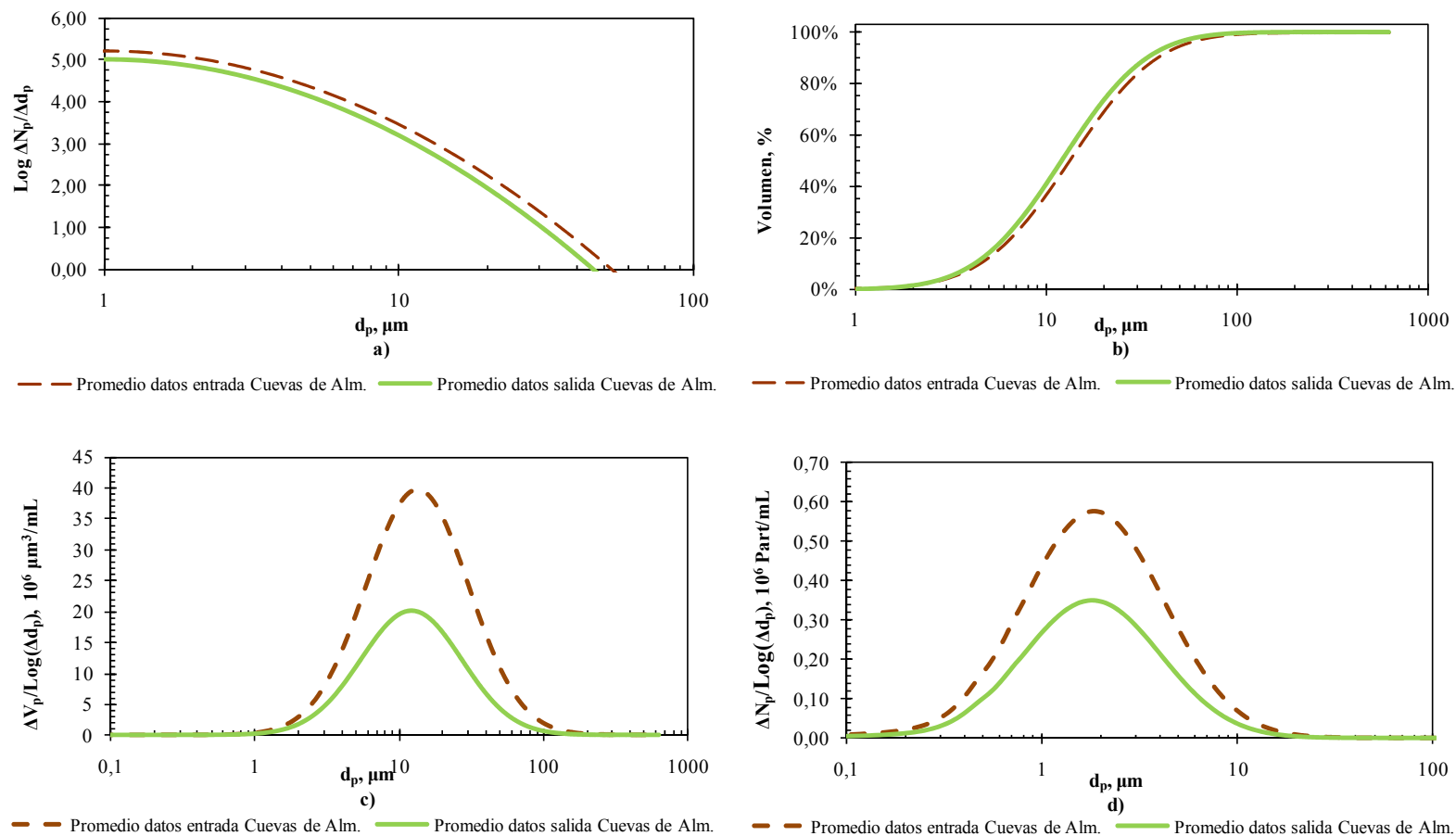
FECHA	MUESTRA 1 28/01/2009	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 06/03/2009	MUESTRA 4 19/03/2009	MUESTRA 5 23/04/2009	MUESTRA 6 29/04/2009	MUESTRA 7 06/05/2009	MUESTRA 8 14/05/2009	MUESTRA 9 22/05/2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	77	67	52	53	57	54	43	34	51	36	52,40	13,08
Rango estudio., µm	1-72	0,2-58	1-44	1-44	1-58	1-54	1-40	1-30	1-51	1-30		
A	226.750	105.932	130.731	152.596	130.487	238.946	226.097	50.447	193.501	238.803	169.429	65.156
b	1,399	1,257	1,627	1,400	1,585	1,754	2,203	2,304	1,645	2,426	1,760	0,410
R <sup>2</sup>	0,984	0,961	0,971	0,982	0,964	0,976	0,982	0,912	0,951	0,976	0,966	0,022
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, µm	27,42	29,91	19,74	21,56	20,94	17,67	10,85	10,71	16,63	9,17	18,461	6,969
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	3,30	3,22	2,33	3,19	2,57	2,45	1,96	1,35	3,64	1,80	2,581	0,748
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, µm	3,90	4,15	3,29	3,52	3,52	3,22	2,52	2,50	3,21	2,38	3,221	0,599
SS., mg/L	290	212	287	243	283	350	387	357	380	243	303,20	61,68
DQO, mg/L	400,03	1020,07	570,67	270,67	487,33	454,00	764,00	750,67	746,86	577,90	604,22	218,90
Turbidez, NTU	560	344	346	330	364	1340	542	768	754	576	592,40	309,69
Color <sub>436 µm</sub> Abs.	148,2	61,4	9,8	29,0	37,6	68,0	77,4	76,6	73,2	43,8	62,50	37,68
Color <sub>525 µm</sub> Abs.	120,6	43,0	5,6	18,4	25,2	47,2	54,8	53,6	51,2	30,6	45,02	31,26
Color <sub>620 µm</sub> Abs.	87,0	31,8	3,8	12,8	17,4	33,2	39,0	38,6	36,6	22,0	32,22	22,65
pH	7,26	7,37	7,59	7,62	7,53	8,16	7,51	7,66	7,58	7,32	7,56	0,25
Conductividad, µS	3.390	2.510	2.140	2.460	2.260	2.550	2.630	2.570	2.550	2.560	2.562,00	328,80

**Tabla 42. Resumen de datos de salida de Cuevas de Almanzora.**

FECHA	MUESTRA 1 28/01/2009	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 06/03/2009	MUESTRA 4 19/03/2009	MUESTRA 5 23/04/2009	MUESTRA 6 29/04/2009	MUESTRA 7 06/05/2009	MUESTRA 8 14/05/2009	MUESTRA 9 22/05/2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	59	66	52	50	63	49	43	34	53	41	51,00	9,98
Rango estudio., µm	1-58	0,2-58	1-44	1-44	1-58	1-72	1-40	1-42	1-16	1-32		
A	109.180	83.313	136.136	80.231	74.356	140.836	195.552	28.801	74.512	114.011	103.693	46.300
b	1,559	1,432	1,720	1,807	1,499	1,906	2,224	2,126	1,845	2,146	1,826	0,279
R <sup>2</sup>	0,943	0,955	0,976	0,967	0,951	0,964	0,974	0,947	0,977	0,948	0,960	0,013
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, µm	25,26	26,03	16,18	15,54	26,48	18,86	10,20	12,51	16,25	12,13	17,943	6,035
d <sub>p</sub> medio arit.- número, µm	1,98	2,68	2,69	2,23	2,36	1,90	1,94	1,59	1,97	1,59	2,094	0,392
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, µm	3,76	3,69	2,98	2,92	3,72	3,01	2,38	2,71	3,01	2,55	3,074	0,494
SS., mg/L	146	183	110	73	83	160	143	120	157	130	130,60	34,60
DQO, mg/L	100,03	340,03	300,67	147,33	197,33	264,00	307,33	284,00	346,86	295,14	258,27	82,90
Turbidez, NTU	246	114	184	118	184	118	352	432	448	430	262,60	139,69
Color <sub>436 µm</sub> Abs.	78,0	17,0	8,6	13,4	22,2	55,6	44,0	45,6	36,0	27,8	34,82	21,53
Color <sub>525 µm</sub> Abs.	50,4	10,6	5,0	8,2	14,4	38,8	30,2	30,6	24,0	19,2	23,14	14,51
Color <sub>620 µm</sub> Abs.	41,6	7,2	3,6	5,4	9,6	27,2	20,6	21,6	17,0	7,6	16,14	11,97
pH	7,48	7,46	7,66	7,82	7,64	7,99	7,60	7,95	7,74	7,48	7,68	0,19
Conductividad, µS	3.333	2.500	2.140	2.450	2.160	2.480	2.530	2.580	2.470	2.540	2.518,30	324,63

**Tabla 43. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Cuevas de Almanzora.**

FECHA	MUESTRA 1 28/01/2009	MUESTRA 2 11/02/2009	MUESTRA 3 06/03/2009	MUESTRA 4 19/03/2009	MUESTRA 5 23/04/2009	MUESTRA 6 29/04/2009	MUESTRA 7 06/05/2009	MUESTRA 8 14/05/2009	MUESTRA 9 22/05/2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	2,077	1,271	0,960	1,902	1,755	1,697	1,156	1,752	2,597	2,095	1,726	0,466
$b_{ent}/b_{sal}$	0,897	0,878	0,946	0,775	1,057	0,920	0,991	1,084	0,892	1,130	0,957	0,103
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	1,085	1,149	1,221	1,387	0,791	0,937	1,064	0,856	1,024	0,756	1,027	0,188
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	1,666	1,200	0,866	1,429	1,087	1,294	1,009	0,849	1,846	1,127	1,237	0,311
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	1,035	1,125	1,106	1,205	0,945	1,070	1,058	0,919	1,068	0,934	1,046	0,087
$SS_{ent}/SS_{sal}$	1,986	1,156	2,606	3,318	3,400	2,188	2,698	2,972	2,426	1,872	2,462	0,656
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	3,999	3,000	1,898	1,837	2,470	1,720	2,486	2,643	2,153	1,958	2,416	0,654
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	2,276	3,018	1,880	2,797	1,978	11,356	1,540	1,778	1,683	1,340	2,965	2,842
$CO_{ent}/CO_{sal\ 430\ \mu m}$	1,900	3,612	1,140	2,164	1,694	1,223	1,759	1,680	2,033	1,576	1,878	0,653
$CO_{ent}/CO_{sal\ 525\ \mu m}$	2,393	4,057	1,120	2,244	1,750	1,216	1,815	1,752	2,133	1,594	2,007	0,786
$CO_{ent}/CO_{sal\ 620\ \mu m}$	2,091	4,417	1,056	2,370	1,813	1,221	1,893	1,787	2,153	2,895	2,169	0,901
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	33,11%	7,09%	10,52%	52,08%	12,48%	11,89%	0,15%	54,54%	42,33%	17,32%	24,15%	19,72%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	56,28%	30,33%	0,64%	57,83%	40,17%	44,93%	14,14%	40,82%	65,00%	47,63%	39,78%	20,00%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	79,89%	66,20%	9,37%	86,67%	33,63%	70,01%	20,65%	<0%	88,17%	35,78%	47,63%	35,57%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	76,64%	69,64%	25,07%	89,28%	18,54%	62,55%	17,23%	19,74%	79,99%	17,84%	47,65%	30,32%



**Figura 71.** Graficas para datos promedio de la planta de Cuevas de Almanzora. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.



#### **7.4.9. Lechos inundados, Benalmádena.**

En la Tabla 44 se muestran los datos de los muestreos de entrada para el tratamiento de lechos inundados localizado en Benalmádena, apareciendo en la Tabla 45 los datos de salida del tratamiento secundario, pudiéndose ver las representaciones gráficas asociadas a cada muestreo en el anexo de gráficas. En este tratamiento se seleccionó el muestreo 9 para el análisis de SEM/EDX.

En este caso la variabilidad de la densidad de número de partículas, parámetro A, de la distribución de tamaño de partícula a la entrada del tratamiento biológico fue la menor de todos los tratamientos estudiados, aunque lógicamente a la salida fue todavía menor, por efecto del tratamiento.

En la Tabla 46 se muestra la relación entre el valor de entrada y salida de los distintos parámetros, este tratamiento junto con el de biorreactores de membrana de San Pedro del Pinatar fueron los que presentaron mejores rendimientos en depuración, teniendo unos buenos rendimientos de eliminación tanto en masa como en número de partículas y similares entre ellos indicando que la efectividad de eliminación de partículas es similar para todo el rango de partículas presente en la distribución.

En la Figura 72 se muestra la representación gráfica de los datos promedio de los resultados obtenidos en los muestreos de la planta de lechos inundados de Benalmádena, apreciándose en a) el promedio de la distribución de tamaño de partículas tanto a la entrada como a la salida del tratamiento secundario y en b) el porcentaje de volumen acumulado de partículas para cada tamaño tanto en la distribución de partículas de entrada como de salida, donde se aprecia cómo en la distribución de partículas a la salida tiene un mayor porcentaje de partículas de mayor tamaño que la entrada al mismo. Al igual que en los casos anteriores en c) figura la función distribución de volumen de partículas para los diferentes tamaños de partículas y en d) la función distribución de número de partículas, donde se aprecia el efecto del tratamiento secundario sobre ambas distribuciones.

**Tabla 44. Resumen de datos de entrada del reactor biológico de Benalmádena.**

FECHA	MUESTRA 1 24/08/2008	MUESTRA 2 10/12/2008	MUESTRA 3 12/02/2009	MUESTRA 4 25/02/2009	MUESTRA 5 09/03/2009	MUESTRA 6 23/03/2009	MUESTRA 7 24 04 2009	MUESTRA 8 04/05/2009	MUESTRA 9 13 05 2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	32	63	76	41	53	48	46	47	47	44	49,70	12,17
Rango estudio., $\mu\text{m}$	1-42	1-58	1-72	1-35	1-44	1-58	1-50	1-55	1-44	1-40		
A	33.887	68.337	36.545	37.448	50.878	68.264	57.843	77.752	23.897	54.133	50.898	17.610
b	1,984	1,475	1,251	1,922	1,454	1,794	1,821	1,909	1,690	1,843	1,714	0,242
R <sup>2</sup>	0,964	0,949	0,919	0,960	0,942	0,970	0,959	0,971	0,957	0,971	0,956	0,016
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	13,84	28,73	41,16	13,50	25,10	17,74	15,41	16,55	19,23	14,36	20,562	8,803
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	2,13	2,03	2,20	1,99	2,27	2,32	2,54	2,00	1,97	2,23	2,169	0,184
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	2,81	3,90	4,70	2,78	3,71	3,10	2,98	2,98	3,29	2,89	3,314	0,616
SS., mg/L	67	116	92	102	104	104	108	124	120	104	104,1	16,1
DQO, mg/L	116,70	64,00	210,67	230,67	110,67	264,00	104,00	267,33	229,62	177,90	177,56	73,52
Turbidez, NTU	56	138	110	58	108	116	82	128	120	110	102,60	28,10
Color <sub>436 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	5,2	17,8	11,6	5,6	10,8	16,6	11,4	15	11	11,8	11,68	4,12
Color <sub>525 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	2,8	11,6	7,0	2,8	6,8	10,6	7,4	9,6	6,8	6,8	7,22	2,91
Color <sub>620 <math>\mu\text{m}</math></sub> Abs.	1,8	8,4	4,8	1,8	4,8	7,4	5,2	6,8	4,6	4,4	5,00	2,15
pH	7,32	7,46	7,53	7,62	7,72	7,49	7,57	7,4	7,4	7,4	7,49	0,12
Conductividad, $\mu\text{S}$	2.335	1.835	1.886	1.614	1.287	1.392	1.261	1.437	1.437	2.260	1.674,40	389,73

Tabla 45. Resumen de datos de salida de Benalmádena.

FECHA	MUESTRA 1 24/08/2008	MUESTRA 2 10/12/2008	MUESTRA 3 12/02/2009	MUESTRA 4 25/02/2009	MUESTRA 5 09/03/2009	MUESTRA 6 23/03/2009	MUESTRA 7 24 04 2009	MUESTRA 8 04/05/2009	MUESTRA 9 13 05 2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
Nº Observaciones	35	50	52	37	53	54	59	41	40	37	45,80	8,68
Rango estudio., $\mu\text{m}$	1-30	1-44	1-44	1-44	1-44	1-58	1-58	1-44	1-44	1-48		
A	6.515	16.476	14.317	8.695	9.733	7.252	8.868	26.161	9.112	6.674	11.380	6.122
b	1,850	1,561	1,545	1,803	1,384	1,500	1,373	1,923	1,747	1,831	1,652	0,202
R <sup>2</sup>	0,966	0,935	0,950	0,959	0,948	0,973	0,949	0,976	0,976	0,936	0,957	0,016
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico, $\mu\text{m}$	13,41	23,20	22,87	16,97	25,05	23,90	28,67	12,25	16,14	18,74	20,121	5,410
d <sub>p</sub> medio arit.- número, $\mu\text{m}$	2,13	2,03	2,07	2,04	2,44	2,85	2,67	2,82	2,44	2,24	2,373	0,320
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico, $\mu\text{m}$	2,85	3,57	3,56	3,15	3,76	3,58	3,96	2,76	3,06	3,07	3,332	0,407
SS., mg/L	15	15	4	13	13	18	17	26	12	9	14,2	5,8
DQO, mg/L	60,03	10,67	27,33	37,33	14,00	54,00	17,33	47,33	26,17	5,48	29,97	18,99
Turbidez, NTU	10	6	6	10	16	10	12	10	6	4	9,00	3,56
Color <sub>436 nm</sub> Abs.	3,6	4,6	4,6	3,8	4,4	4	2,8	4,6	4,2	2,4	3,90	0,77
Color <sub>525 nm</sub> Abs.	1,4	2,6	2,6	1,8	2,4	2	1	2,4	2,2	0,8	1,92	0,66
Color <sub>620 nm</sub> Abs.	0,8	1,6	1,6	1	1,6	1,4	0,4	1,6	1,4	n.d.	1,14	0,57
pH	7,16	7,26	7,61	7,63	7,54	7,69	7,86	7,6	7,6	7,79	7,57	0,22
Conductividad, $\mu\text{S}$	2.108	1.531	1.870	1.535	1.344	1.289	1.183	1.325	1.325	2.190	1.570,00	360,01

n.d.: No detectado

**Tabla 46. Resumen de parámetros relativos que relacionan la entrada y salida del reactor biológico de Benalmádena.**

FECHA	MUESTRA 1 24/08/2008	MUESTRA 2 10/12/2008	MUESTRA 3 12/02/2009	MUESTRA 4 25/02/2009	MUESTRA 5 09/03/2009	MUESTRA 6 23/03/2009	MUESTRA 7 24 04 2009	MUESTRA 8 04/05/2009	MUESTRA 9 13 05 2009	MUESTRA 10 04/06/2009	PROMEDIO	DESV. ESTÁNDAR
$A_{ent}/A_{sal}$	5,201	4,148	2,553	4,307	5,227	9,413	6,523	2,972	2,623	8,111	5,108	2,200
$b_{ent}/b_{sal}$	1,072	0,945	0,810	1,066	1,051	1,196	1,326	0,993	0,967	1,007	1,043	0,134
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	1,032	1,238	1,799	0,796	1,002	0,742	0,538	1,351	1,191	0,766	1,046	0,348
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ núm.}$	0,999	1,001	1,064	0,972	0,932	0,816	0,952	0,709	0,807	0,999	0,925	0,106
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	0,986	1,094	1,318	0,882	0,987	0,864	0,753	1,078	1,077	0,941	0,998	0,148
$SS_{ent}/SS_{sal}$	4,467	7,733	23,000	7,846	8,000	5,778	6,353	4,769	10,000	11,556	8,950	5,131
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	1,944	6,000	7,707	6,179	7,905	4,889	6,000	5,648	8,773	32,447	8,749	8,099
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	5,600	23,000	18,333	5,800	6,750	11,600	6,833	12,800	20,000	27,500	13,822	7,528
$Co_{ent}/Co_{sal\ 430\ \mu m}$	1,444	3,870	2,522	1,474	2,455	4,150	4,071	3,261	2,619	4,917	3,078	1,110
$Co_{ent}/Co_{sal\ 525\ \mu m}$	2,000	4,462	2,692	1,556	2,833	5,300	7,400	4,000	3,091	8,500	4,183	2,174
$Co_{ent}/Co_{sal\ 620\ \mu m}$	2,250	5,250	3,000	1,800	3,000	5,286	13,000	4,250	3,286	n.d.	4,569	3,193
$\eta_{elim.\ part\ EXP}$	78,31%	79,16%	76,11%	78,17%	80,66%	87,41%	74,69%	75,21%	71,00%	85,24%	78,60%	4,91%
$\eta_{elim.\ part\ TEÓRICO}$	79,67%	77,06%	67,71%	75,55%	80,01%	87,62%	80,43%	66,54%	62,92%	87,60%	76,51%	8,48%
$\eta_{elim.\ masa\ EXP}$	77,22%	82,98%	91,36%	63,91%	73,93%	70,50%	37,20%	51,35%	63,62%	85,53%	69,76%	16,45%
$\eta_{elim.\ masa\ TEÓRICO}$	72,33%	83,28%	91,20%	67,29%	73,18%	68,62%	10,16%	67,55%	68,53%	87,20%	68,93%	22,42%

n.d.: No detectado

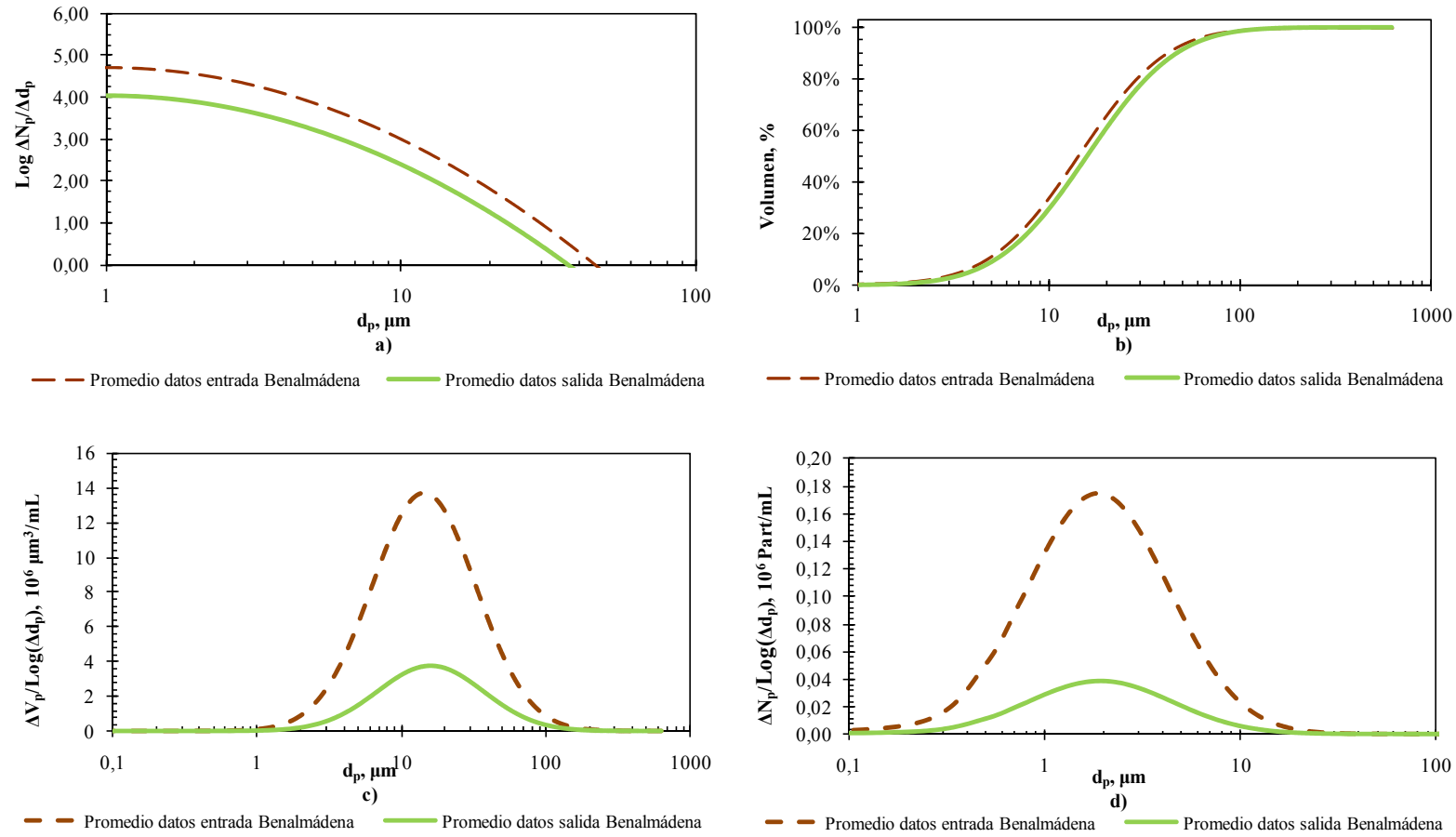


Figura 72. Graficas para datos promedio de la planta de Benalmádena. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas.

#### 7.4.10. Resumen de valores promedios de los tratamientos secundarios estudiados

Tabla 47. Resumen valores promedio de entrada a los tratamientos secundarios.

FECHA	SANLÚCAR	MOTRIL	LOJA	SAN PEDRO DEL PINATAR	BEAS DE GRANADA	HUÉTOR SANTILLÁN	PALOMARES	CUEVAS DE ALMANZORA	BENALMÁDENA
Nº Observaciones	46,90	49,70	51,90	50,10	53,80	52,70	39,00	52,40	49,70
A	105.444	211.588	59.790	152.908	152.214	172.946	328.493	169.429	50.898
b	1,893	1,877	1,559	1,783	1,780	1,816	2,083	1,760	1,714
R <sup>2</sup>	0,964	0,979	0,946	0,973	0,969	0,984	0,968	0,966	0,956
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico	16,168	15,639	21,920	17,070	18,858	16,393	11,982	18,461	20,560
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico	2,265	2,384	3,857	3,314	2,819	2,591	3,024	2,581	2,169
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico	2,948	2,943	3,490	3,239	3,195	2,992	2,622	3,221	3,314
SS., mg/L	307,57	87,75	281,66	317,05	96,40	154,80	112,80	303,20	104,1
DQO	461,37	400,14	381,85	485,40	256,17	317,33	453,14	604,22	177,56
Turbidez	226,20	266,8	56,60	198,2	143,40	202,00	906,20	592,40	102,60
Color <sub>436 μm</sub>	14,88	26,92	4,34	10,44	5,56	8,08	52,78	62,50	11,68
Color <sub>525 μm</sub>	10,48	17,88	2,94	6,36	3,22	4,64	42,20	45,02	7,22
Color <sub>620 μm</sub>	8,12	13,28	2,26	4,54	2,16	3,18	31,59	32,22	5,00
pH	7,49	7,93	7,94	7,43	8,19	8,45	7,79	7,56	7,49
Conductividad	1.437,40	1.414,50	709,70	4.938,00	906,60	763,20	2.588,30	2.562,00	1.674,40

Tabla 48. Resumen valores promedio de salida de los tratamientos secundarios.

FECHA	SANLÚCAR	MOTRIL	LOJA	SAN PEDRO DEL PINATAR	BEAS DE GRANADA	HUÉTOR SANTILLÁN	PALOMARES	CUEVAS DE ALMANZORA	BENALMÁDENA
Nº Observaciones	48,80	48,70	42,10	33,20	49,00	46,30	52,80	51,00	45,80
A	34.475	20.941	26.894	3.516	41.181	59.383	101.060	103.693	11.380
b	1,803	1,635	1,875	1,982	1,785	1,981	1,709	1,826	1,652
R <sup>2</sup>	0,964	0,961	0,970	0,945	0,969	0,973	0,954	0,960	0,957
d <sub>p</sub> medio arit.-máscico	18,138	19,676	14,855	13,330	17,930	14,898	17,886	17,943	20,121
d <sub>p</sub> medio arit.-número	2,143	2,452	2,388	2,023	3,020	2,086	3,193	2,094	2,373
d <sub>p</sub> medio geom.-máscico	3,102	3,360	2,916	2,859	3,170	2,849	3,155	3,074	3,332
SS., mg/L	68,57	17,40	9,30	8,08	13,20	30,20	61,67	130,60	14,20
DQO	192,58	53,81	65,87	15,72	30,36	106,14	148,58	258,27	29,97
Turbidez	43,80	27,40	13,60	8,60	27,20	82,80	160,60	262,60	9,00
Color <sub>436 μm</sub>	5,64	5,98	2,22	2,50	1,82	7,48	10,62	34,82	3,90
Color <sub>525 μm</sub>	3,30	3,16	1,44	1,26	1,08	4,62	6,30	23,14	1,92
Color <sub>620 μm</sub>	2,32	2,34	1,08	0,78	0,64	4,08	4,10	16,14	1,14
pH	7,59	7,90	7,89	7,71	8,26	8,03	7,80	7,68	7,57
Conductividad	1.458,40	1.385,00	738,40	4.609,00	838,00	618,30	2.472,40	2.518,30	1.570

**Tabla 49. Resumen valores promedio de parámetros relativos entrada/salida.**

FECHA	SANLÚCAR	MOTRIL	LOJA	SAN PEDRO DEL PINATAR	BEAS DE GRANADA	HUÉTOR SANTILLÁN	PALOMARES	CUEVAS DE ALMANZORA	BENALMÁDENA
$A_{ent}/A_{sal}$	3,121	10,488	2,911	138,093	4,373	3,090	3,560	1,726	5,108
$b_{ent}/b_{sal}$	1,062	1,157	0,824	0,908	0,999	0,920	1,226	0,957	1,043
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ masa}$	0,955	0,811	1,479	1,322	1,065	1,137	0,715	1,027	1,046
$d_{pma\ ent}/d_{pma\ sal\ número}$	1,054	0,994	1,587	1,702	0,958	1,246	0,981	1,237	0,925
$d_{pmg\ ent}/d_{pmg\ sal}$	0,964	0,880	1,195	1,142	1,012	1,056	0,840	1,046	0,998
$SS_{ent}/SS_{sal}$	4,740	6,147	39,272	52,759	7,010	5,942	2,009	2,462	8,950
$\eta$ eliminación SS	77,71%	80,17%	96,70%	97,45%	86,31%	80,49%	45,33%	56,93%	86,36%
$DQO_{ent}/DQO_{sal}$	2,731	9,128	5,279	32,747	15,848	10,576	3,455	2,416	8,749
$\eta$ eliminación turb.	58,26%	86,55%	82,75%	96,76%	88,15%	66,55%	67,21%	57,26%	83,12%
$Turb_{ent}/Turb_{sal}$	6,456	10,492	5,375	60,396	7,616	2,862	7,004	2,965	13,822
$\eta$ eliminación part EXP	50,56%	87,94%	51,73%	98,19%	70,92%	64,27%	52,55%	24,15%	78,60%
$\eta$ eliminación part TEÓRICO	51,75%	88,68%	51,01%	98,43%	72,96%	67,11%	63,52%	39,78%	76,51%
$\eta$ eliminación masa EXP	40,57%	74,92%	77,30%	99,03%	71,20%	77,27%	<0%	47,63%	69,76%
$\eta$ eliminación masa TEÓRICO	35,62%	72,99%	76,66%	98,92%	72,00%	76,13%	<0%	47,65%	68,93%



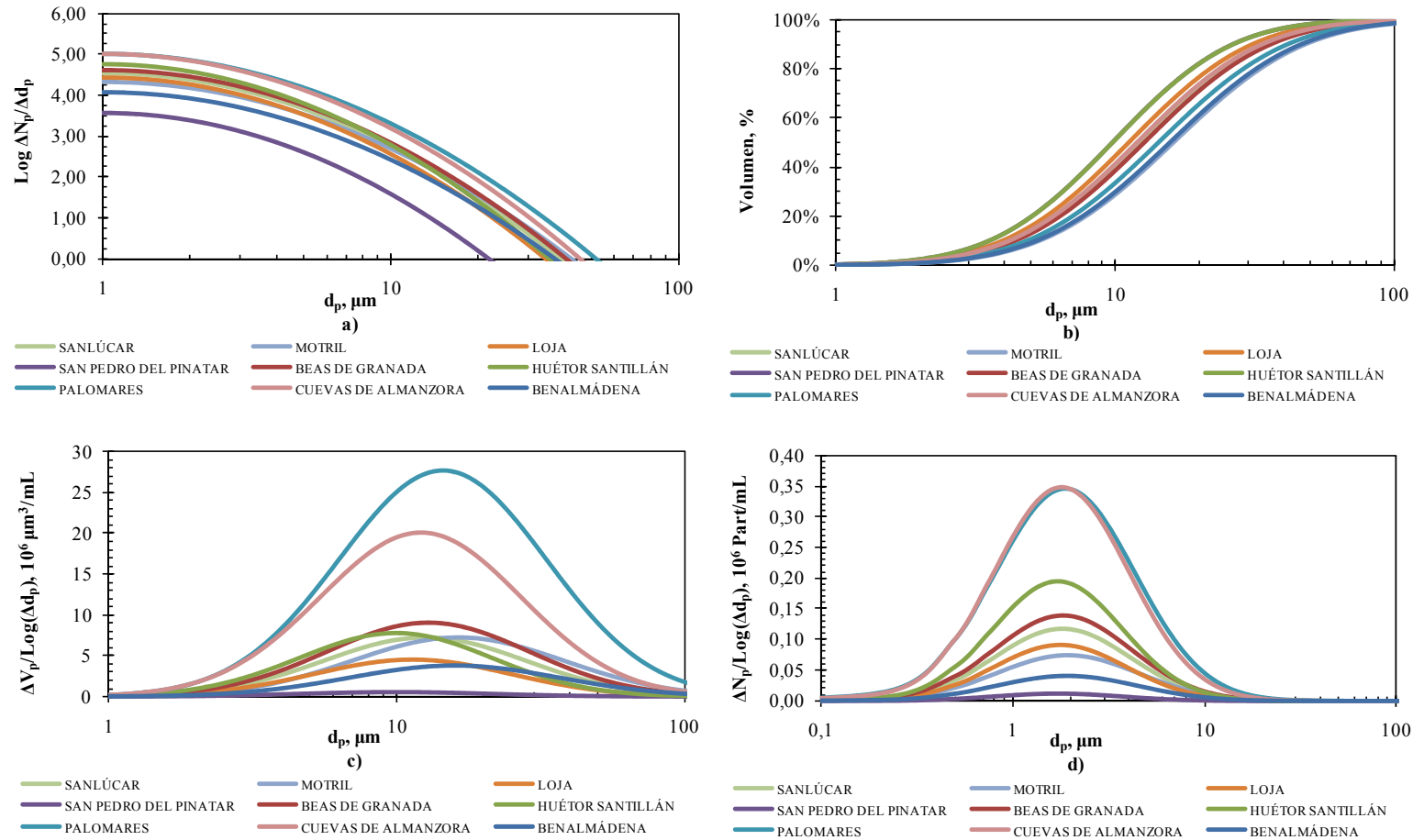


Figura 73. Graficas comparativas de datos promedio a la salida de los tratamientos estudiados. a) Distribución de tamaño de partícula a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable. b) Distribución acumulada de volumen. c) Función distribución del volumen de partículas. d) Función distribución del número de partículas

Al comparar los promedios de datos obtenidos que se muestran en la Tabla 48 y Tabla 49 y especialmente los datos de salida de las diferentes plantas de tratamiento, representándose además en la Figura 73 las principales gráficas que se obtienen empleando los parámetros y modelos de ajuste de la DTP, se puede evaluar las diferencias entre los efluentes de cada planta.

En efecto, atendiendo a la Figura 73, en la gráfica a) se aprecia como la distribución de tamaño de partículas de la salida del tratamiento de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) era la que presentaba un perfil más bajo en cuanto a cantidad de partículas se refiere, mientras que la salida de los dos tratamientos de biodiscos (Cuevas de Almanzora y Palomares) se encontraban en el extremo opuesto, teniendo el perfil con mayor número de partículas. El resto de tratamientos se mueven entre los dos extremos mencionados anteriormente, siendo difícil establecer diferencias entre ellas con esta gráfica.

No obstante, analizando la función distribución de volumen de partículas que aparece en la gráfica c), además de contrastar que la planta de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) era la que tenía un menor volumen de partículas en su efluente y que las dos plantas de biodiscos (Cuevas de Almanzora y Palomares) las que mayor volumen de partículas tenían a su salida, aunque en este caso se comprobó cómo era la planta de Palomares la que tenía un mayor volumen de partículas a su salida de las dos plantas de biodiscos estudiadas. También se podía discernir mejor el resto de los tratamientos comprobando como las plantas que seguían a la de biorreactores de membrana en el menor volumen eran la de lechos inundados (Benalmádena) y fangos activos de oxidación prolongada (Loja), a continuación se encontraban las plantas de fangos activos de media carga y de doble etapa (Motril y Sanlúcar) y luego las dos plantas de lechos bacterianos (Huétor Santillán y Beas de Granada), estando estas últimas 4 plantas en un rango de volumen total bastante similar.

Además los tamaños a los que se hacía máxima la distribución de volumen de los diferentes efluentes de las plantas estudiadas era variable estando entre 10  $\mu\text{m}$  para las plantas de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) y una de lechos bacterianos (Huétor Santillán) y 16,5  $\mu\text{m}$  para la planta de fangos activos de media carga (Motril).

Realizando un análisis análogo para la función distribución del número de partículas, figura d), se pudo apreciar nuevamente que la planta que menor número de partículas presentaba era la de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) y las que mayor número tenían fueron las dos planta de biodiscos (Cuevas de Almanzora y Palomares) presentando una función distribución muy similar. Los tratamientos que siguieron a la planta de biorreactores de membrana en menor número de partículas fueron, ordenadas de menor a mayor número de partículas, la de lechos inundados (Benalmádena), fangos activos de media carga (Motril), fangos activos de oxidación prolongada (Loja), fangos activos de alta carga (Sanlúcar) y las dos plantas de lechos bacterianos (Beas de Granada y Huétor Santillán), estando en consonancia con los datos de velocidad ascensional real que se presentaba en cada planta de depuración. En este caso el tamaño de partícula que hacía máxima la distribución del número de cada efluente presentaba mucha menos variabilidad que en el caso de la distribución del volumen estando comprendida en todos los casos entre 1,75 y 2  $\mu\text{m}$ .

Por último en la gráfica b) se puede observar la composición relativa del efluente promedio de cada tratamiento, siendo las plantas de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) y la de lechos bacterianos de Huétor Santillán en las que predominan las partículas de menor tamaño y las de fangos activos de media carga (Motril) y la de lechos inundados (Benalmádena) en las que predominan las partículas de mayor tamaño en la distribución. Ordenando el resto de tratamientos desde las distribuciones con mayor peso de partículas pequeñas hasta las que tiene menor peso, fueron la de fangos activos de oxidación prolongada (Loja), una de las plantas de biodiscos (Cuevas de Almanzora), lechos bacterianos (Beas de Granada) y la otra planta de biodiscos (Palomares)

#### 7.4.11. Resultados del análisis de SEM/EDX.

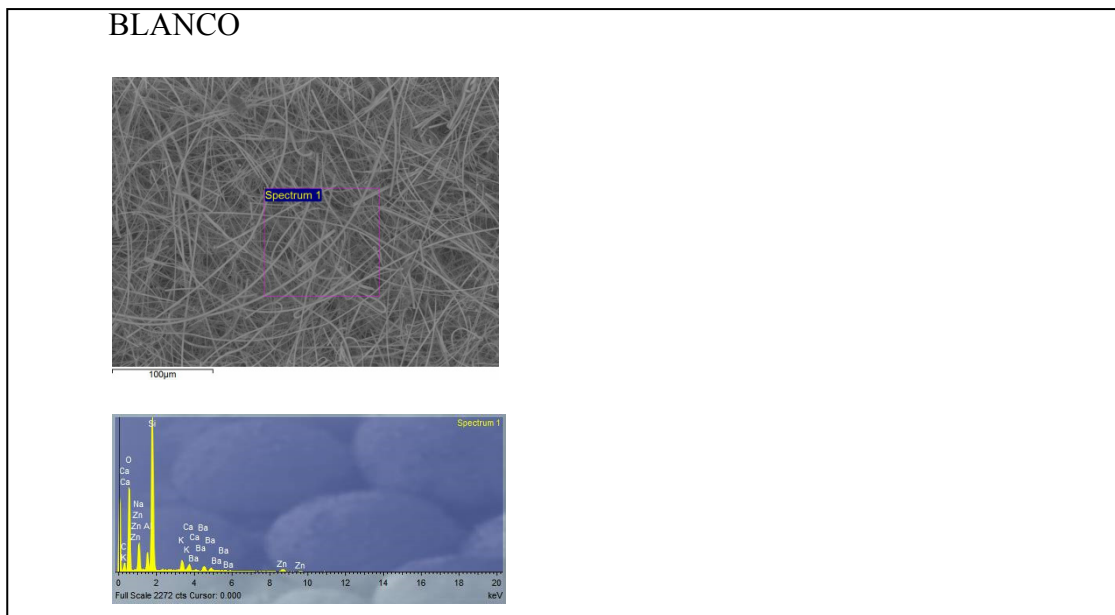
Con objeto de tener una referencia sobre el origen de la materia particulada, como se ha comentado en apartados anteriores, se realizó durante el transcurso de la investigación un análisis de SEM/EDX (Scanning Electron Microscopy/Energy Dispersive X-Ray) para detectar los componentes elementales de dicha materia. Este análisis se realizó a uno de los muestreos de cada planta de tratamiento estudiada analizando tanto la entrada como la salida para evaluar el efecto del mismo. Los muestreos que fueron seleccionados para la realización de este análisis se muestran en la Tabla 50.

**Tabla 50. Resumen de muestreos analizados de SEM para cada planta de tratamiento.**

<b>PLANTA DE TRATAMIENTO</b>	<b>MUESTREO ANALIZADO DE SEM/EDX</b>
<b>Fangos activos de doble etapa (Sanlúcar).</b>	Muestreo 1. 25/03/2009
<b>Fangos activos de media etapa (Motril).</b>	Muestreo 6. 26/03/2009
<b>Fangos activos de oxidación prolongada (Loja).</b>	Muestreo 6. 23/03/2009
<b>Biorreactores de membrana (San Pedro del P.)</b>	Muestreo 4. 23/04/2009
<b>Lechos bacterianos (Beas de Granada)</b>	Muestreo 6. 01/04/2009
<b>Lechos bacterianos (Huétor Santillán)</b>	Muestreo 6. 01/04/2009
<b>Biodiscos (Palomares)</b>	Muestreo 5. 03/04/2009
<b>Biodiscos (Cuevas de Almanzora)</b>	Muestreo 5. 23/04/2009
<b>Lechos inundados (Benalmádena)</b>	Muestreo 9. 26/05/2009

El análisis fue realizado en un equipo SEM Leo 1430VP equipado con un sistema de microanálisis por energía dispersiva de RX (EDS) Inca 350 v. 17 de Oxford instrumentos. Las condiciones de muestreo fueron: Kilovoltaje de 20Kv, 50s de tiempo vivo, los espectros son adquiridos en un rango de 0-20KeV, con una resolución de 10ev/Ch en el caso de los mapas esta resolución baja a 20 eV|Ch. En la Figura 74, se muestra el análisis del blanco tomado con el equipo que sirvió de patrón para evaluar

En el análisis del blanco se obtiene la composición de los filtros de fibra de vidrio usados como soporte del material particulado de las diferentes muestras de agua residual que se analizan con posterioridad, apreciándose claramente en la fotografía las fibras que componen dichos filtros, predominando como material en los mismos el silicio y el oxígeno.



**Figura 74. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de AGUA DESTILADA.**

En el análisis realizado para las muestras de la planta de fangos activos de doble etapa de Sanlúcar, se aprecia como a la entrada, Figura 75, hay presencia de un gran número de partículas, de hecho en la fotografía al microscopio prácticamente no se ve superficie del filtro libre siendo claramente estas partículas de origen orgánico por el incremento relativo del contenido en carbono del análisis SEM/EDX en comparación con el blanco analizado. A la salida, Figura 76, aparecen un gran número de partículas, aunque lógicamente menor que a la entrada, y tras evaluar la fotografía al microscopio parece que están aglomeradas entre ellas, de hecho con los valores de los diámetros medios de tamaño de partícula para la planta de fangos activos de doble etapa había un incremento del tamaño medio de las partículas de la salida respecto la entrada en un 5%.

Además tanto a la entrada como en la salida se aprecia la presencia de partículas inorgánicas ya que se encuentran iones calcio y potasio fundamentalmente.

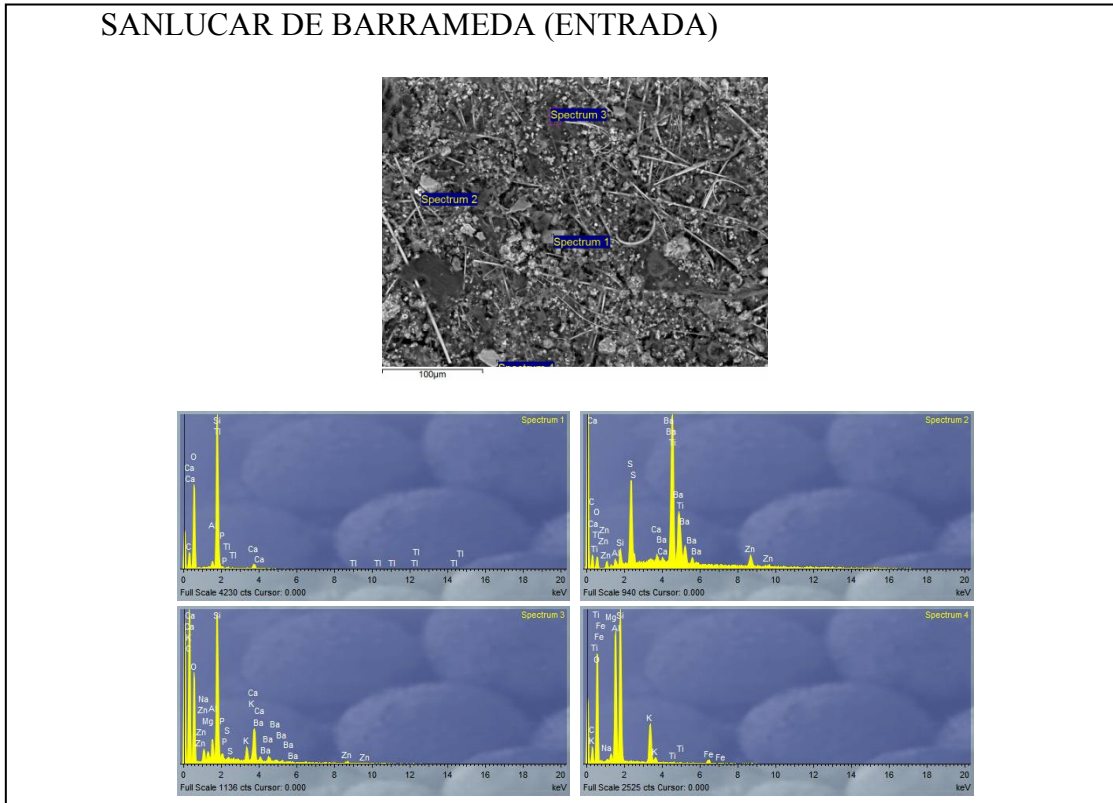


Figura 75. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de SANLUCAR DE BARRAMEDA.

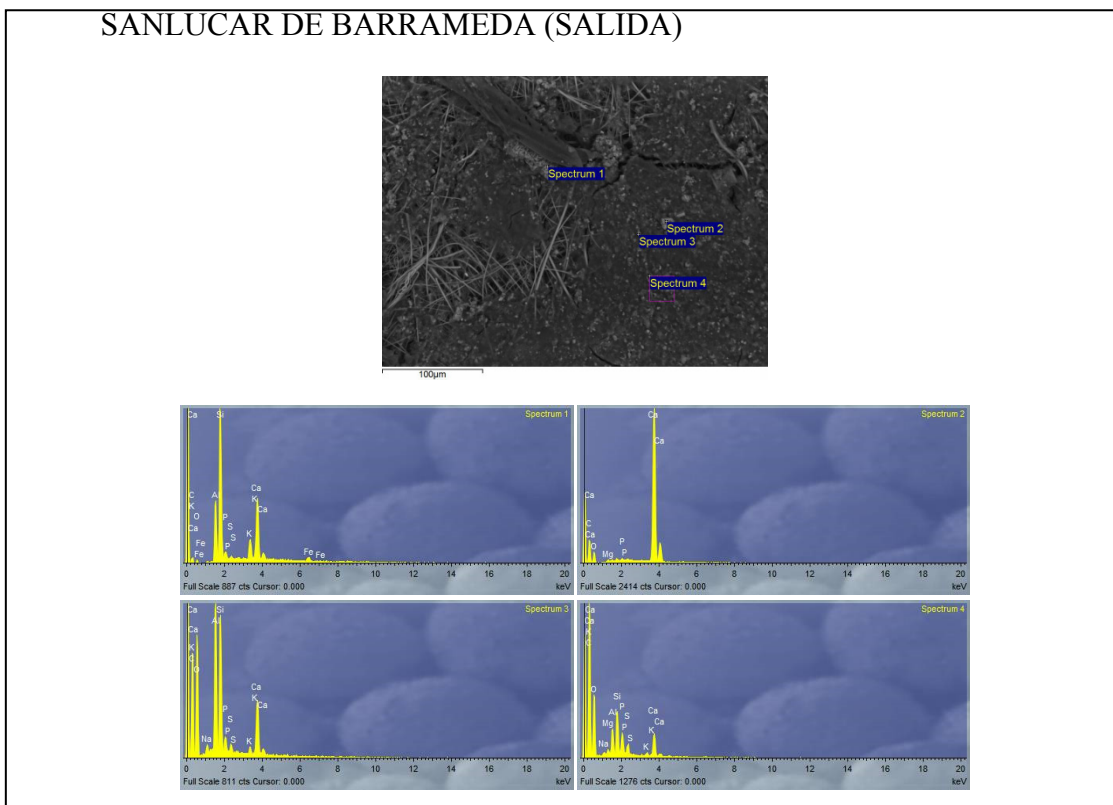


Figura 76. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de SANLUCAR DE BARRAMEDA.

Para el análisis hecho a las muestras del sistema de fangos activos de Motril se aprecia visualmente tanto a la entrada, Figura 77, como a la salida, Figura 78, la presencia de material particulado entre las fibras que componen el filtro, si bien, de forma visual hay un mayor número de partículas a la entrada siendo a su vez de mayor tamaño.

En general, en las partículas retenidas en el filtro al realizar el análisis cuantitativo y cualitativo de su composición mediante SEM/EDX se comprobó cómo se incrementaba la presencia de carbono lo que indica que la naturaleza de la mayor parte de las partículas es de materia orgánica, sin poder cuantificarlo debido a que el análisis SEM/EDX realizado utiliza un recubrimiento de grafito.

Una de las características de la planta de fangos activos de Motril fue la presencia de hierro, tanto a la entrada como a la salida, que se podría asegurar que es debido a la adición de tricloruro de hierro como coagulante en el pretratamiento de la instalación.

Igualmente en la Figura 79 y Figura 80 aparecen respectivamente los análisis de SEM/EDX de las muestras analizadas de la planta de oxidación prolongada de Loja, nuevamente se vuelve a apreciar la naturaleza orgánica de la mayor parte de las partículas, además a la salida se pudo hacer un zoom mayor a una de las partículas retenidas en el filtro y en ese caso se puede también comprobar la forma “cuasi” esférica de la misma, teniendo las partículas de naturaleza inorgánica en su composición fundamentalmente calcio y potasio.

Al analizar las muestras de la planta de biorreactores de membrana de San Pedro del Pinatar se aprecia a la entrada del tratamiento secundario, Figura 81, cómo las partículas que se retienen en el filtro para el estudio del SEM/EDX se encuentran tanto en forma de partículas aisladas como aglomeradas formando grandes flóculos, hecho que facilita el funcionamiento de las membranas de ultrafiltración en cuanto a eficiencia de separación de partículas, en cuanto al efluente, Figura 82, se apreció como el filtro soporte para el análisis SEM estaba prácticamente libre de partículas lo que muestra la gran eficiencia en eliminación de materia particulada de este tratamiento. No obstante la naturaleza de las partículas se volvió a observar como de naturaleza eminentemente orgánica.

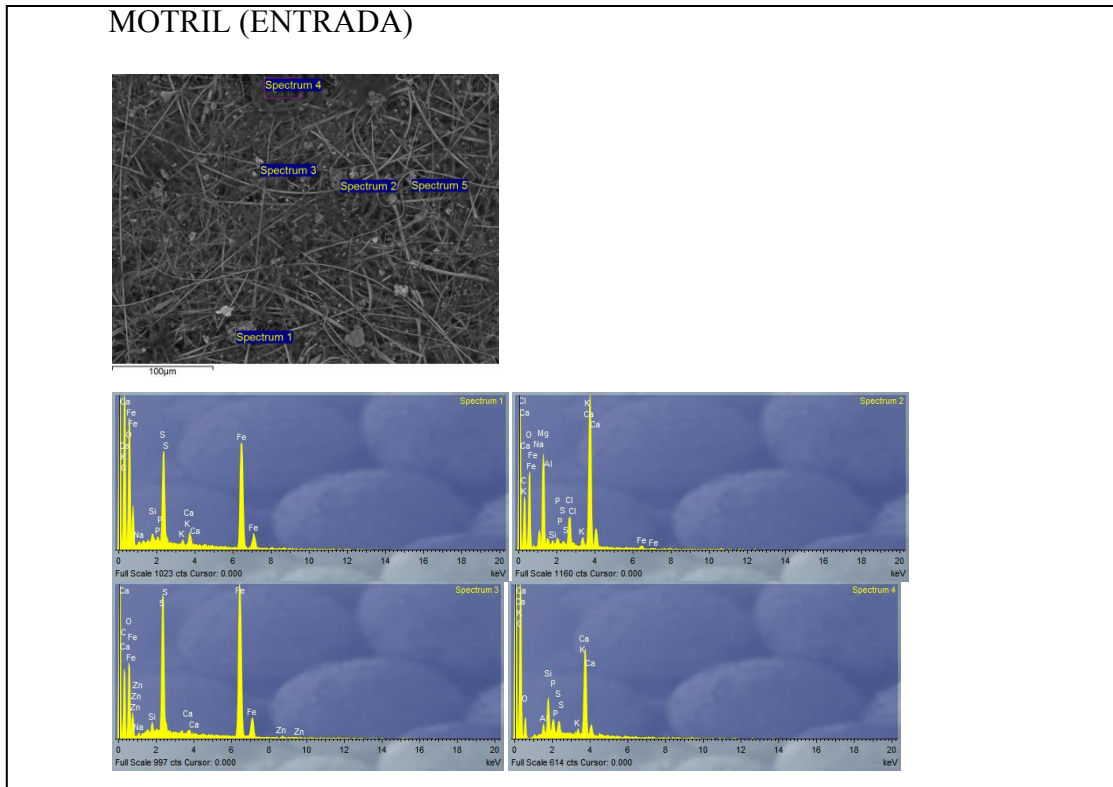


Figura 77. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de MOTRIL.

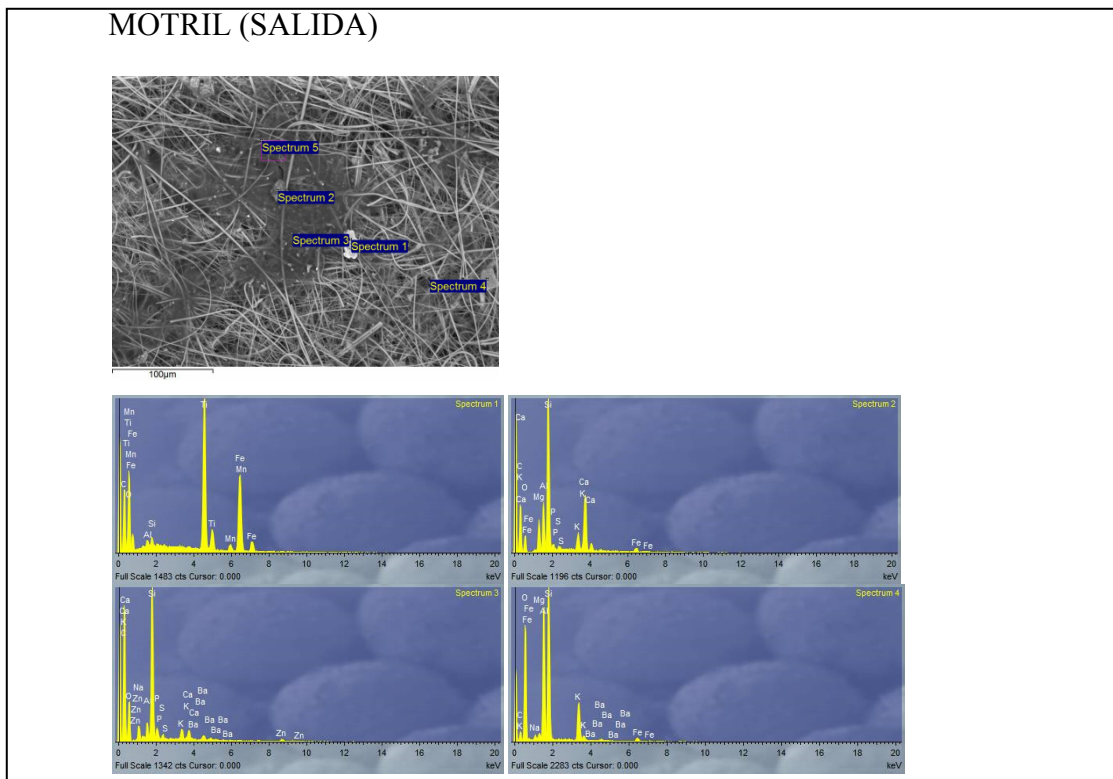
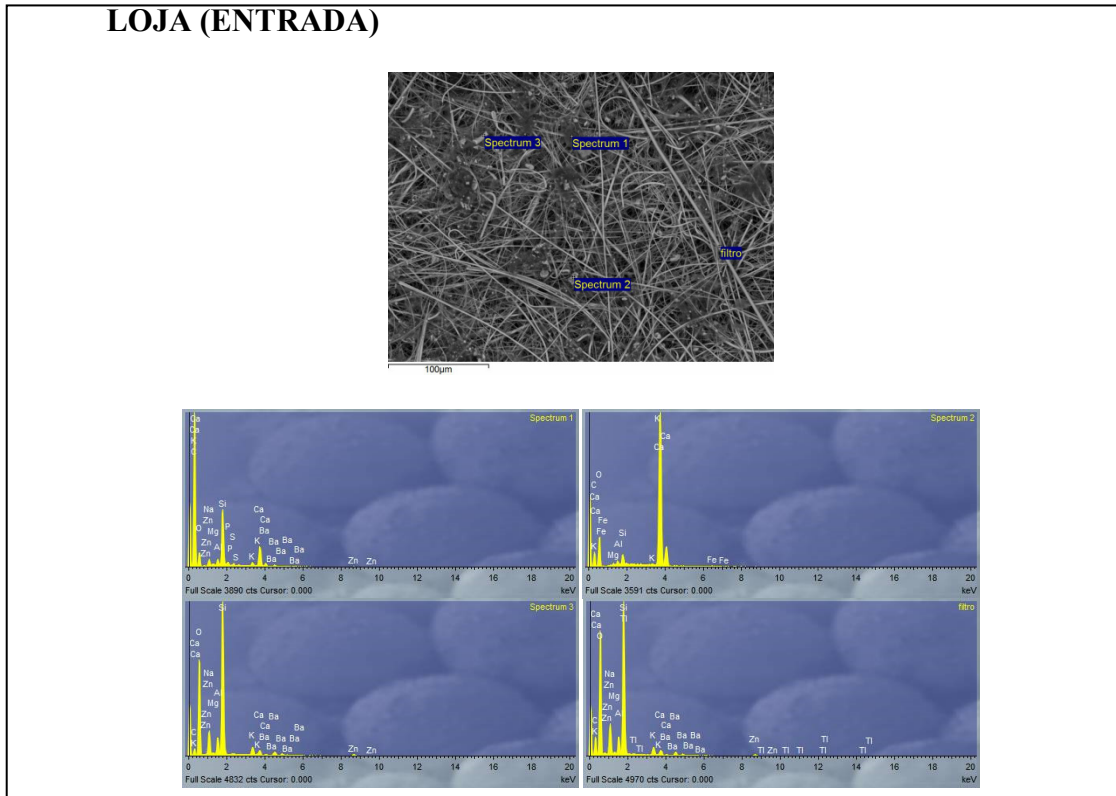
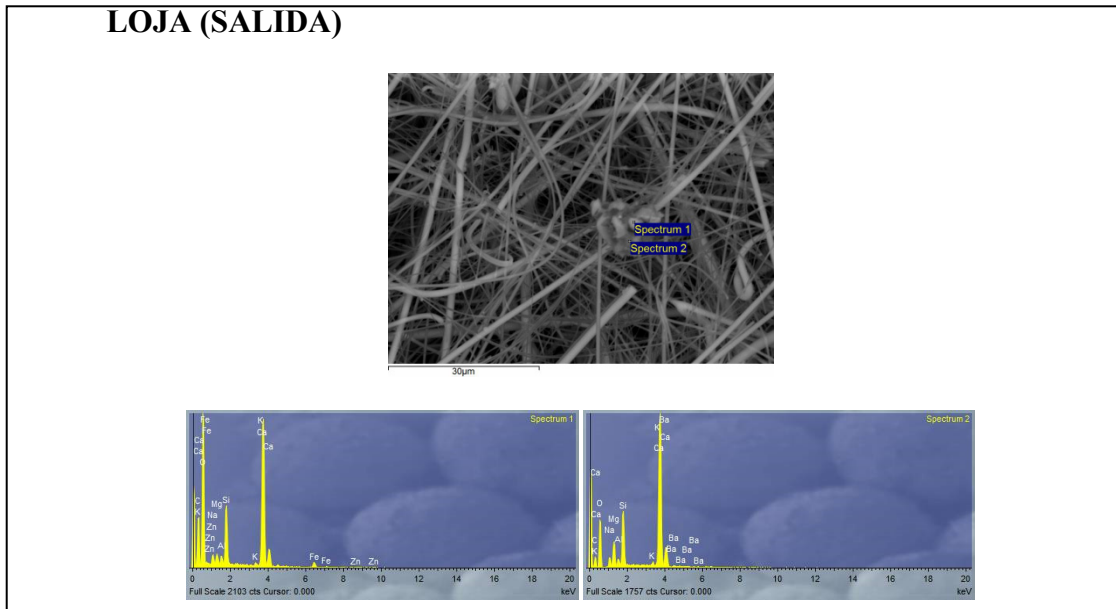


Figura 78. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de MOTRIL.





**Figura 79. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la entrada del tratamiento secundario de la depuradora de LOJA.**



**Figura 80. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la salida del tratamiento secundario de la depuradora de LOJA.**

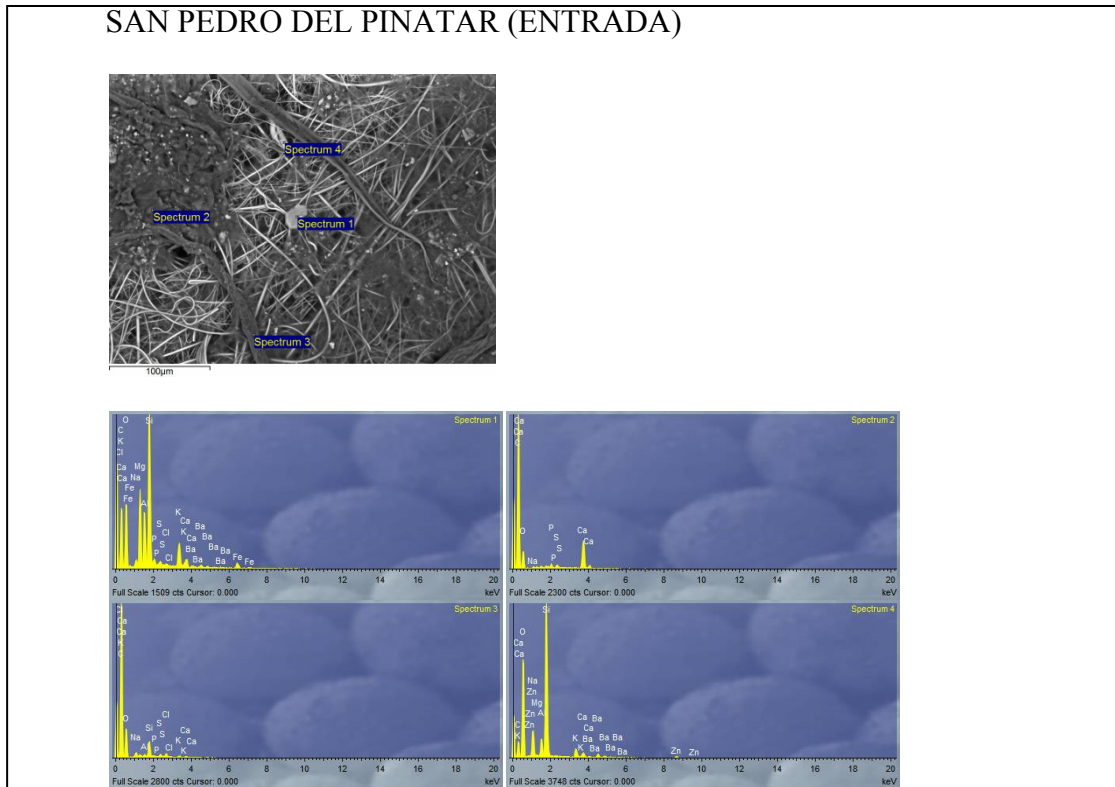


Figura 81. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de SAN PEDRO DEL PINATAR.

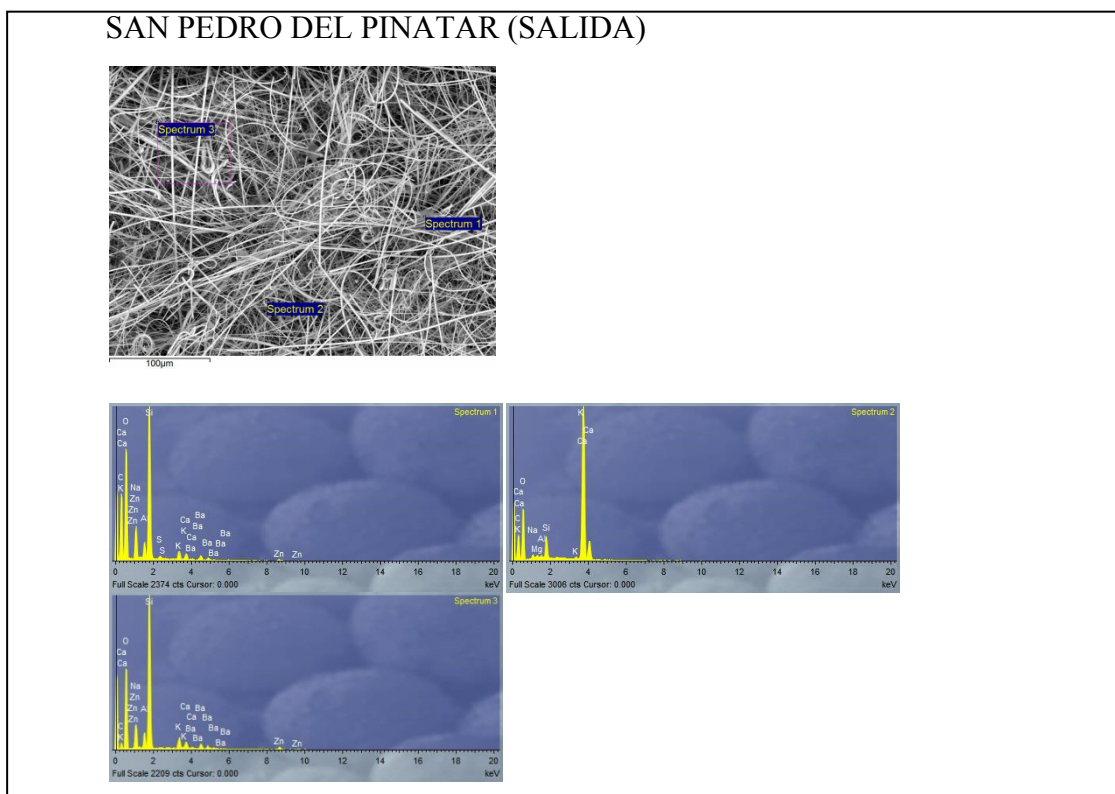


Figura 82. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de SAN PEDRO DEL PINATAR.

En el análisis de las plantas de biopelícula para la planta de lechos bacterianos de Beas de Granada se muestran los resultados de los ensayos en la Figura 83 para la entrada del tratamiento y en la Figura 84 para la salida, este tratamiento mostró la presencia de pocas partículas a la entrada en comparación con el resto de tratamientos estudiados e igualmente bastante pocas partículas a la salida, apareciendo el filtro prácticamente limpio.

Sin embargo las conclusiones del análisis realizado al tratamiento de lechos bacterianos de Huétor Santillán fueron significativamente diferentes al de Beas de Granada a pesar de ser de una tecnología similar. En este caso en la Figura 85, que muestra el análisis de la entrada del tratamiento de Huétor Santillán aparece un gran número de partículas de naturaleza orgánica, algunas de ellas con forma filamentosa, a la salida, Figura 86, el filtro para el análisis SEM/EDX se colmató por la presencia de muchas partículas de naturaleza orgánica. No obstante también se detectaron partículas de naturaleza inorgánica con presencia de calcio, potasio y magnesio.

Para la planta de biodiscos de Palomares, a su entrada, representada en la Figura 87, se pudo apreciar como un gran número de partículas de pequeño tamaño mientras que a la salida del tratamiento secundario, mostrada en la Figura 88, en la muestra analizada se presentó un número mucho menor de partículas aunque de un tamaño sensiblemente superior, hecho que concuerda con los resultados que arroja el estudio de tamaño medio de la distribución de partículas en ese tratamiento donde se apreciaba un notable incremento del mismo por efecto del tratamiento, la naturaleza de estas partículas es fundamentalmente inorgánica.

En el otro tratamiento estudiado de biodiscos, planta de Cuevas de Almanzora, los resultados obtenidos se pueden considerar similares, apreciándose a la entrada, Figura 89, un gran número de partículas, si bien en este caso se presentaron algunas de naturaleza filamentosa, comprobándose como a la salida, Figura 90, las partículas presentes en la muestra están en menor número y con un tamaño más homogéneo y con un tamaño promedio similar al de la entrada.

Por último la planta de tratamiento de lechos inundados, ubicada en Benalmádena arrojó a la entrada de su reactor biológico, Figura 91, la presencia de un gran número de partículas orgánicas e inorgánicas que incluso parecían aglomerarse en

el filtro del ensayo de SEM/EDX, a la salida, cuyos resultados aparecen la Figura 92, se muestra un menor número de partículas, debido al efecto de depuración del tratamiento aunque no parece que hubiera una alteración del tamaño medio de las partículas en la distribución.

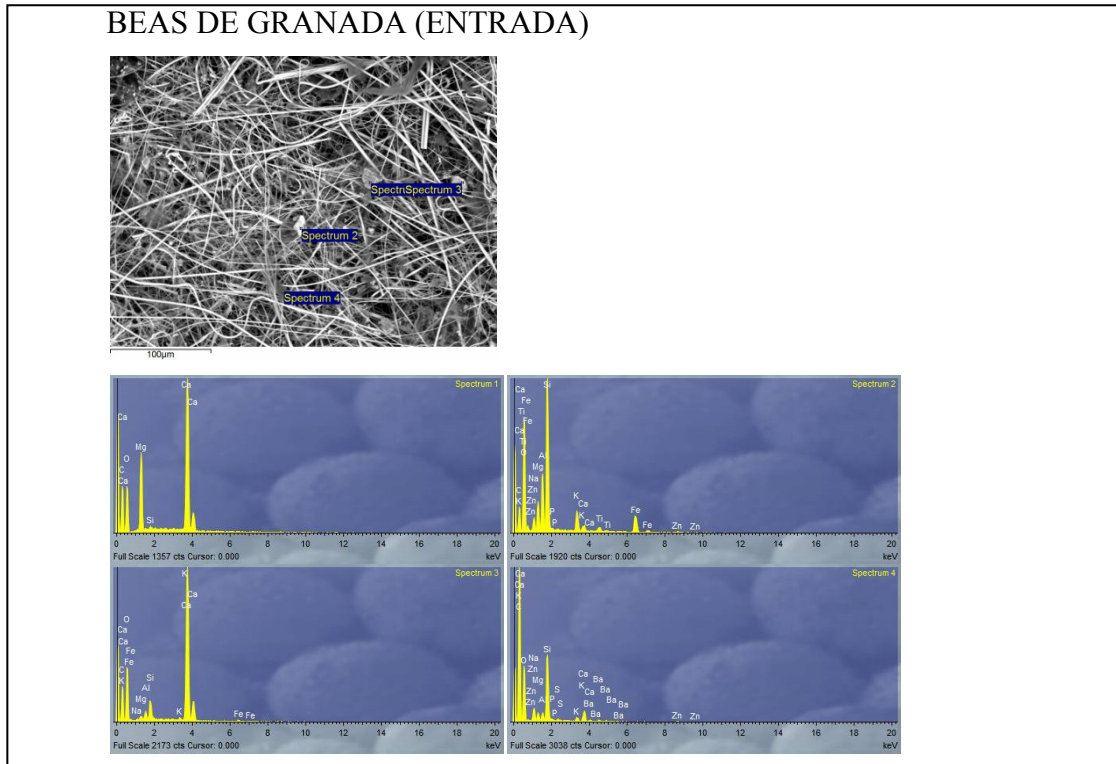


Figura 83. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de BEAS DE GRANADA.

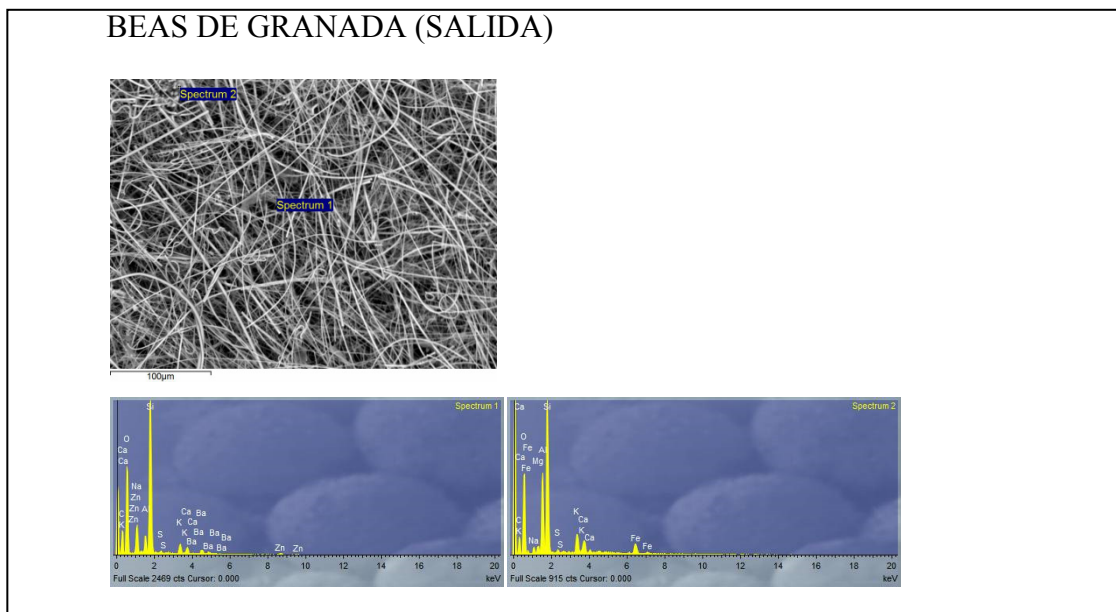
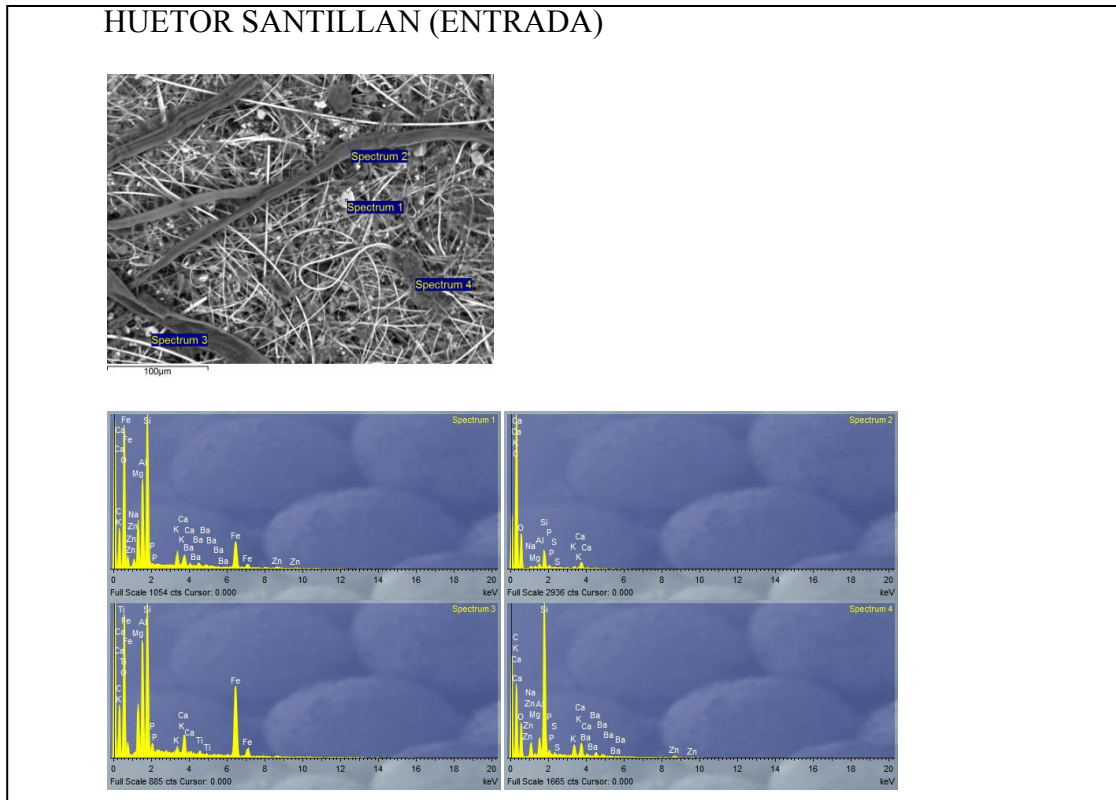
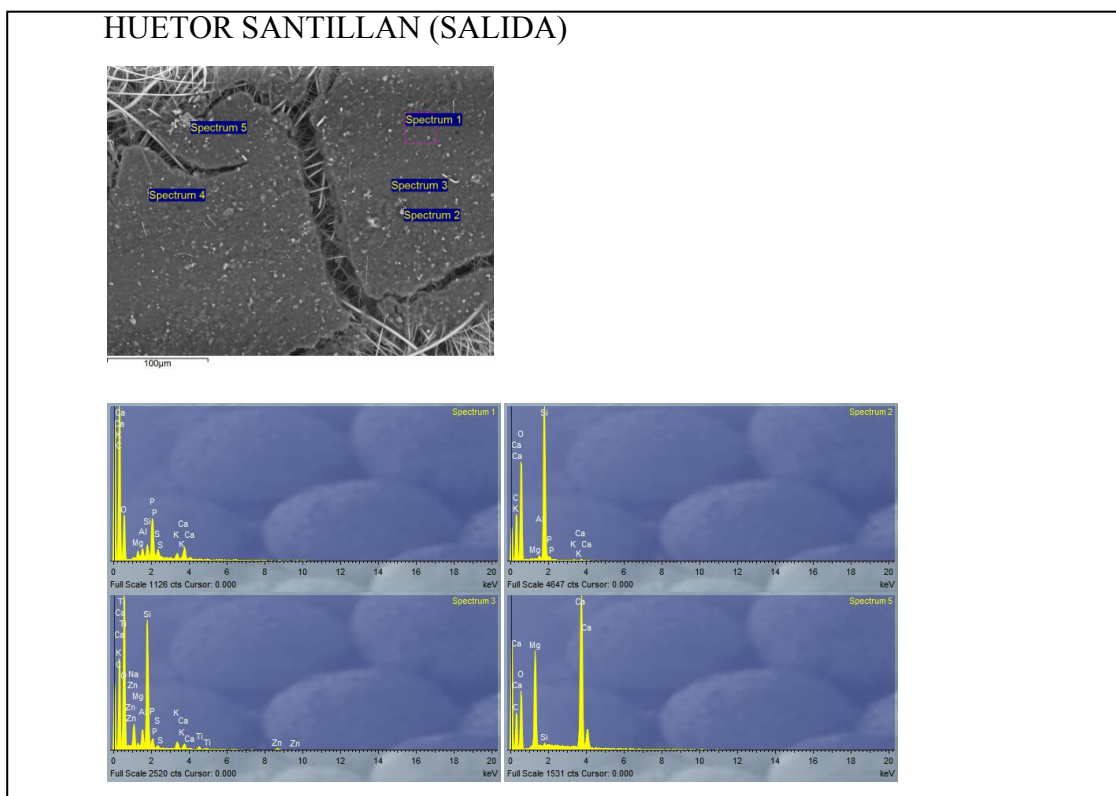


Figura 84. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de BEAS DE GRANADA.

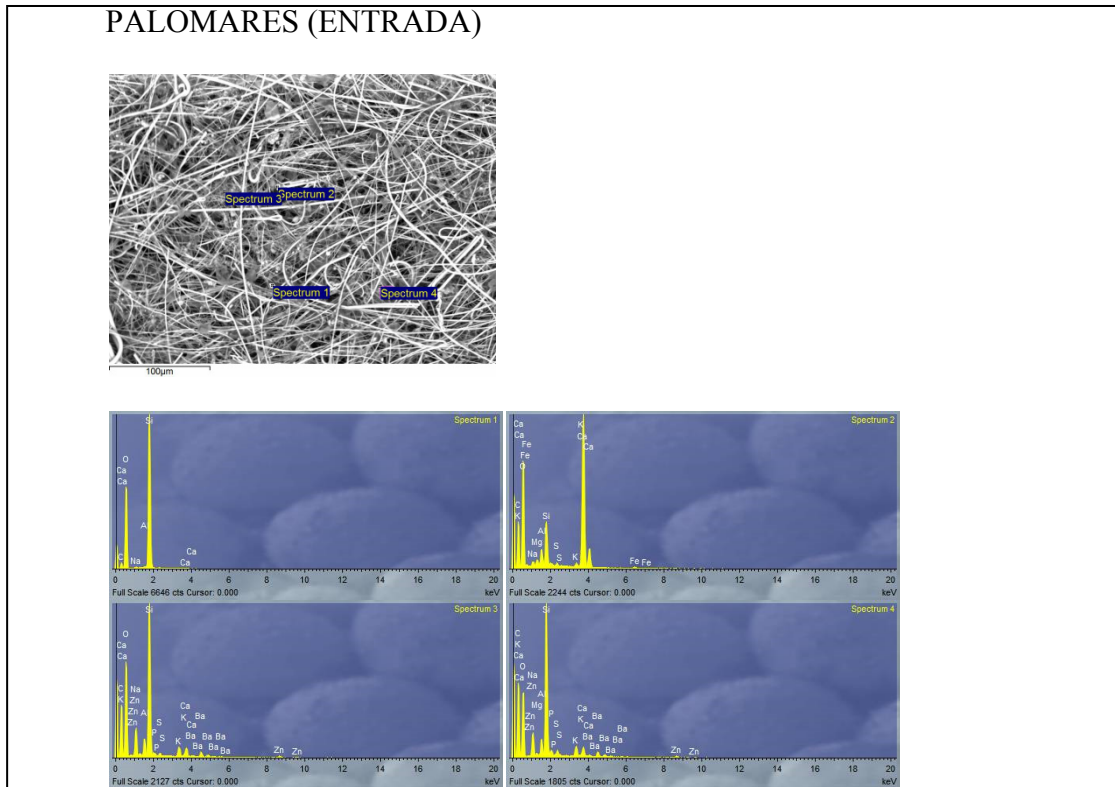


**Figura 85. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de HUETOR SANTILLAN.**

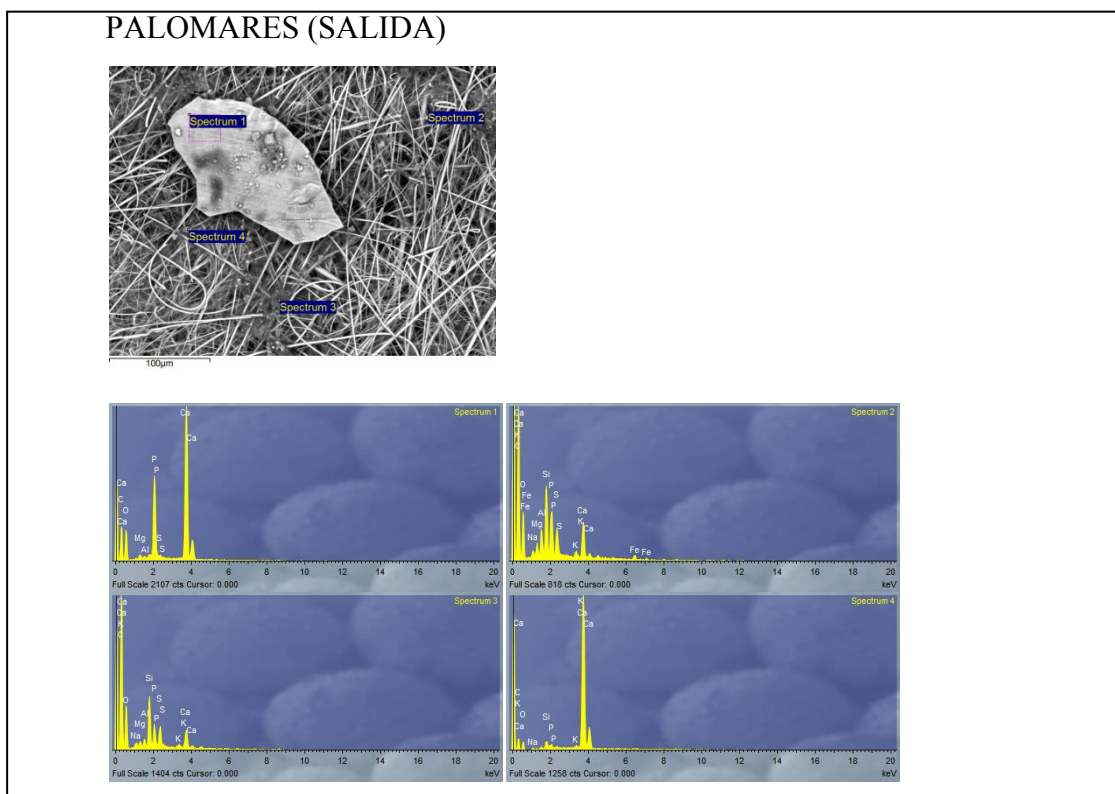


**Figura 86. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de HUETOR SANTILLAN.**

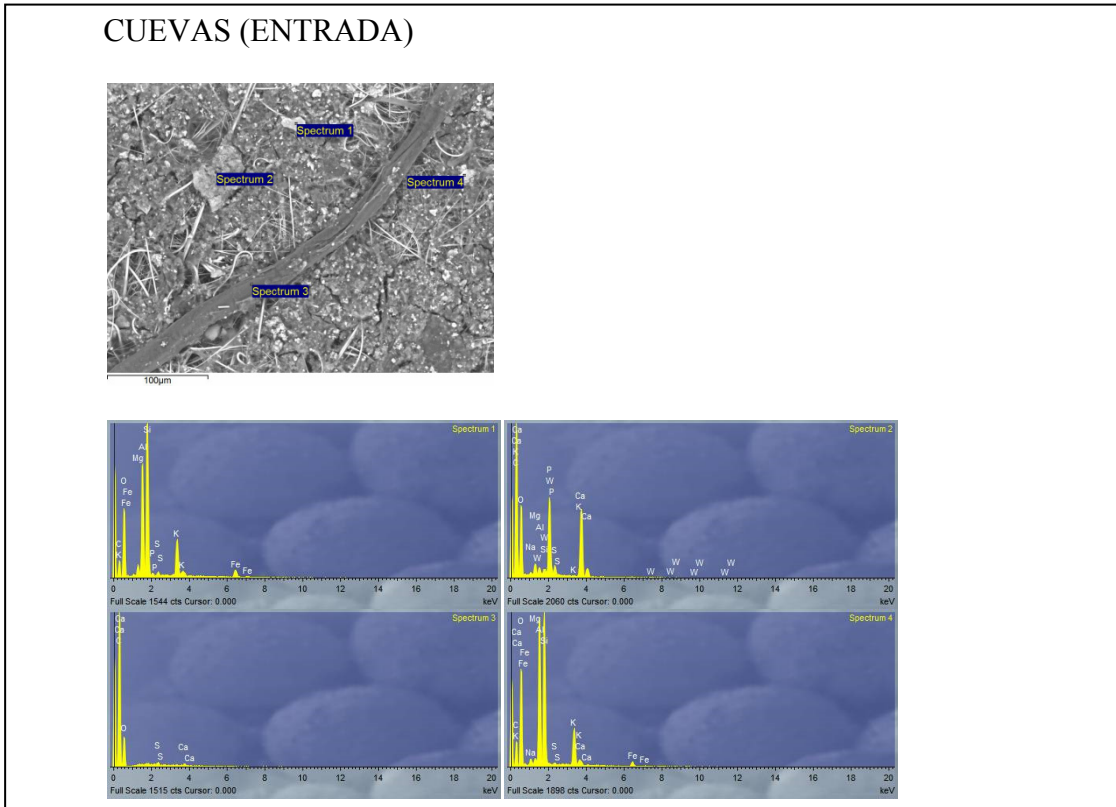




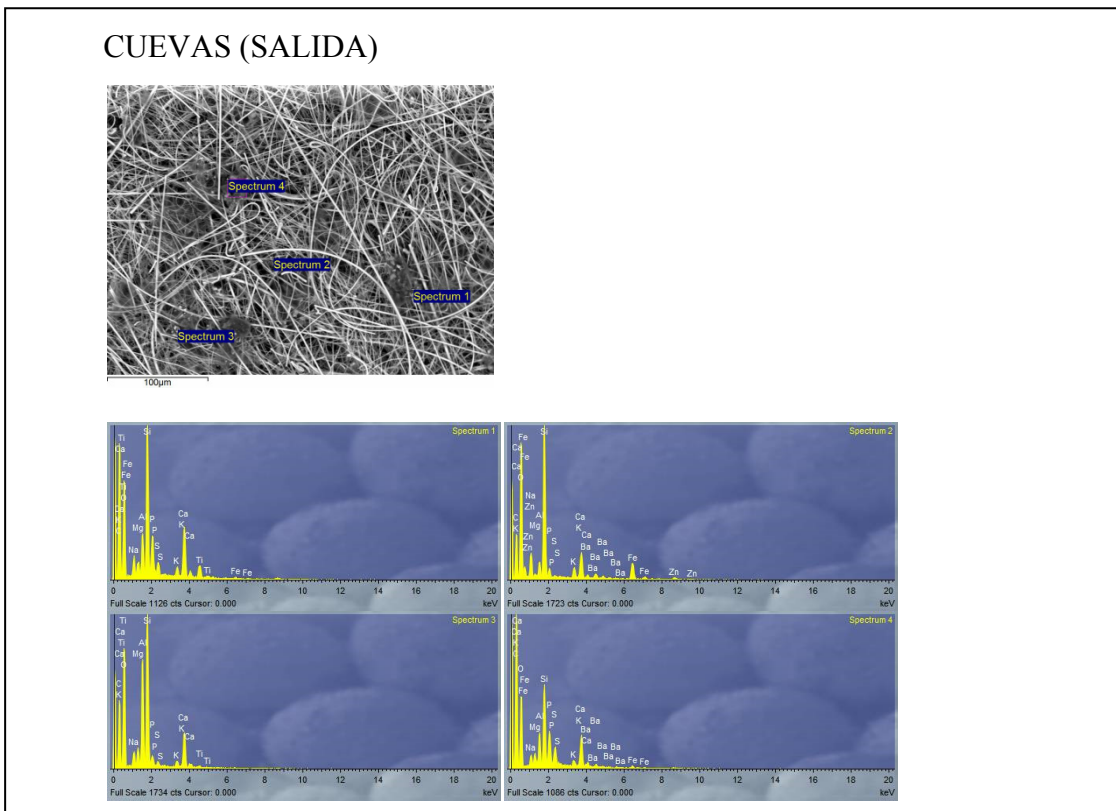
**Figura 87.** Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de PALOMARES.



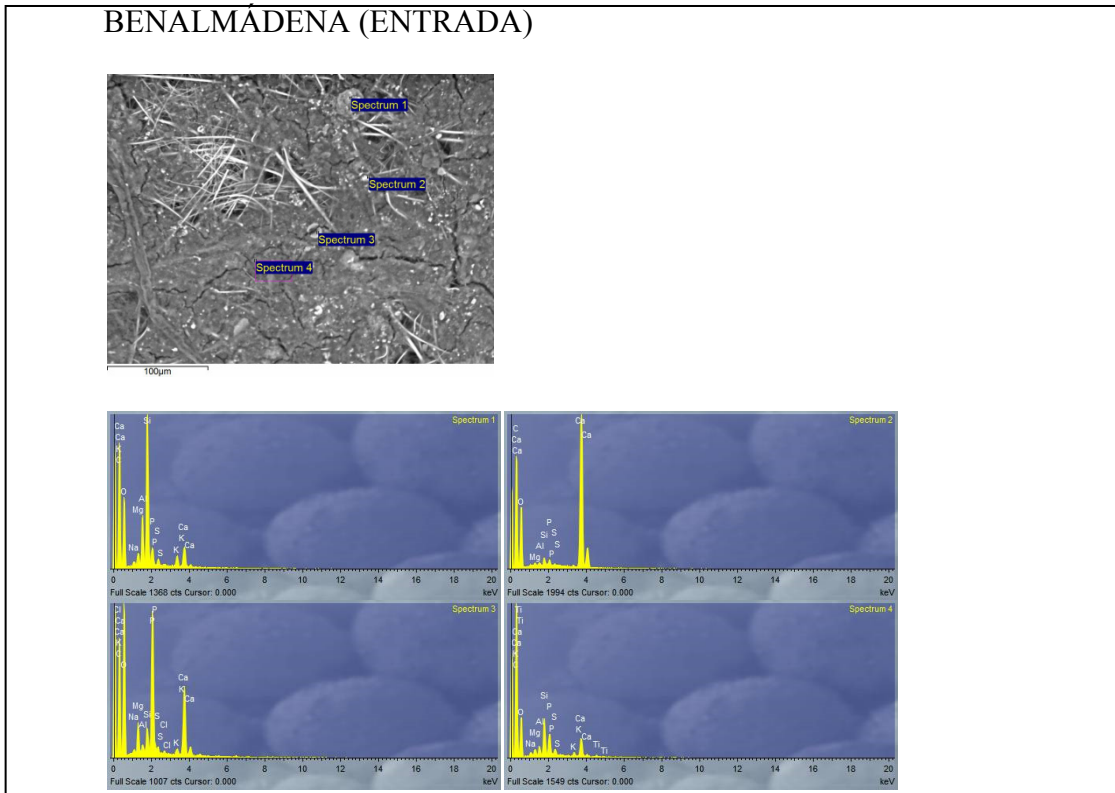
**Figura 88.** Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de PALOMARES.



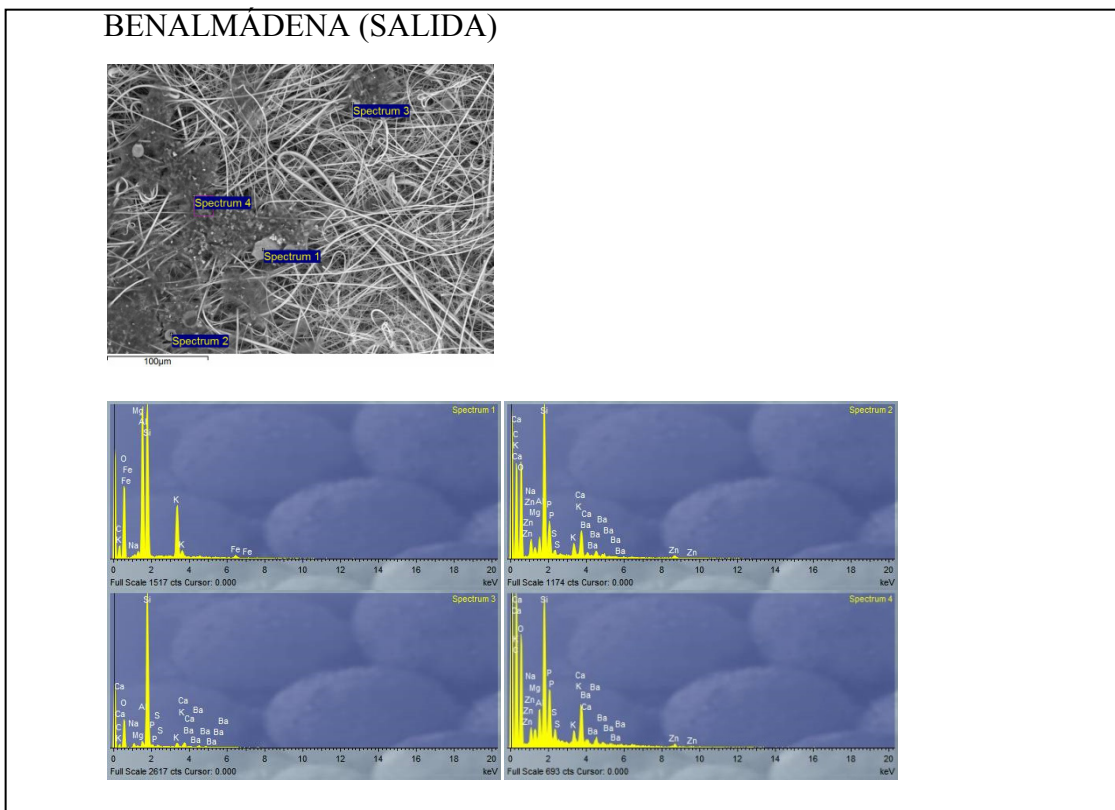
**Figura 89. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de CUEVAS DE ALMANZORA.**



**Figura 90. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de CUEVAS DE ALMANZORA.**



**Figura 91. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la ENTRADA del tratamiento secundario de la depuradora de BENALMÁDENA.**



**Figura 92. Análisis de SEM/EDX de muestra de agua filtrada a través de filtro de fibra de vidrio de la SALIDA del tratamiento secundario de la depuradora de BENALMÁDENA.**



## 7.5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.

Una vez obtenidos los datos se procedió al estudio estadístico de la relación entre los diferentes parámetros y variables, estudiando las relaciones estadísticamente significativas entre ellas así como estableciendo expresiones matemáticas que modelizan dichas relaciones.

### 7.5.1. Relaciones entre parámetros y variables.

En primer lugar se estudió la influencia de las variables de esta investigación (depuradora y punto de muestreo) en los parámetros característicos de la distribución de tamaño de partículas (A y b), realizando un análisis de la varianza incluyendo la interacción significativa entre las variables, es decir, que el efecto de una variable sobre el parámetro estudiado depende de cuál sea el nivel de la otra variable.

Un resumen del proceso que se siguió para el cálculo se muestra en la Figura 93, donde se aprecia como para profundizar el estudio se hizo además un análisis de la varianza a los parámetros de ajuste de la DTP a la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable, A y b, respecto la planta de depuración de forma independiente a la entrada y a la salida del tratamiento. Además se realizó un análisis similar pero a los parámetros A y b relativos respecto la planta de tratamiento que permitieron evaluar si hay diferencias significativas en la variación que sufre la distribución de tamaño de partículas entre diferentes sistemas de tratamiento.

En la Figura 94, se muestra el esquema de cálculo seguido para el estudio de la influencia de las variables de la investigación en los demás parámetros estudiados, siendo análogo al mencionado anteriormente para los parámetros A y b.

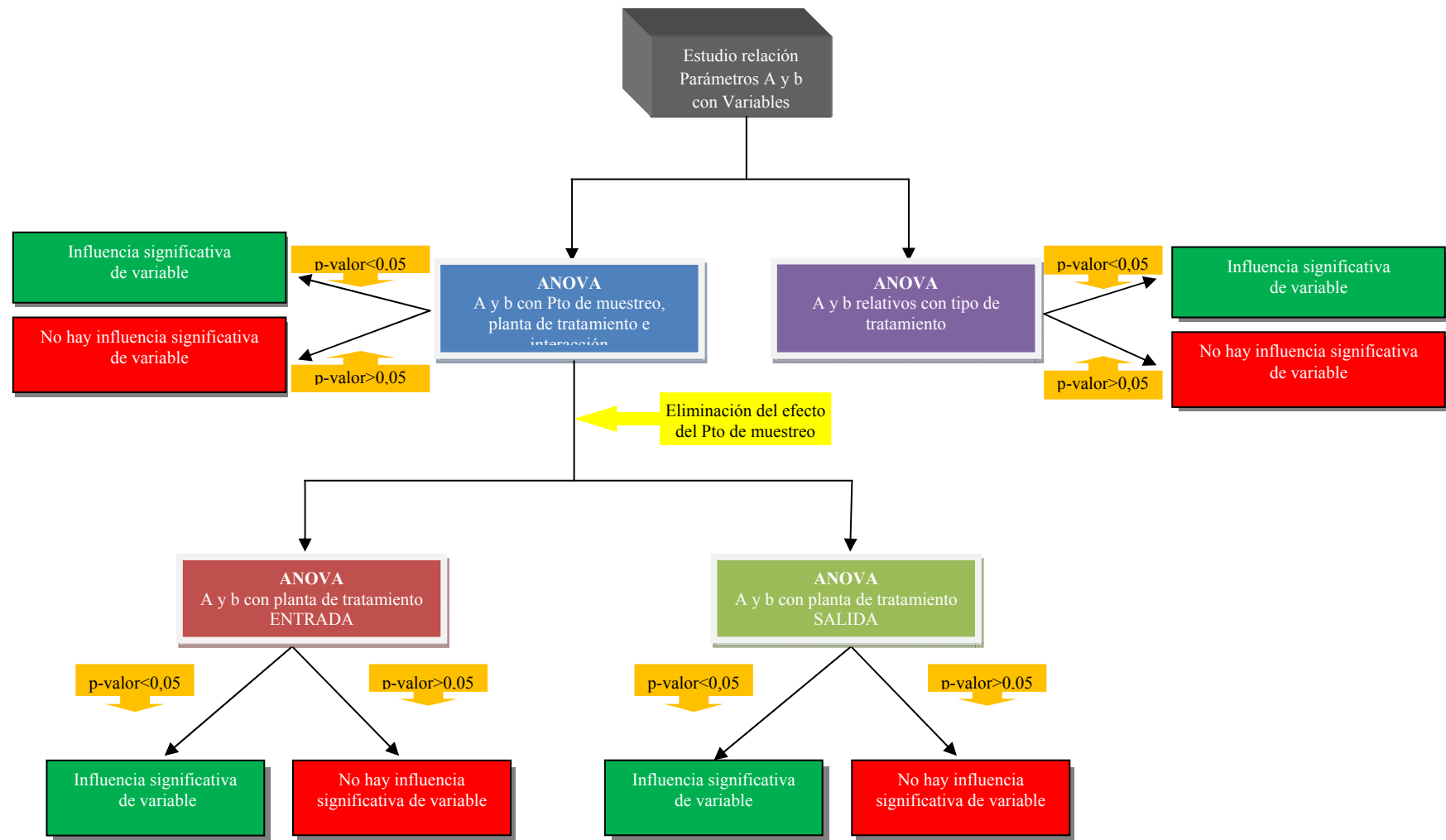


Figura 93. Proceso de análisis de parámetros A y b respecto las variables de la investigación (Planta de tratamiento y punto de muestreo).

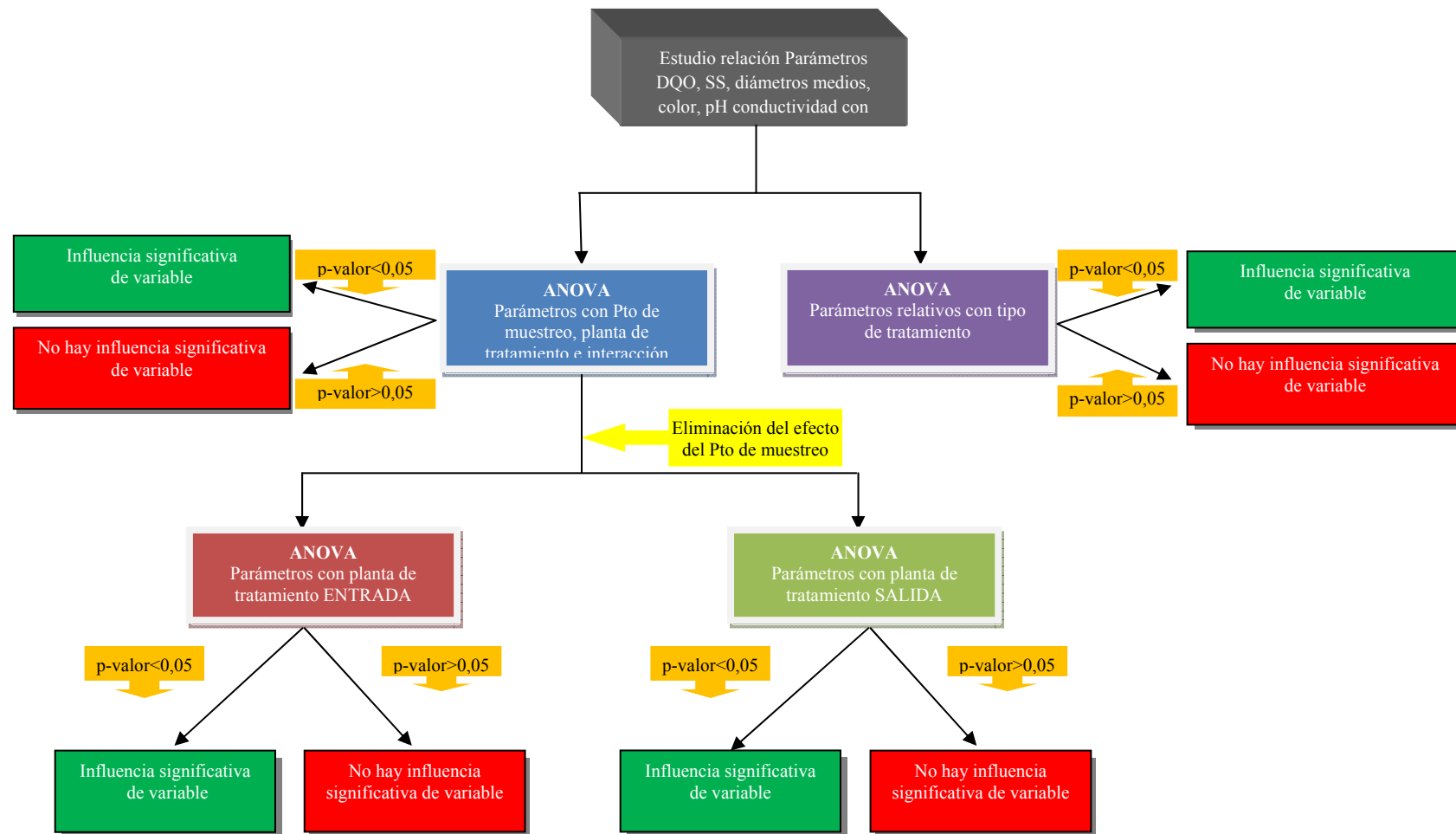


Figura 94. Proceso de análisis de parámetros DQO, SS, diámetros medios aritmético ponderado en masa y número y geométrico ponderado en masa, color, pH y conductividad respecto las variables de la investigación (Planta de tratamiento y punto de muestreo), incluido los rendimientos para el análisis de varianza de parámetros relativos.

En la Tabla 51 se muestra un resumen de este análisis, marcando en cada caso las variables que influyen significativamente en el parámetro estudiado, siendo considerado como tal aquellas cuyos p-valores son inferiores a 0,05, significando que en ese caso la variable o interacción entre variables tienen un efecto estadísticamente significativo en el parámetro estudiado con un nivel de confianza del 95,0%.

Analizando esta tabla se deduce que la densidad de número de partículas de tamaño 1  $\mu\text{m}$ , parámetro A, está influenciada significativamente por las variables del estudio, depuradora y punto de muestreo, es decir, que los tratamientos modifican significativamente la densidad de partículas del efluente, tal y como era de esperar, existiendo además interacción entre las dos variables. En cuanto el parámetro b, en principio no se puede concluir que se vea afectado por las variables del estudio considerándolas de forma independiente, no obstante la interacción de ellas parece que sí influye en b.

**Tabla 51. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros de ajuste A y b.**

	Planta	p-valor	Pto muestreo	p-valor	Interacción	p-valor
<b>A</b>	X	0,0000	X	0,0000	X	0,0000
<b>b</b>		0,0516		0,9570	X	0,0005

Debido a la influencia tan directa de las variables de la investigación en los parámetros A y b, y a que la interacción entre ambas también ejerce una influencia significativa, se decidió eliminar el efecto del punto de muestreo realizando el análisis de la varianza por separado tanto a la entrada como a la salida de los tratamientos biológicos. El resumen de este estudio figura en la Tabla 52, pudiendo concluir que ambos parámetros, A y b, tienen condicionado su variación durante el tratamiento secundario al tipo de tratamiento biológico al que están sometidos, si bien, hay diferentes grupos homogéneos en los que los tratamientos que lo conforman no presentan diferencias significativas entre ellos.

**Tabla 52. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros de ajuste A y b a la entrada y salida de los tratamientos biológicos.**

	Planta	p-valor
<b>A</b> <sub>entrada</sub>	X	0,0000
<b>b</b> <sub>entrada</sub>	X	0,0165
<b>A</b> <sub>salida</sub>	X	0,0000
<b>b</b> <sub>salida</sub>	X	0,0018

Analizando los datos de entrada del parámetro A se comprueba como existen diferencias significativas entre las entradas a los diferentes tratamientos ( $p$ -valor=0), habiendo hasta 4 grupos homogéneos, según se aprecia en el contraste de rangos que aparece en la Tabla 53, siendo el grupo homogéneo que menor valor del parámetro A muestra a la entrada, el compuesto por los tratamientos de depuración de Benalmádena, Loja y Sanlúcar y el grupo con mayor valor para dicho parámetro lo compone el tratamiento de Palomares. La relación de valores del parámetro A entre un grupo y otro, como se puede observar en la Tabla 47, es de 1:6 lo que da una idea de la heterogeneidad de la entrada del agua residual a los diferentes tratamientos secundarios debido, evidentemente, a la diferente ubicación de las diferentes plantas de tratamiento, siendo esto un aspecto importante ya que no se parte del mismo agua y la respuesta del tratamiento secundario podría ser distinta.

**Tabla 53. Contraste múltiple de rangos para A, a la entrada del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos	
BENALMÁDENA	10	50.898	27.972	X	
LOJA	10	59.790	27.972	X	
SANLÚCAR	10	105.444	27.972	X	X
BEAS DE GR.	10	152.214	27.972	X	X
S.P. PINATAR	10	152.908	27.972	X	X
CUEVAS DE AL	10	169.429	27.972	X	X
H. SANTILLÁN	10	172.946	27.972	X	X
MOTRIL	10	211.588	27.972		X
PALOMARES	10	328.493	27.972		X

Repetiendo este análisis pero a la salida de los tratamientos biológicos se comprueba de nuevo como existen diferencias significativas entre las distintas plantas

de depuración ( $p$ -valor=0), apreciándose en la Tabla 54 hasta 5 grupos homogéneos diferentes, siendo los tratamientos que componen dichos grupos claramente distintos, en este caso el grupo homogéneo de menor valor para el parámetro A está compuesto por San Pedro del Pinatar, Benalmádena, Motril y Loja, y el grupo que presentaba un mayor valor para el parámetro A, Palomares y Cuevas de Almanzora. También se comprobó como en los grupos homogéneos se suelen agrupar los tratamientos de tecnología similar, formando diferentes grupos homogéneos los fangos activos, lechos bacterianos y biodiscos. También se observó como la relación entre el parámetro A de salida del sistema que presenta el menor valor (San Pedro del Pinatar) con el mayor valor (Cuevas de Almanzora) es de 30:1, lo que da una idea de la diferente efectividad en eliminación de partículas de diferentes tecnologías.

**Tabla 54. Contraste múltiple de rangos para A a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
S.P. PINATAR	10	3.516	8.988	X
BENALMÁDENA	10	11.380	8.988	X X
MOTRIL	10	20.941	8.988	X X X
LOJA	10	26.894	8.988	X X X
SANLÚCAR	10	34.475	8.988	X X X
BEAS DE GR.	10	41.181	8.988	X X
H. SANTILLÁN	10	59.383	8.988	X
PALOMARES	10	101.059	8.988	X
CUEVAS DE ALM.	10	103.693	8.988	X

No obstante al realizar un análisis de varianza del parámetro A relativo, que relaciona los valores de entrada y salida del parámetro A en los tratamientos secundarios, de forma que permite evaluar si existen diferencias significativas en la variación del parámetro A por los diferentes tratamientos estudiados, se puede comprobar tal y como se aprecia en la Tabla 55 que todos los tratamientos estaban en un mismo grupo homogéneo, excepto la planta de tratamiento de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) que tuvo una disminución del parámetro A por efecto del tratamiento significativamente superior al resto.

**Tabla 55. Contraste múltiple de rangos para el parámetro A relativo (relación valores entrada/salida) de las diferentes plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
CUEVAS DE ALM.	10	1,7262	12,8302	X
LOJA	10	2,9104	12,8302	X
H. SANTILLÁN	10	3,0906	12,8302	X
SANLÚCAR	10	3,1205	12,8302	X
PALOMARES	10	3,5597	12,8302	X
BEAS DE GR.	10	4,3731	12,8302	X
BENALMÁDENA	10	5,1078	12,8302	X
MOTRIL	10	10,4883	12,8302	X
S.P. PINATAR	10	138,0930	12,8302	X

En cuanto al parámetro A relativo, todos los tratamientos formaron un grupo homogéneo, excepto la depuradora de San Pedro del Pinatar que tuvo un grado de eliminación de partículas significativamente superior al resto de tratamiento debido a que utiliza un medio físico de filtración como son las membranas de ultrafiltración de 0,04  $\mu\text{m}$ . La relación entre los valores más extremos del parámetro A relativo, que correspondieron a las plantas de San Pedro del Pinatar y Cuevas de Almanzora, fue de 58:1.

Como resumen del análisis del parámetro A se puede observar que:

- Hay una gran heterogeneidad en la densidad del número de partículas a la entrada de los tratamientos biológicos que es característica del agua residual y de cada planta de tratamiento.
- Los tratamientos biológicos reducen a la salida del tratamiento la variabilidad del parámetro A, en comparación con la presentada a la entrada en la mayoría de los casos, tendiendo a homogeneizar la densidad del número de partículas de cada distribución.
- La variabilidad presentada entre los diferentes grupos homogéneos es mayor a la salida que a la entrada del tratamiento.
- Por todo lo expuesto anteriormente se vio necesario evaluar el parámetro A relativo, que muestra la relación entre el coeficiente A a la entrada del tratamiento biológico respecto la salida, minimizando de esta forma el

efecto de tener diferentes aguas residuales de entrada en cada tratamiento.

Para el parámetro b se procedió con la misma metodología de análisis de la varianza de todos los datos de b de los tratamientos analizados, comprobándose que no había diferencias significativas según se muestreara a la entrada o salida del tratamiento y frente a la planta de tratamiento, pero sí había diferencias significativas al interaccionar ambos factores. Por todo ello se repitió el análisis de la varianza pero a los datos de entrada y salida por separado, eliminando, por tanto, el factor punto de muestreo y dejando como único factor la planta de depuración. Hecho esto se corroboró lo obtenido anteriormente viendo como para la entrada de los tratamientos si había diferencias significativas ( $p\text{-valor}=0,0165$ ) entre los valores de b dependiendo de la planta de depuración, habiendo 3 grupos homogéneos que se muestran en la Tabla 56. La relación más extrema entre el menor y el mayor valor de b corresponde a Loja y Palomares siendo de 1:1,33.

**Tabla 56. Contraste múltiple de rangos para b a la entrada del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
LOJA	10	1,56	0,0895	X
BENALMÁDENA	10	1,71	0,0895	X X
CUEVAS DE AL	10	1,76	0,0895	X X
BEAS DE GR.	10	1,78	0,0895	X X
S.P. PINATAR	10	1,78	0,0895	X X
H. SANTILLÁN	10	1,82	0,0895	X
MOTRIL	10	1,88	0,0895	X X
SANLÚCAR	10	1,89	0,0895	X X
PALOMARES	10	2,08	0,0895	X

Analizando del mismo modo la salida se obtiene resultados similares, volviendo a haber 3 grupos homogéneos con diferencias significativas ( $p\text{-valor}=0,0018$ ), no obstante en este caso la composición de los grupos es diferente a la entrada, lógicamente por efecto del tratamiento. Los grupos homogéneos se muestran en la Tabla 57. La relación entre el menor valor de b a la salida, que corresponde a Motril y el mayor que corresponde a San Pedro del Pinatar y Huétor Santillán es de 1:1,21.



**Tabla 57. Contraste múltiple de rangos para b a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
MOTRIL	10	1,63	0,0686	X		
BENALMÁDENA	10	1,65	0,0686	X		
PALOMARES	10	1,71	0,0686	X	X	
BEAS DE GR.	10	1,78	0,0686	X	X	
SANLÚCAR	10	1,80	0,0686	X	X	X
CUEVAS DE ALM.	10	1,83	0,0686	X	X	X
LOJA	10	1,88	0,0686		X	X
H. SANTILLÁN	10	1,98	0,0686			X
S.P. PINATAR	10	1,98	0,0686			X

Al analizar la varianza del parámetro b relativo (relación entre los coeficientes b de entrada con los de salida de un muestreo) con respecto la planta de tratamiento se pudo apreciar hasta 5 grupos homogéneos diferentes, tal y como se ve en la Tabla 58, este hecho indica que los diferentes tipos de tratamiento modifican de forma diferente la distribución relativa del tamaño de partículas.

**Tabla 58. Contraste múltiple de rangos para el parámetro b relativo (relación valores entrada/salida) de las diferentes plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
LOJA	10	0,8239	0,0424	X		
S.P. PINATAR	10	0,9078	0,0424	X	X	
H. SANTILLÁN	10	0,9197	0,0424	X	X	
CUEVAS DE ALM.	10	0,9570	0,0424		X	X
BEAS DE GR.	10	0,9993	0,0424		X	X
BENALMÁDENA	10	1,0433	0,0424			X
SANLÚCAR	10	1,0621	0,0424			X
MOTRIL	10	1,1566	0,0424			X
PALOMARES	10	1,2256	0,0424			X

El grupo que produjo un mayor incremento del parámetro b, que indica mayor rendimiento en eliminación de partículas de gran tamaño respecto las pequeñas, estaba compuesto por la depuradora de Loja, San Pedro del Pinatar y Huétor Santillán, y los que mayor descenso mostraron en este parámetro, y que por tanto, indicaron un mayor rendimiento en eliminación de partículas de menor tamaño, fueron las plantas de Palomares y Motril. La relación entre Loja y Palomares que son los casos más extremos

en la modificación del parámetro  $b$  es de 1: 1,48. Los grupos homogéneos son diferentes a los formados en el estudio del coeficiente  $A$  relativo, que se mostraron en la Tabla 55.

Evaluando el análisis del parámetro  $b$  se puede concluir como:

- Hay una gran heterogeneidad en la distribución de tamaños de partículas a la entrada de los tratamientos biológicos que es característica de cada planta de tratamiento.
- La variabilidad presentada entre los diferentes grupos homogéneos es mayor a la entrada que a la salida, debido al efecto del tratamiento biológico.
- 5 Tratamientos experimentaban un incremento del parámetro  $b$  a la salida y 4 de ellos una disminución, lo que significa que algunos tratamientos modifican la composición relativa de la distribución de tamaño de partículas hacia tamaños medios menores y otras hacia tamaños medios mayores.

Con el análisis de la varianza realizado a los parámetros  $A$  y  $b$  relativos se puede verificar la diferente influencia existente entre los distintos sistemas de depuración estudiados y la variación de los parámetros  $A$  y  $b$ . En la Tabla 59 se muestra un resumen de la influencia significativa de la planta de tratamiento con la variación de ambos parámetros,  $A$  y  $b$ , pudiéndose deducir que la variación de dichos parámetros depende de la planta de depuración estudiada, lo que indica en un primer lugar que la variación de la distribución de tamaño de partículas del agua residual en un tratamiento secundario depende del tipo de tecnología que se esté empleando.

**Tabla 59. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros de ajuste  $A$  y  $b$  relativos.**

	Planta	p-valor
$A_{\text{relativo}}$	X	0,0000
$b_{\text{relativo}}$	X	0,0000

Una vez conocido el efecto de las variables de esta investigación sobre los parámetros característicos de la distribución de tamaño de partículas del agua residual,  $A$  y  $b$ , se procedió a estudiar su influencia sobre el resto de parámetros característicos,

DQO, sólidos en suspensión, turbidez, diámetro medio de partícula del agua residual, Color, pH, turbidez y rendimiento en eliminación de partículas.

En la Tabla 60 se muestra un resumen del análisis de la varianza realizado donde se indican las variables que tienen influencia significativa sobre los parámetros característicos del agua residual.

**Tabla 60. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros del agua residual.**

	Planta de Tratamiento	p-valor	Pto muestreo	p-valor	Interacción	p-valor
<b>DQO</b>	X	0,0000	X	0,0000		0,1304
<b>SS</b>	X	0,0004	X	0,0000	X	0,0248
<b>Turbidez</b>	X	0,0000	X	0,0000	X	0,0000
<b>d<sub>pa</sub> masa</b>		0,0511		0,7644	X	0,0184
<b>d<sub>pa</sub> número</b>	X	0,0005	X	0,0050	X	0,0050
<b>d<sub>pg</sub> masa</b>	X	0,0397		0,7985	X	0,0016
<b>Color <math>\lambda=430 \mu\text{m}</math></b>	X	0,0000	X	0,0000	X	0,0000
<b>Color <math>\lambda=525 \mu\text{m}</math></b>	X	0,0000	X	0,0000	X	0,0000
<b>Color <math>\lambda=620 \mu\text{m}</math></b>	X	0,0000	X	0,0000	X	0,0000
<b>pH</b>	X	0,0000		0,05959	X	0,0001
<b>Conductividad</b>	X	0,0000		0,1000		0,8786

Analizando en detalle estos datos, se aprecia como las variables planta de tratamiento y punto de muestreo junto con la interacción entre ambas influyen significativamente con nivel de confianza superior al 95% en los sólidos en suspensión turbidez y color (en sus tres longitudes de onda), sobre la DQO solo influye la planta de tratamiento y el punto de muestreo pero no la interacción entre ambas. Respecto los tamaños de partículas promedios, el aritmético ponderado en masa sólo era influenciado por la interacción de las dos variables y el geométrico ponderado en masa por la planta de tratamiento y la interacción entre esta variable y el punto de muestreo, mientras que el diámetro medio aritmético ponderado en número se ve influenciado por ambas variables y su interacción.

El pH del agua residual dependía de la planta de depuración, y de la interacción entre esta variable y el punto de muestreo. La conductividad solamente depende de la planta de depuración, fundamentalmente por su diferente ubicación geográfica, ya que

hay plantas ubicadas en el interior y otras cerca de la costa notándose claramente la diferencia en conductividad por el diferente contenido salino del agua. De hecho existen investigaciones que evalúan el efecto de la salinidad variable en la depuración de aguas residuales con biodiscos, donde se concluyen que puntas de salinidad alta de más de 16 horas disminuyen el rendimiento de depuración con biodiscos (Castillo *et al.*, 1995)

Para evitar el efecto del punto de muestreo se realizaron dos análisis de la varianza considerando solo datos de entrada y salida en cada uno, figurando los resúmenes de los resultados obtenidos en la Tabla 61, además para evaluar el efecto del tratamiento se realizó un análisis de la varianza de los parámetros relativos respecto la planta de tratamiento, mostrándose los resultados en la Tabla 62 y apreciándose como la variación de todos los parámetros varían significativamente con la planta de depuración.

**Tabla 61. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros del agua residual a la entrada y salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración.**

Parámetro	Planta de		Planta de	
	Tratamiento (Entrada)	p-valor	Tratamiento (Salida)	p-valor
DQO	X	0,0033	X	0,0000
SS	X	0,0121	X	0,0000
Turbidez	X	0,0000	X	0,0000
$d_{pa}$ masa		0,0531	X	0,0174
$d_{pa}$ número	X	0,0108	X	0,0000
$d_{pg}$ masa	X	0,0106	X	0,0115
Color $\lambda=430 \mu\text{m}$ .	X	0,0000	X	0,0000
Color $\lambda=525 \mu\text{m}$	X	0,0000	X	0,0000
Color $\lambda=620 \mu\text{m}$	X	0,0000	X	0,0000
pH	X	0,0000	X	0,0000
Conductividad	X	0,0000	X	0,0000

Una vez realizado para la entrada se observó como para la DQO, sólidos en suspensión, turbidez, diámetro medio aritmético ponderado en número, diámetro medio geométrico ponderado en masa, color (en sus tres longitudes de onda), pH y conductividad existen diferencias significativas entre las diferentes plantas de depuración tanto a la entrada como a la salida de sus tratamientos secundarios, este hecho es lógico debido a la diferente naturaleza del agua de entrada a cada planta de

tratamiento. Por contra el diámetro medio aritmético ponderado en masa no presentaba diferencias significativas a la entrada de los diferentes tratamientos secundarios pero sí a la salida evidenciando la diferente influencia según el tratamiento secundario en el diámetro medio aritmético ponderado en masa.

**Tabla 62. Resumen de variables con influencia significativa en los parámetros relativos (Entrada/Salida) del agua residual.**

Parámetro	Planta de Tratamiento	p-valor
DQO relativo	X	0,0000
SS relativo	X	0,0049
Turbidez relativo	X	0,0000
d <sub>pa</sub> masa relativo	X	0,0010
d <sub>pa</sub> número relativo	X	0,0000
d <sub>pg</sub> masa relativo	X	0,0000
Color $\lambda=430$ $\mu\text{m}$ relativo.	X	0,0005
Color $\lambda=525$ $\mu\text{m}$ relativo.	X	0,0000
Color $\lambda=620\mu\text{m}$ relativo	X	0,0001
$\eta_{\text{elimin. num. partíc.}}$	X	0,0000
$\eta_{\text{elimin. masa. partíc.}}$	X	0,0000

Analizando en más detalle los valores de DQO a la salida de los tratamientos secundarios se realizó un contraste múltiple de rangos mostrado en la Tabla 63, apareciendo hasta 6 grupos homogéneos diferentes, estando en el grupo con menor valor de DQO, los sistemas de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar), lechos inundados (Benalmádena), una de las plantas de lechos bacterianos (Benalmádena) y fangos activos de media carga (Motril) y dentro de los grupos con mayor contenido de DQO a la salida del tratamiento secundario se encontraban las dos plantas de biodiscos (Palomares y Cuevas de Almanzora) y la planta de fangos activos de doble etapa.

**Tabla 63. Contraste múltiple de rangos para DQO a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
S.P. PINATAR	10	17,89	16,89	X
BENALMÁDENA	10	29,97	16,89	X X
BEAS DE GR.	10	30,36	16,89	X X
MOTRIL	10	53,81	16,89	X X
LOJA	10	65,87	16,89	X X
H. SANTILLÁN	10	106,14	16,89	X X
PALOMARES	10	148,58	16,89	X X
SANLÚCAR	10	192,58	16,89	X
CUEVAS DE ALM.	10	258,27	16,89	X

Viendo con mayor grado de detalle el efecto de las plantas de depuración sobre la DQO se realizó otro análisis de contraste múltiple para el parámetro DQO relativo, mostrándose sus resultados en la Tabla 64. Se puede apreciar en este caso como hay 3 grupos homogéneos diferentes destacando el grupo con mayor eficiencia en eliminación en DQO que lo componía la planta de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar), en el extremo contrario y dentro del grupo con menor rendimiento de eliminación las plantas se encuentran las dos plantas de biodiscos (Cuevas de Almanzora y Palomares) y la planta de fangos activos de doble etapa (Sanlúcar).

**Tabla 64. Contraste múltiple de rangos para DQO relativo. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
CUEVAS DE ALM.	10	2,42	3,58	X
SANLÚCAR	10	2,73	3,58	X
PALOMARES	10	3,46	3,58	X
LOJA	10	5,28	3,58	X
BENALMÁDENA	10	8,75	3,58	X X
MOTRIL	10	9,13	3,58	X X
H. SANTILLÁN	10	10,58	3,58	X X
BEAS DE GR.	10	17,44	3,58	X
S.P. PINATAR	10	32,75	3,58	X

Referente a los valores que toman sólidos en suspensión a la salida, destaca, según se aprecia en la Tabla 65, que se presentaron hasta 5 grupos homogéneos distintos, estando en los dos grupos con mayor valor de sólidos en suspensión a la salida del tratamiento secundario las dos plantas de biodiscos y la de fangos activos de doble

etapa (Palomares, Cuevas de Almanzora y Sanlúcar), siendo la de Cuevas la que presentó un mayor valor de sólidos en suspensión. Nuevamente la planta de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) fue la que presentó un menor valor a la salida del tratamiento biológico.

**Tabla 65. Contraste múltiple de rangos para SS a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos	
S.P. PINATAR	10	8,08	6,25	X	
LOJA	10	9,30	6,25	X	
BEAS DE GR.	10	13,20	6,25	X	X
BENALMÁDENA	10	14,20	6,25	X	X
MOTRIL	10	17,40	6,25	X	X
H. SANTILLÁN	10	30,20	6,25		X
PALOMARES	10	61,67	6,25		X
SANLÚCAR	10	68,57	6,25		X
CUEVAS DE ALM.	10	130,60	6,25		X

En el análisis del efecto de la planta de depuración respecto el parámetro sólidos en suspensión relativo, que muestra la eficiencia en eliminación de sólidos en suspensión, se pudo comprobar que el sistema de depuración era determinante, habiendo 2 grupos homogéneos claramente diferenciados. Las plantas con mayor rendimiento en eliminación de sólidos en suspensión correspondieron a los sistemas de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) y oxidación prolongada (Loja) y las plantas con menor rendimiento en eliminación de sólidos en suspensión fueron las dos de tecnología de biodiscos. Los resultados se muestran en la Tabla 66.

**Tabla 66. Contraste múltiple de rangos para SS relativo. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
PALOMARES	10	2,01	10,22	X
CUEVAS DE ALM.	10	2,46	10,22	X
SANLÚCAR	10	4,74	10,22	X
H. SANTILLÁN	10	5,94	10,22	X
MOTRIL	10	6,15	10,22	X
BEAS DE GR.	10	7,98	10,22	X
BENALMÁDENA	10	8,95	10,22	X
LOJA	10	39,27	10,22	X
S.P. PINATAR	9	52,76	10,78	X

Con respecto a la turbidez a la salida de los tratamientos secundarios aparecen 4 grupos homogéneos. En este caso de nuevo los dos grupos con mayor valor de turbidez a la salida engloban las dos plantas de biodiscos (Palomares y Cuevas de Almanzora) y dentro del grupo homogéneo con menor valor de turbidez las dos plantas que menor valor presentaron fueron la de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) y lechos inundados (Benalmádena). Los datos de este análisis se muestran en la Tabla 67.

**Tabla 67. Contraste múltiple de rangos para Turbidez a la salida del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
S.P. PINATAR	10	8,60	19,52	X
BENALMÁDENA	10	9,00	19,52	X
LOJA	10	13,60	19,52	X
BEAS DE GR.	10	27,20	19,52	X
MOTRIL	10	27,40	19,52	X
SANLÚCAR	10	43,80	19,52	X X
H. SANTILLÁN	10	82,80	19,52	X
PALOMARES	10	160,60	19,52	X
CUEVAS DE ALM.	10	262,60	19,52	X

Como se mostró en la Tabla 62 al evaluar el efecto del tratamiento sobre la turbidez se realizó un análisis de varianza de la turbidez relativa, que relaciona la turbidez de entrada al tratamiento con la salida, frente se apreció que la planta de tratamiento influye significativamente en la eliminación de turbidez. Al realizar el análisis de contraste múltiple de rangos, tal y como se ve en la Tabla 68, se presentaban 2 grupos homogéneos, correspondiendo el mayor rendimiento en eliminación de



turbidez al compuesto exclusivamente por la planta de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar), en este caso las plantas con menor eliminación de turbidez correspondieron a una de las plantas de biodiscos (Cuevas de Almanzora) y en este caso también a una de lechos bacterianos (Huétor Santillán).

**Tabla 68. Contraste múltiple de rangos para Turbidez relativo. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos
H. SANTILLÁN	10	2,86	5,29	X
CUEVAS DE ALM.	10	2,96	5,29	X
LOJA	10	5,38	5,29	X
SANLÚCAR	10	6,46	5,29	X
BEAS DE GR.	10	6,92	5,29	X
PALOMARES	10	7,00	5,29	X
MOTRIL	10	10,49	5,29	X
BENALMÁDENA	10	13,82	5,29	X
S.P. PINATAR	6	60,40	6,82	X

Al estudiar el diámetro medio aritmético ponderado en masa se observó que el único factor que influye sobre él es la interacción de la planta de tratamiento con el punto de muestreo, tal y como se apreciaba en la Tabla 60, aunque ambas variables por separado no mostraron diferencias significativas. Al realizar su análisis de la varianza por separado para valores de entrada y salida sí se encontraron diferencias significativas con los datos del diámetro medio aritmético ponderado en masa a la salida de las diferentes plantas de depuración estudiadas, Tabla 61. Además también se apreciaron diferencias significativas en cuanto a la modificación de este tamaño medio por parte de cada tratamiento de depuración (tamaño medio aritmético ponderado en masa relativo), tal y como se aprecia en la Tabla 69, siendo la planta que mostró un mayor incremento en el diámetro medio tras el tratamiento secundario una de las plantas de biodiscos (Palomares) y la de mayor disminución del mismo la de fangos activos de oxidación prolongada (Loja), en este caso se formaron 4 grupos homogéneos diferentes.

**Tabla 69. Contraste múltiple de rangos para diámetro medio aritmético ponderado en masa relativo. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
PALOMARES	10	0,72	0,12	X		
MOTRIL	10	0,81	0,12	X	X	
SANLÚCAR	10	0,96	0,12	X	X	
CUEVAS DE ALM.	10	1,03	0,12	X	X	X
BENALMÁDENA	10	1,05	0,12	X	X	X
BEAS DE GR.	10	1,06	0,12		X	X
H. SANTILLÁN	10	1,14	0,12		X	X
S.P. PINATAR	10	1,32	0,12			X
LOJA	10	1,48	0,12			X

Al estudiar el diámetro medio aritmético ponderado en número, todos los factores estudiados como planta de tratamiento, punto de muestreo, interacción entre ambos de plantas de tratamiento mostraron ser estadísticamente significativos, así como la planta de depuración al estudiar por separado los datos de entrada y salida de la planta. Además se pudo comprobar cómo la planta de tratamiento influye significativamente en el grado de modificación del diámetro medio aritmético ponderado en número, en la Tabla 76 se muestra el resumen del test de contraste múltiple de rangos para el diámetro medio aritmético ponderado en número, habiendo 3 grupos homogéneos distintos, siendo la planta que mostró un mayor incremento en el diámetro medio tras el tratamiento secundario la de lechos inundados (Benalmádena) y la de mayor disminución del mismo la de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar).

**Tabla 70. Contraste múltiple de rangos para diámetro medio aritmético ponderado en número relativo. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
BENALMÁDENA	10	0,93	0,12	X		
BEAS DE GR.	10	0,96	0,12	X		
PALOMARES	10	0,98	0,12	X		
MOTRIL	10	0,99	0,12	X		
SANLÚCAR	10	1,05	0,12	X		
CUEVAS DE ALM.	10	1,24	0,12	X		
H. SANTILLÁN	10	1,25	0,12	X	X	
LOJA	10	1,59	0,12		X	X
S.P. PINATAR	10	1,70	0,12			X

Referente al diámetro medio geométrico ponderado en masa se observó que este parámetro depende de la planta de tratamiento y de la interacción de esta variable con el punto de muestreo, encontrándose al realizar el análisis de la varianza de forma independiente a la entrada y a la salida dependencia significativa entre el diámetro medio geométrico ponderado en masa y la planta de tratamiento en ambos casos. El test de contraste múltiple del parámetro relativo se muestra en la Tabla 77, habiendo en este caso 5 grupos homogéneos, siendo la planta de tratamiento que mayor incremento de tamaño medio geométrico experimentaba una de las plantas de biodiscos (Palomares) y la mayor disminución de tamaño la de oxidación prolongada (Loja) y biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar). Además tal y como se puede observar en la Tabla 47, la planta que recibía de media el menor tamaño medio de partícula fue una de biodiscos (Palomares) y la que recibió el mayor tamaño la de fangos activos de oxidación prolongada (Loja), observándose como a la salida la plantas, Tabla 48, las que presentaron el mayor diámetro medio fueron las de fangos activos de media carga (Motril) y lechos inundados (Benalmádena) y las que tenían un menor tamaño a la salida una de las dos de lechos bacterianos (Huétor Santillán) y la de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar).

**Tabla 71. Contraste múltiple de rangos para diámetro medio geométrico ponderado en masa relativo. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
PALOMARES	10	0,84	0,05	X		
MOTRIL	10	0,88	0,05	X	X	
SANLÚCAR	10	0,96	0,05	X	X	X
BENALMÁDENA	10	1,00	0,05		X	X
BEAS DE GR.	10	1,01	0,05		X	X
CUEVAS DE ALM.	10	1,05	0,05		X	X
H. SANTILLÁN	10	1,06	0,05		X	X
S.P. PINATAR	10	1,14	0,05			X
LOJA	10	1,20	0,05			X

Por último para evaluar el efecto del tratamiento se repitió el análisis al parámetro diámetro medio geométrico ponderado en masa relativo, que relaciona el diámetro medio geométrico ponderado en masa de entrada al tratamiento con la salida, observándose como la modificación de este tamaño medio de partícula depende del tipo de planta de tratamiento.

Al estudiar el color, se analizaron las absorbancias a 430, 525 y 620  $\mu\text{m}$  de longitud de onda, observándose que tanto la planta de depuración como el punto de muestreo tienen influencias significativas así como su interacción también. Para evitar el efecto del punto de muestreo y las interacciones con la planta de depuración se repitió ese análisis pero discriminando entre datos de entrada y salida, una vez hecho para la entrada se comprobó que la planta de tratamiento es un factor estadísticamente significativo para el color habiendo diferencias significativas entre plantas de tratamiento. Se observó como la salida de las plantas con mayor nivel de color fue una de biodiscos (Cuevas de Almanzora) y la de menor una de lechos bacterianos (Beas de Granada). Por último para evaluar el efecto del tratamiento se repitió el análisis al parámetro color relativo que relaciona el color de entrada al tratamiento con la salida, mostrándose de nuevo que existen diferencias significativas entre plantas de tratamiento.

Al estudiar el pH, se observó que solo influye significativamente la planta de depuración y su interacción con el punto de muestreo. No obstante se repitió este análisis tanto a la entrada como a la salida de la planta de depuración, una vez hecho para la entrada se observó de nuevo que el único factor estadísticamente significativo para el pH era la planta de tratamiento, siendo las plantas de lechos inundados (Benalmádena) y biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) las que tenían un menor pH medio en el agua de entrada al tratamiento y las plantas de lechos bacterianos (Beas de Granada y Huétor Santillán) las que mostraron el mayor pH. Repitiendo este análisis a la salida, de nuevo el único factor con influencia sobre el pH fue la planta de depuración, siendo las plantas que mostraron los pH máximos y mínimos a la salida las mismas que a la entrada por lo que es de suponer que las plantas de tratamiento no modifican sustancialmente el pH del efluente.

Como está claro que sobre este parámetro los tratamientos de depuración estudiados en sí mismo no producen diferencias significativas entre la entrada y la salida no se consideró necesario estudiar la variación de pH con el resto de parámetros.

Al estudiar la conductividad se observó que todos los factores, además de su interacción tienen influencia significativa sobre la planta de tratamiento y punto de muestreo. Para evitar el efecto del punto de muestreo se repitió ese análisis pero

discriminando entre datos de entrada y salida, una vez hecho para la entrada se comprobó la planta de tratamiento tiene influencia significativa sobre la conductividad, probablemente debido a la diferente ubicación de cada tratamiento, mostrándose 5 grupos homogéneos diferentes tal y como se ve en la Tabla 72, en este caso todas las plantas con localizadas en zona costera presentaban conductividades mayores de  $1.000\mu\text{S}$ , siendo la de mayor conductividad la de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar), superando de promedio los  $4.000\mu\text{S}$ , el resto de las plantas ubicadas en el interior no llegaron al valor de los  $1.000\mu\text{S}$ .

**Tabla 72. Contraste múltiple de rangos para la Conductividad,  $\mu\text{S}$ , para la entrada del tratamiento biológico de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
LOJA	10	664,86	125,64	X		
H. SANTILLÁN	10	776,02	114,90	X		
BEAS DE GR.	10	907,36	114,70	X	X	
SANLÚCAR	10	1.383,30	118,18		X	X
MOTRIL	10	1.450,90	117,50			X
BENALMÁDENA	10	1.600,24	124,27			X
CUEVAS DE ALM.	10	2.579,87	115,09			X
PALOMARES	10	2.692,59	140,99			X
S.P. PINATAR	10	4.938,95	114,69			X

Realizando de nuevo este análisis a la salida se observó la misma influencia significativa sobre la conductividad que en la entrada, mostrándose los mismos 5 grupos homogéneos que a la entrada, pudiéndose ver esto en la Tabla 73, y repitiéndose como a la entrada grandes diferencias de conductividad entre las plantas ubicadas en el interior y en zona costera, no habiendo diferencias significativas en la variación de la conductividad por efecto de los diferentes tratamientos secundarios estudiados. Para este caso no se consideró interesante para el presente trabajo de investigación evaluar el efecto de la variación de la conductividad en el resto de parámetros característicos del agua residual.

**Tabla 73. Contraste múltiple de rangos para la Conductividad,  $\mu\text{S}$  para la salida de las plantas de depuración. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
H. SANTILLÁN	10	624,06	114,44	X		
LOJA	10	711,86	112,63	X		
BEAS DE GR.	10	835,10	109,11	X	X	
MOTRIL	10	1.367,79	116,63		X	X
SANLÚCAR	10	1.446,11	109,84		X	X
BENALMÁDENA	10	1.539,98	119,89			X
PALOMARES	10	2.547,64	135,34			X
CUEVAS DE ALM.	10	2.588,62	134,96			X
S.P. PINATAR	10	4.546,65	128,06			X

Por último se estudió la influencia de las plantas de tratamiento en cuanto a rendimiento de eliminación de partículas se refiere, tanto en número como en masa, de forma que se comprobó que el tipo de tratamiento influye significativamente en el rendimiento en eliminación tanto en masa como en número de partículas.

En ambos casos las plantas con mayores rendimientos en eliminación de partículas, tanto en masa como en número, fueron las de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) seguida de la de fangos activos de oxidación prolongada (Loja) y lechos bacterianos (Huétor Santillán) en cuanto al rendimiento en eliminación en masa y la de fangos activos de media carga (Motril) y lechos inundados (Benalmádena) para el rendimiento en eliminación en número de partículas. Por contra las que menores rendimientos en eliminación de masa mostraron fueron una de las plantas de biodiscos (Palomares) y la de fangos activos de doble etapa (Sanlúcar). En eliminación en número la otra planta de biodiscos (Cuevas de Almanzora) y nuevamente la de fangos activos de doble etapa (Sanlúcar) fueron las que presentaron un menor rendimiento. Ver Tabla 76 y Tabla 77 de grupos homogéneos de ambos rendimientos.

**Tabla 74. Contraste múltiple de rangos para el rendimiento de eliminación en número de partículas. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
CUEVAS DE ALM.	10	0,24	0,05	X		
SANLÚCAR	10	0,51	0,05	X		
LOJA	10	0,52	0,05	X		
PALOMARES	10	0,53	0,05	X		
H. SANTILLÁN	10	0,64	0,05	X	X	
BEAS DE GR.	10	0,71	0,05		X	X
BENALMÁDENA	10	0,79	0,05		X	X
MOTRIL	10	0,88	0,05			X X
S.P. PINATAR	10	0,98	0,05			X

**Tabla 75. Contraste múltiple de rangos para el rendimiento de eliminación en masa de partículas. Método: 95% porcentaje LSD.**

Localización	Recuento	Media LS	Sigma LS	Grupos Homogéneos		
PALOMARES	10	<0	0,12	X		
SANLÚCAR	10	0,41	0,12	X		
CUEVAS DE ALM.	10	0,48	0,12	X	X	
BENALMÁDENA	10	0,70	0,12	X	X	X
BEAS DE GR.	10	0,71	0,12	X	X	X
MOTRIL	10	0,75	0,12		X	X
H. SANTILLÁN	10	0,77	0,12		X	X
LOJA	10	0,77	0,12		X	X
S.P. PINATAR	10	0,99	0,12			X

### 7.5.2. Relación entre parámetros característicos del agua residual con parámetros de ajuste de la distribución de tamaño de partículas, A y b.

El siguiente paso fue analizar con el programa Statgraphics las relaciones existentes entre los parámetros A y b con los demás parámetros característicos del agua residual, estudiando el grado de correlación de diferentes modelos alternativos y evaluando de esa forma los modelos que mejor ajustan esa relación. Para este estudio se emplearon todos los datos experimentales obtenidos de todas las plantas de depuración tanto a la entrada como a la salida de las mismas.

El proceso de cálculo seguido para obtener las expresiones de ajuste entre los diferentes parámetros y los parámetros A y b característicos de la distribución de tamaño de partículas se muestra en la Figura 95.

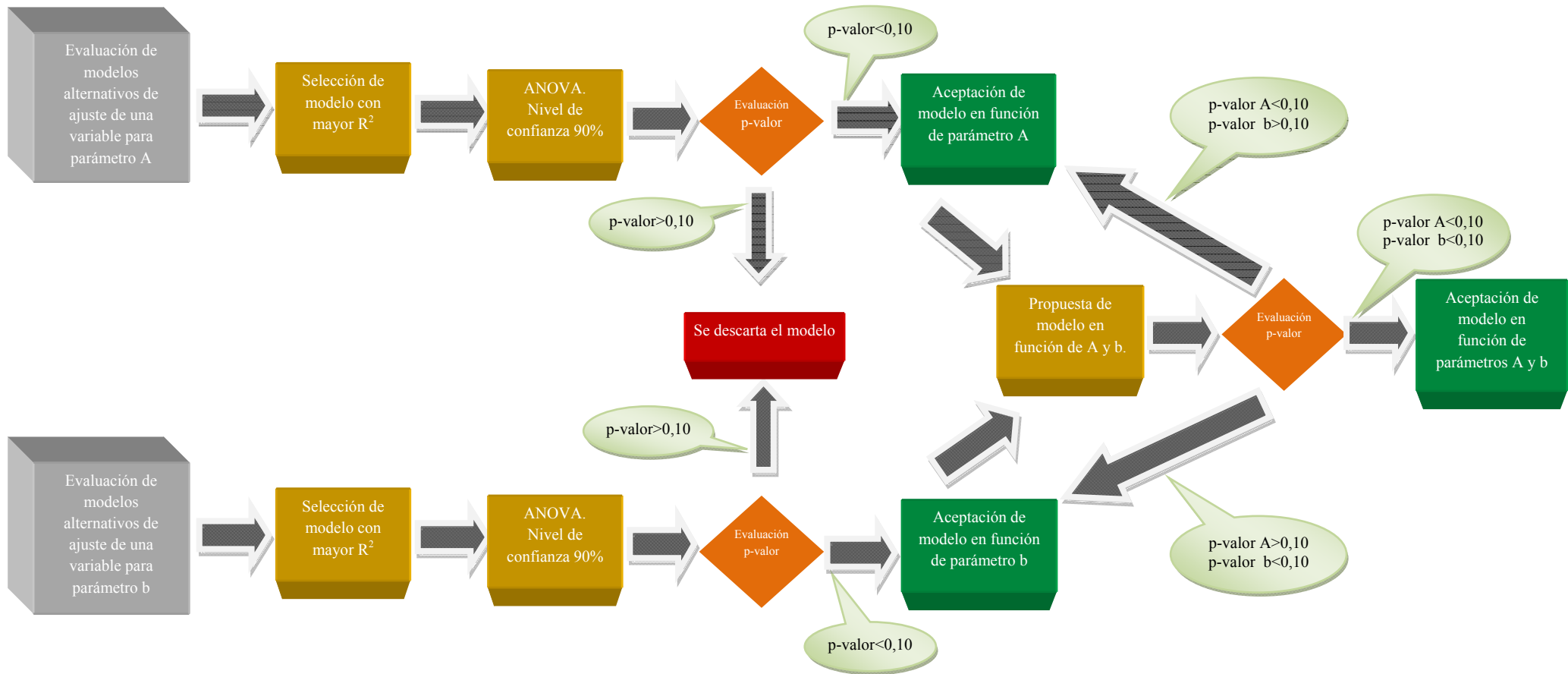


Figura 95. Esquema de cálculo para la obtención de los ajustes entre los parámetros característicos del agua residual y los parámetros A y b característicos de la distribución de tamaño de partículas.



### 7.5.2.1. Relación de sólidos en suspensión con parámetros A y b.

En primer lugar se estudió la correlación de modelos para relacionar los sólidos en suspensión con el parámetro A, mostrando los resultados obtenidos en la Tabla 76. El modelo que mejor se ajustaba era el Raíz Cuadrada de Y, este modelo responde a la siguiente expresión:

$$Y = (a + b \cdot X)^2$$

Siendo a y b los parámetros de ajuste de la ecuación.

**Tabla 76. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de SS frente al parámetro A.**

Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
<b>Raíz cuadrada-Y</b>	0,5342	28,54%
<b>Logarítmico-X</b>	0,4732	22,40%
<b>Raíz cuadrada-X</b>	0,4349	18,91%
<b>Lineal</b>	0,4338	18,81%
<b>Inverso-X</b>	-0,1493	2,23%
<b>Exponencial</b>	Sin ajuste	
<b>Inverso-Y</b>	Sin ajuste	
<b>Doble inverso</b>	Sin ajuste	
<b>Multiplicativo</b>	Sin ajuste	
<b>curva-S</b>	Sin ajuste	
<b>Logístico</b>	Sin ajuste	
<b>Log Probit</b>	Sin ajuste	

La ecuación del modelo raíz cuadrada-Y ajustada es

$$SS, \frac{\text{mg}}{\text{L}} = (5,99 + 2,82 \cdot 10^5 \cdot A)^2$$

No obstante el hecho de que gran parte de los modelos no ofrezcan ajuste se debe a que algunos valores de sólidos en suspensión a la salida de algunos tratamientos fue cero, lo cual hace inviable aplicar ciertos modelos, para poder extender el estudio a todos los modelos se asumió que los sólidos en suspensión tienden a alcanzar un valor de cero pero que no era realista obtener un valor de sólidos en suspensión de 0 absoluto repitiendo el ajuste haciendo un cambio de variable en el que se sumaba 0,001 a los valores de sólidos en suspensión para evitar la anulación de dichos modelos, en la

Tabla 77 se muestra que tras extender el ajuste a todos los modelos que el que presenta un mejor ajuste es el modelo es el multiplicativo, que atiende a la expresión  $Y = a \cdot X^b$ , además se aprecia como el modelo Raíz cuadrada de Y sigue teniendo un coeficiente de correlación de 28,54% similar al que se obtuvo antes de realizar el cambio de variable para anular los valores cero.

**Tabla 77. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de SS frente al parámetro A.**

<b>Modelo</b>	<b>Correlación</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Multiplicativo</b>	0,6974	48,63%
<b>Raíz cuadrada-Y</b>	0,5342	28,54%
<b>Exponencial</b>	0,5156	26,58%
<b>Raíz cuadrada-X</b>	0,4732	22,40%
<b>Logarítmico-X</b>	0,4349	18,91%
<b>Lineal</b>	0,4338	18,81%
<b>curva-S</b>	-0,3555	12,64%
<b>Inverso-X</b>	-0,1493	2,23%
<b>Doble inverso</b>	0,1303	1,70%
<b>Inverso-Y</b>	Sin ajuste	
<b>Logístico</b>	Sin ajuste	
<b>Log Probit</b>	Sin ajuste	

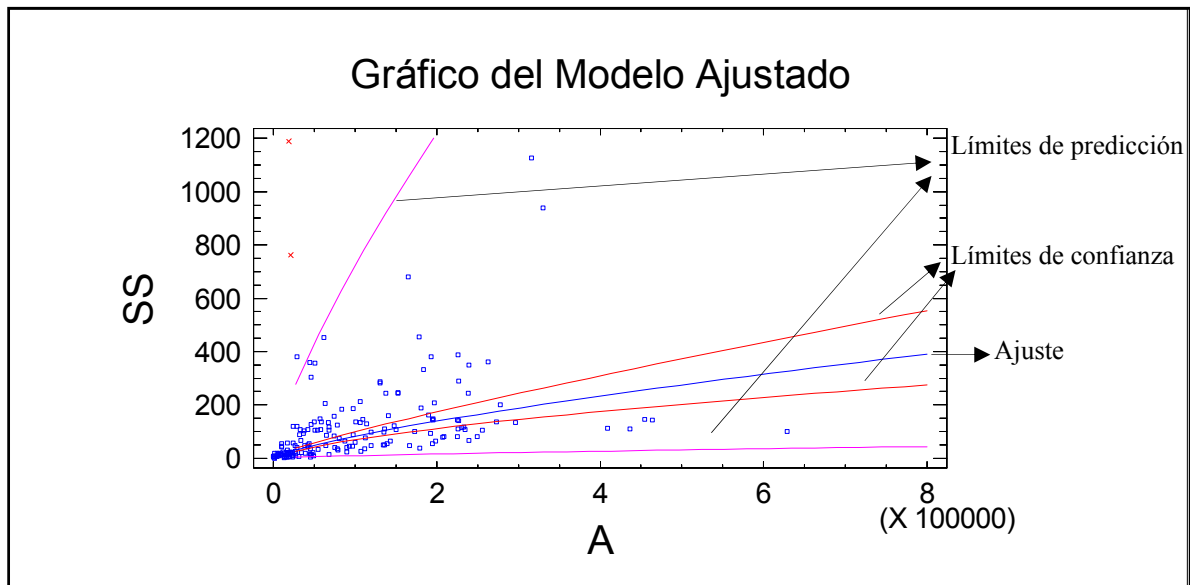
El modelo multiplicativo ajustado para los sólidos en suspensión es el siguiente:

$$SS, \frac{\text{mg}}{\text{L}} = 0,0156 \cdot A^{0,745}$$

Además dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre los sólidos en suspensión en mg/L y A para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica un 48,63% de la variabilidad en sólidos en suspensión después de la transformación a escala logarítmica para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a 0,6974, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. En la Figura 96 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste. Además se marcan los límites de confianza y predicción del ajuste a un nivel de confianza del 95% que proporciona el programa estadístico

Statgraphics® al realizar el análisis, estos límites se incorporarán en el resto de gráficas de ajuste de este capítulo.



**Figura 96. Representación del modelo ajustado para la relación entre SS y parámetro A.**

Se repitió este análisis para relacionar los sólidos en suspensión con el parámetro b, siendo en este caso el máximo grado de correlación de 1,46% para el modelo doble inverso obteniendo un p-valor de 0,7209 en la tabla ANOVA que al ser mayor que 0,01, indica que no existe relación estadísticamente significativa entre SS y b para un nivel de confianza del 90% o superior, en este caso no se muestra la tabla de correlaciones de modelos puesto que no se considera relevante.

#### 7.5.2.2. Relación de turbidez con parámetros A y b.

En cuanto a la turbidez se realizó un estudio similar al realizado con los sólidos en suspensión. Al correlacionar la turbidez con el parámetro A se procedió de la misma manera que se explicó anteriormente y para poder emplear todos los modelos se le sumó a los valores de turbidez 0,001 evitando así que valores cero impidieran correlacionar ciertos modelos, observándose en la Tabla 78 como el modelo que ofrecía el mejor ajuste era el multiplicativo, que atiende a la expresión  $Y = a \cdot X^b$ , siendo a y b los parámetros de ajuste de la ecuación.

**Tabla 78. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de turbidez frente a parámetro A.**

<b>Modelo</b>	<b>Correlación</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Multiplicativo</b>	0,8043	64,69%
<b>Raiz cuadrada-Y</b>	0,7855	61,70%
<b>Doble inverso</b>	0,7688	59,11%
<b>Lineal</b>	0,7428	55,18%
<b>Raiz cuadrada-X</b>	0,6969	48,57%
<b>curva-S</b>	-0,6794	46,15%
<b>Exponencial</b>	0,5704	32,53%
<b>Logarítmico-X</b>	0,5569	31,02%
<b>Inverso-X</b>	-0,1536	2,36%
<b>Inverso-Y</b>	Sin ajuste	
<b>Logístico</b>	Sin ajuste	
<b>Log Probit</b>	Sin ajuste	

La ecuación del modelo multiplicativo ajustada es:

$$\text{Turbidez,NTU} = 8,27 \cdot 10^{-5} \cdot A^{1,249}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre Turbidez en NTU y A para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica un 64,69% de la variabilidad de la turbidez después de la transformación a escala logarítmica para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a 0,8043, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. En la Figura 97 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.

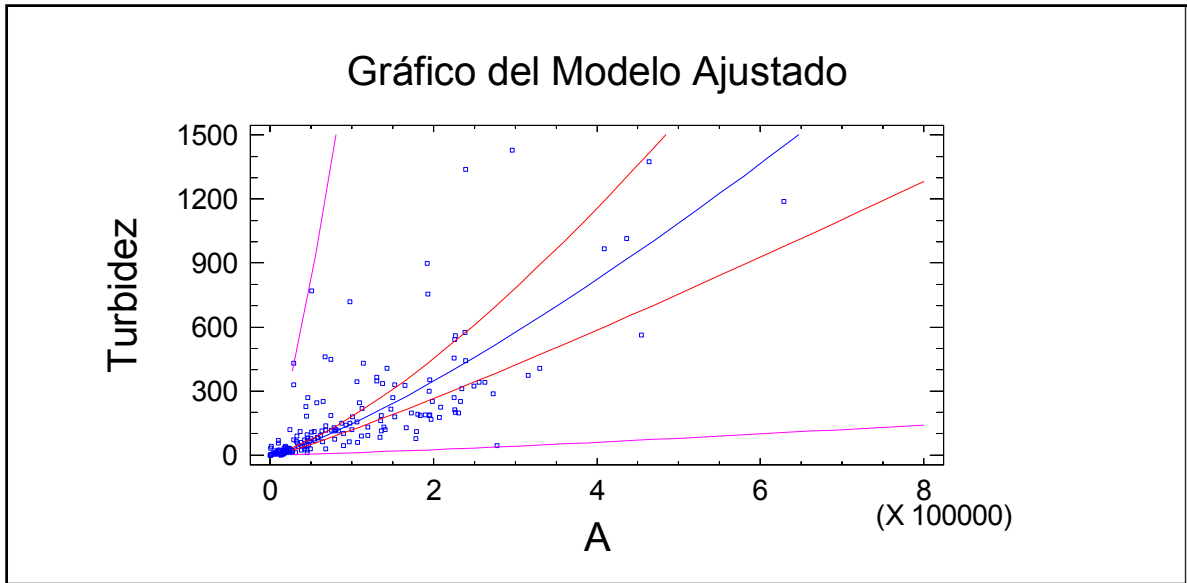


Figura 97. Representación del modelo ajustado para la relación entre turbidez y parámetro A.

Al repetir este análisis con el parámetro b, tal y como se comprueba en la Tabla 79, el mejor modelo de ajuste es el lineal, que atiende a la siguiente expresión:  $Y = a + b \cdot X$ , siendo a y b los parámetros de ajuste de la ecuación.

Tabla 79. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de turbidez frente a parámetro b.

Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
Lineal	0,2616	6,85%
Raiz cuadrada-X	0,2509	6,30%
Logarítmico-X	0,2398	5,75%
Raiz cuadrada-Y	0,2259	5,10%
Inverso-X	-0,2168	4,70%
Doble inverso	-0,0801	0,64%
Exponencial	0,0594	0,35%
Multiplicativo	0,0494	0,24%
Inverso-Y	-0,0406	0,16%
curva-S	Sin ajuste	
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

La ecuación del modelo lineal ajustado es:

$$\text{Turbidez,NTU} = -260,2 + 246,5 \cdot b$$

A pesar de su baja correlación al realizar el test ANOVA el p-valor es igual a 0,0004 (inferior a 0,01) por lo que existe relación estadísticamente significativa entre Turbidez en NTU y b para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico  $R^2$  indica que el modelo explica un 6,85% de la variabilidad de la turbidez. El coeficiente de correlación es igual a 0,2620, indicando una relación moderadamente débil entre las variables. En la Figura 98 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.

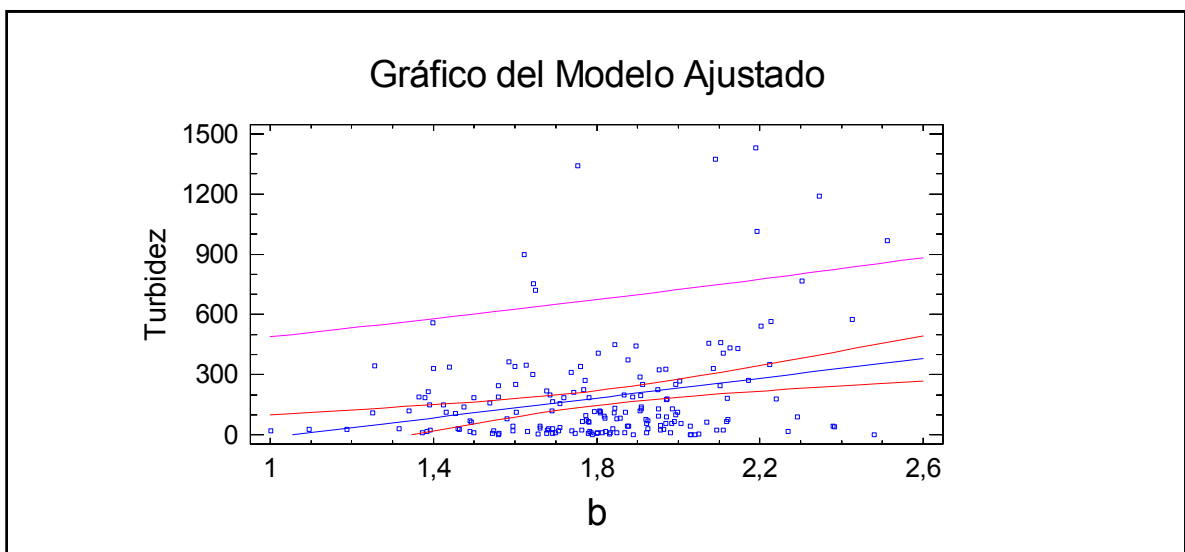


Figura 98. Representación del modelo ajustado para la relación entre turbidez y parámetro b.

Puesto que ambos parámetros, A y b, influyen significativamente en turbidez, el siguiente paso realizado fue una regresión múltiple de la turbidez frente a ambos parámetros para intentar obtener una única expresión que los englobe. Teniendo en cuenta que la correlación más intensa pertenecía al parámetro A siendo de tipo Raíz cuadrada de Y, y que el parámetro b tenía una relación lineal se propuso la siguiente expresión de ajuste múltiple:  $\text{Ln}(\text{Turbidez}) = a_1 + a_2 \cdot \text{Ln}(A) + a_3 \cdot e^b$ , donde  $a_1$ ,  $a_2$  y  $a_3$  son los parámetros de ajuste. El resultado tras el ajuste el siguiente:

$$\text{Ln}(\text{Turbidez}) = -6,33 + 0,929 \cdot \text{Ln}(A) + 0,0898 \cdot e^b$$

$$\text{Turbidez, NTU} = 1,782 \cdot 10^{-3} \cdot A^{0,929} \cdot e^{0,0899 \cdot e^b}$$

Al realizar el test ANOVA el p-valor del modelo es igual a 0 (inferior a 0,01) por lo que existe relación estadísticamente significativa entre Turbidez en NTU y los parámetros A y b para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico  $R^2$  indica que el modelo explica un 68,47% de la variabilidad de turbidez. No obstante tras analizar el p-valor de las diferentes variables independientes para este modelo, para A fue 0 pero para b fue de 0,0129 que al ser inferior que 0,05 indica que incluso la variable con el p-valor más alto, b, es estadísticamente significativa para un nivel de confianza del 95% siendo por tanto conveniente usar un modelo con ambas variables. Cuanto mayores son los parámetros A y b (menor tamaño medio de la distribución) mayor es la turbidez.

Aunque de los parámetros estudiados los únicos que se mencionan en el Real Decreto de Reutilización son los sólidos en suspensión y la turbidez, se vio conveniente estudiar la correlación del resto de parámetros medidos del agua residual.

### 7.5.2.3. Relación de DQO con parámetros A y b.

En la Tabla 80 se muestra el estudio de modelos para ajuste de la DQO frente al parámetro A, donde se aprecia que el modelo que ofrece el mejor grado de ajuste vuelve a ofrecerlo el modelo multiplicativo, respondiendo a la siguiente expresión:  $Y = a \cdot X^b$ , siendo a y b los parámetros de ajuste del modelo.

**Tabla 80. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de DQO frente al parámetro A.**

Modelo	Correlación	$R^2$
Multiplicativo	0,7212	52,01%
Raíz cuadrada-X	0,6239	38,92%
Raíz cuadrada-Y	0,6213	38,60%
Exponencial	0,585	34,22%
Lineal	0,5787	33,49%
Logarítmico-X	0,5745	33,01%
Doble inverso	0,5429	29,48%
curva-S	-0,4066	16,53%
Inverso-X	-0,2134	4,55%
Inverso-Y	Sin ajuste	
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

La ecuación del modelo multiplicativo ajustada es

$$DQO, \text{mg/L} = 0,0948 \cdot A^{0,667}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre la DQO en mg/L y A para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico  $R^2$  indica que el modelo explica un 52,01% de la variabilidad de la DQO, después de la transformación a escala logarítmica para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a 0,7211, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. En la Figura 99 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.

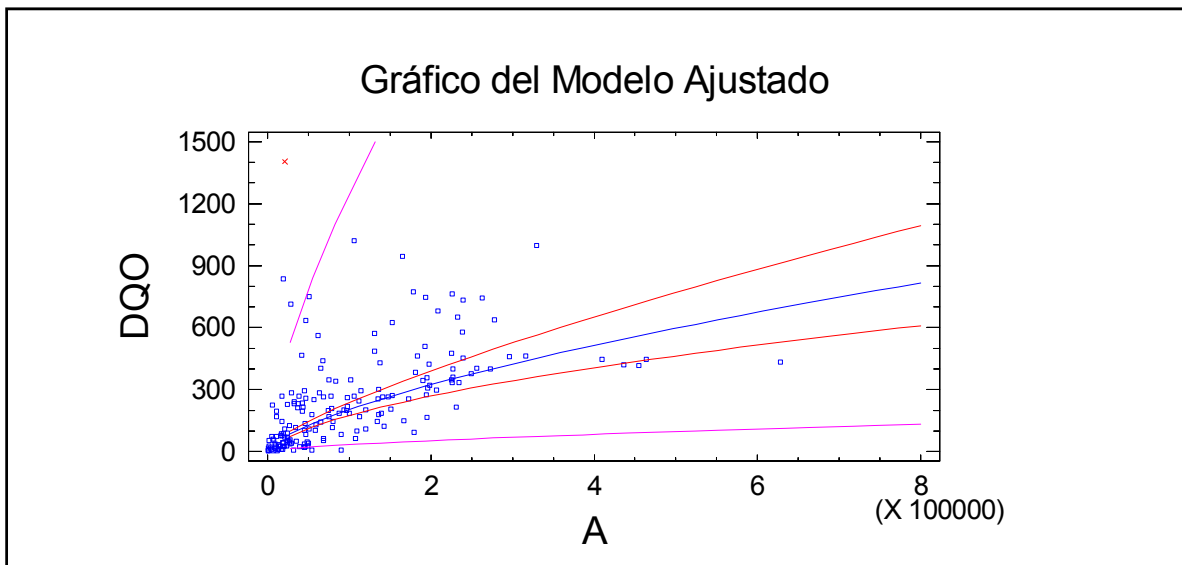


Figura 99. Representación del modelo ajustado para la relación entre DQO y parámetro A.

Al repetir este análisis con el parámetro b el máximo grado de correlación es de 2,47% del modelo lineal mostrándose un p-valor de 0,446 en la tabla ANOVA que al ser mayor que 0,01, indica que no existe relación estadísticamente significativa entre DQO y b para un nivel de confianza del 90% o superior, no se muestra su tabla de correlaciones al no ser relevante para el estudio. Se acepta como válido el modelo que multiplicativo en el que la DQO depende solamente del parámetro A.



**7.5.2.4. Relación de color con parámetros A y b.**

Referente al color del agua residual se procedió de forma similar operando a las 3 longitudes de onda que lo caracterizan, mostrándose los datos en la Tabla 81, siendo de nuevo el modelo multiplicativo el que mejor ajusta los datos de color para las 3 longitudes de onda medidas, en este caso los datos de correlación son peores que los obtenidos para los otros parámetros.

**Tabla 81. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de Color frente al parámetro A.**

Modelo	COLOR 430 μm		COLOR 525 μm		COLOR 620 μm	
	Correlación	R <sup>2</sup>	Correlación	R <sup>2</sup>	Correlación	R <sup>2</sup>
<b>Multiplicativo</b>	0,5769	33,28%	0,5891	34,71%	0,5603	31,39%
<b>Exponencial</b>	0,5538	30,67%	0,562	31,58%	0,5002	25,02%
<b>Raiz cuadrada-Y</b>	0,5107	26,08%	0,512	26,21%	0,473	22,37%
<b>Raiz cuadrada-X</b>	0,436	19,01%	0,4152	17,24%	0,3777	14,27%
<b>Lineal</b>	0,4121	16,98%	0,3973	15,79%	0,3532	12,48%
<b>Logarítmico-X</b>	0,3921	15,37%	0,3691	13,62%	0,3430	11,77%
<b>curva-S</b>	-0,2109	4,45%	-0,2179	4,75%	-0,2110	4,45%
<b>Doble inverso</b>	0,1707	2,91%	0,1984	3,93%	-0,1099	1,21%
<b>Inverso-X</b>	-0,1251	1,57%	-0,115	1,32%	0,0096	0,01%
<b>Inverso-Y</b>	Sin ajuste		Sin ajuste		Sin ajuste	
<b>Logístico</b>	Sin ajuste		Sin ajuste		Sin ajuste	
<b>Log Probit</b>	Sin ajuste		Sin ajuste		Sin ajuste	

Los ajustes obtenidos al modelo multiplicativo para cada longitud de onda son:

$$COLOR_{430\mu m} = 0,0609 \cdot A^{0,448}$$

$$COLOR_{525\mu m} = 0,0215 \cdot A^{0,497}$$

$$COLOR_{620\mu m} = 0,00857 \cdot A^{0,543}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA, para cada longitud de onda donde se evaluó el color es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre el color y A para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica entre un 31,39% y un 34,71% de la variabilidad del color después de la transformación a escala logarítmica para

linealizar el modelo. Los coeficientes de correlación oscilan entre 0,5603 y 0,5891, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

Al repetir este análisis con el parámetro b el máximo grado de correlación es de 1,49% para el modelo exponencial aplicado al color medido a 430  $\mu\text{m}$ , siendo el que presentaba un menor p-valor de 0,2759 en la tabla ANOVA que al ser mayor que 0,01, indica que no existe relación estadísticamente significativa entre el color en ninguna de sus longitudes de onda medidas y b para un nivel de confianza del 90% o superior.

#### 7.5.2.5. Relación de diámetro medio aritmético ponderado en masa con parámetros A y b.

Referente al diámetro medio aritmético la única variable con influencia significativa fue el parámetro b, analizando diferentes modelos, mostrándose los grados de correlación de cada uno en la Tabla 82, se pudo apreciar que el mejor modelo para su ajuste es el multiplicativo, que atiende a la expresión  $Y = a \cdot X^b$ , siendo a y b los parámetros de ajuste del modelo.

**Tabla 82. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio aritmético ponderado en masa frente al parámetro b.**

Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
Multiplicativo	-0,9095	82,72%
Exponencial	-0,9088	82,59%
Inverso-X	0,9061	82,11%
Logarítmico-X	-0,9013	81,23%
Inverso-Y	0,9006	81,11%
Raiz cuadrada-Y	-0,8998	80,96%
curva-S	0,8949	80,08%
Raiz cuadrada-X	-0,8933	79,79%
Lineal	-0,8821	77,82%
Doble inverso	-0,8512	72,46%
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

La ecuación obtenida tras el ajuste es:

$$d_{pamasas} = 48,180 \cdot b^{-1,855}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre el diámetro medio aritmético ponderado en masa y b para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico  $R^2$  indica que el modelo explica un 82,72% de la variabilidad del diámetro medio aritmético ponderado en masa después de la transformación a escala logarítmica para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a -0,9095, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables. Esta relación tan intensa entre el parámetro b y el tamaño medio aritmético ponderado en masa concuerda con el significado físico del parámetro b en la expresión de la ley de la potencia que modeliza la distribución de tamaño de partículas. En la Figura 100 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.

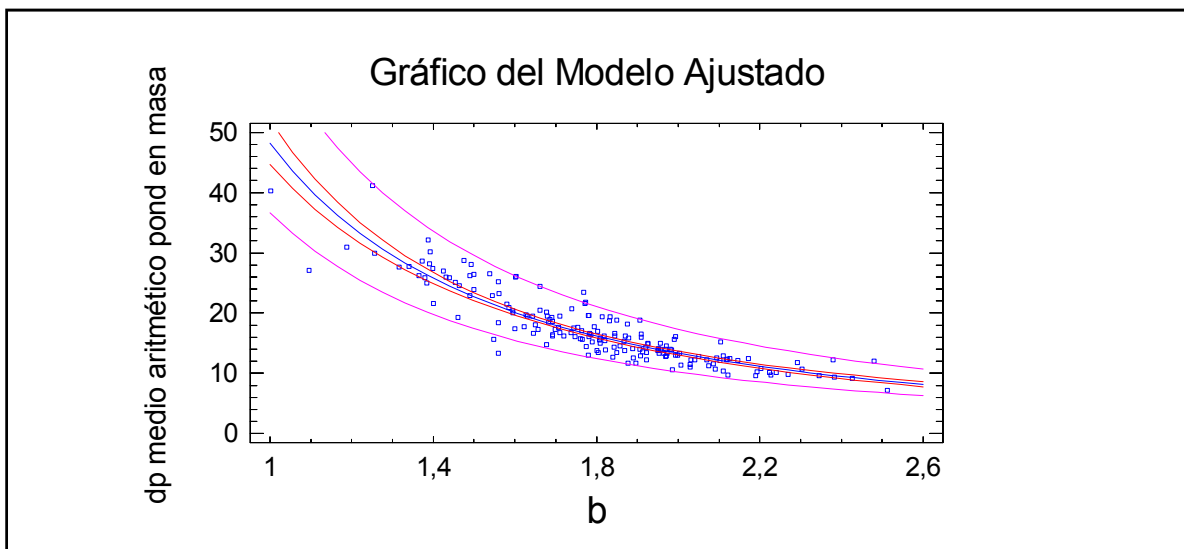


Figura 100. Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio aritmético ponderado en masa y parámetro b.

#### 7.5.2.6. Relación de diámetro medio geométrico ponderado en masa con parámetros A y b.

Para el diámetro medio geométrico ponderado en masa, nuevamente, la única variable con influencia significativa fue el parámetro b, en la Tabla 83 se aprecia que el mejor modelo para su ajuste es el multiplicativo, que atiende a la expresión  $Y = a \cdot X^b$ , siendo a y b los parámetros de ajuste del modelo.

**Tabla 83. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio geométrico ponderado en masa frente al parámetro b.**

<b>Modelo</b>	<b>Correlación</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Multiplicativo</b>	-0,9141	83,56%
<b>Inverso-Y</b>	0,9134	83,43%
<b>Inverso-X</b>	0,9116	83,09%
<b>Logarítmico-X</b>	-0,9087	82,58%
<b>curva-S</b>	0,9069	82,25%
<b>Exponencial</b>	-0,9063	82,13%
<b>Raiz cuadrada-X</b>	-0,9017	81,30%
<b>Raiz cuadrada-Y</b>	-0,8998	80,97%
<b>Doble inverso</b>	-0,8952	80,13%
<b>Lineal</b>	-0,8915	79,47%
<b>Logístico</b>	Sin ajuste	
<b>Log Probit</b>	Sin ajuste	

La ecuación obtenida tras el ajuste es:

$$d_{pgmasa} = 4,991 \cdot b^{0,841}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre el diámetro medio aritmético ponderado en masa y b para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica un 83,56% de la variabilidad del diámetro medio aritmético ponderado en masa después de la transformación a escala logarítmica para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a -0,9141, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables. En la Figura 101 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.

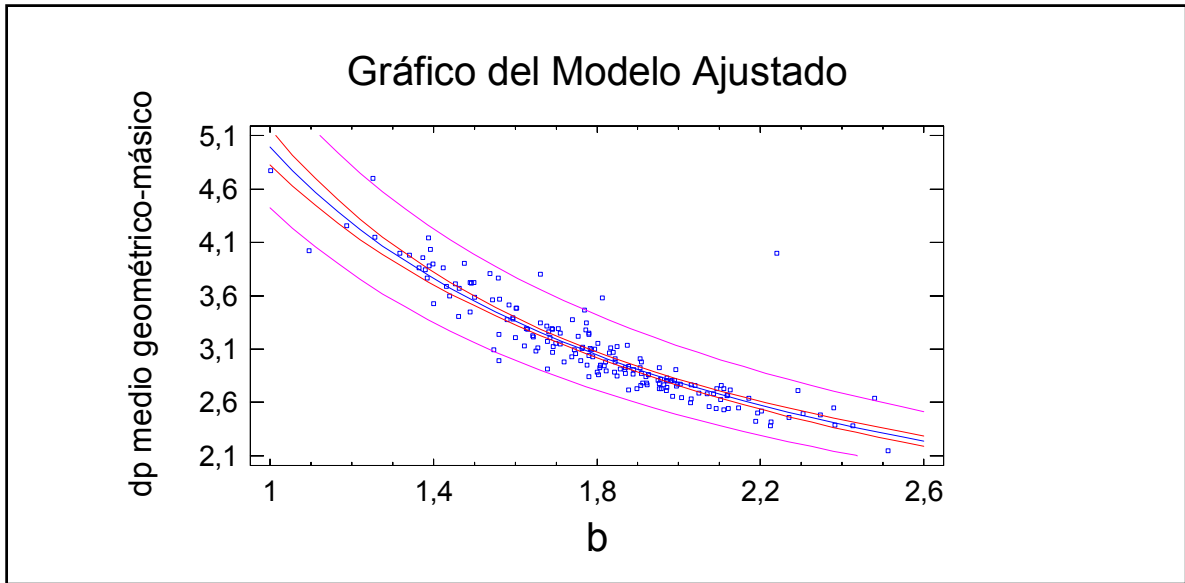


Figura 101. Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio geométrico ponderado en masa y parámetro b.

**7.5.2.7. Relación de diámetro medio aritmético ponderado en número con parámetros A y b.**

Se repitió este proceso para el diámetro medio aritmético ponderado por número de partículas. En la Tabla 84 se muestra el estudio de modelos alternativos que correlacionan el diámetro medio aritmético ponderado en número frente al parámetro A siendo el modelo que ofrece una mejor correlación el inverso-Y atendiendo a una expresión del tipo  $Y = \frac{1}{a + b \cdot X}$ , siendo a y b los parámetros de ajuste del modelo.

La ecuación obtenida tras el ajuste es:

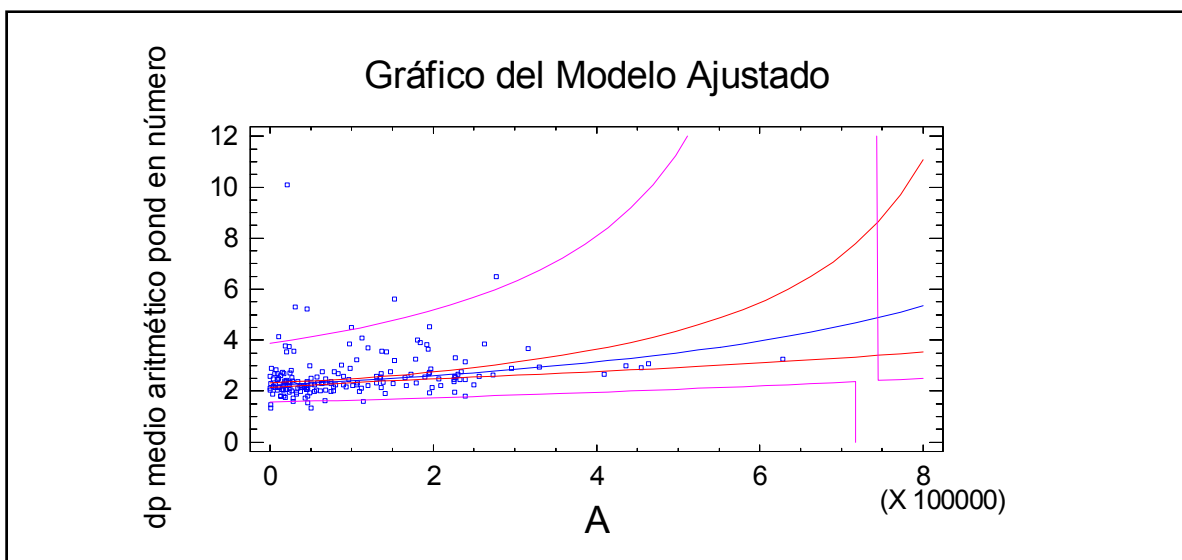
$$d_{\text{panúmero}} = \frac{1}{0,449 - 3,277 \cdot 10^{-7} \cdot A}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre el diámetro medio aritmético ponderado en número y A para un nivel de confianza del 99%.

**Tabla 84. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio arimético ponderado en número frente al parámetro A.**

Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
Inverso-Y	-0,3349	11,22%
Exponencial	0,2976	8,86%
Multiplicativo	0,2732	7,46%
Raiz cuadrada-Y	0,2617	6,85%
Raiz cuadrada-X	0,2179	4,75%
Lineal	0,2148	4,61%
Logarítmico-X	0,1983	3,93%
Doble inverso	0,1335	1,78%
curva-S	-0,1153	1,33%
Inverso-X	-0,0903	0,82%
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica un 11,22% de la variabilidad del diámetro medio aritmético ponderado en masa después de la transformación a escala recíproca para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a -0,3349, indicando una relación relativamente débil entre las variables. En la Figura 102 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.



**Figura 102. Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio aritmético ponderado en número y parámetro A.**

Realizando un estudio análogo para encontrar la relación del diámetro medio aritmético ponderado en número con el parámetro b, se aprecia en la Tabla 85 como de nuevo el modelo que mejor correlación ofrece es el inverso-Y.

**Tabla 85. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de diámetro medio arimético ponderado en número frente al parámetro A.**

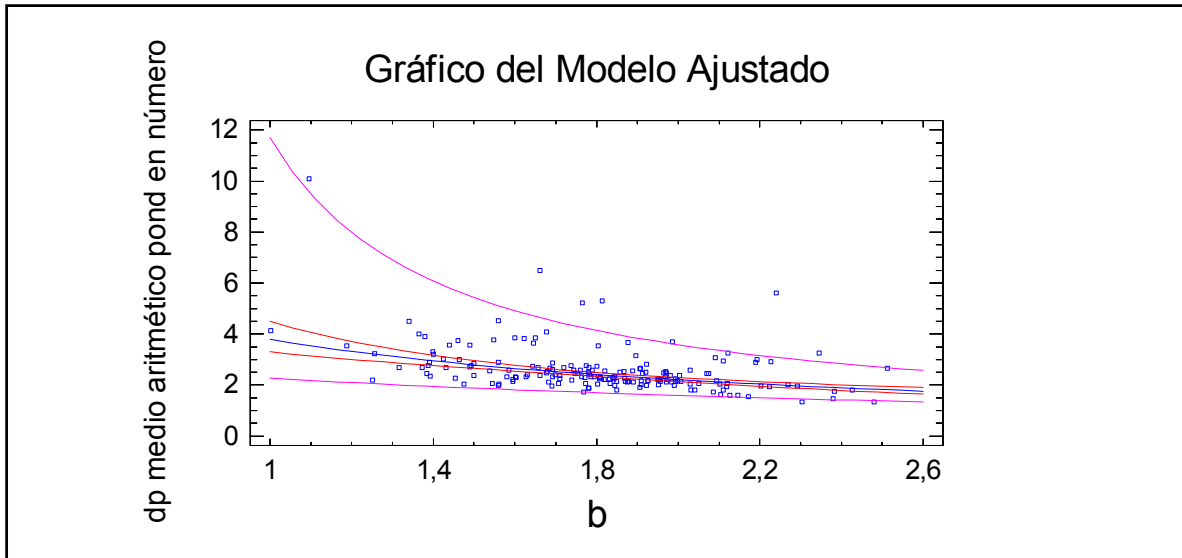
Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
Inverso-Y	0,5084	25,84%
Doble inverso	-0,5065	25,66%
curva-S	0,4971	24,72%
Multiplicativo	-0,4871	23,73%
Exponencial	-0,4721	22,29%
Inverso-X	0,4601	21,17%
Raiz cuadrada-Y	-0,4437	19,69%
Logarítmico-X	-0,4353	18,95%
Raiz cuadrada-X	-0,4219	17,80%
Lineal	-0,4081	16,66%
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

La ecuación obtenida tras el ajuste es:

$$d_{\text{panúmero}} = \frac{1}{0,0733 + 0,190 \cdot b}$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre el diámetro medio aritmético ponderado en número y b para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica un 25,84% de la variabilidad del diámetro medio aritmético ponderado en número después de la transformación a escala recíproca para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a 0,5084, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. En la Figura 103 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.



**Figura 103.** Representación del modelo ajustado para la relación entre el diámetro medio aritmético ponderado en número y parámetro b.

Puesto que ambos parámetros, A y b, influyen significativamente en el diámetro medio aritmético ponderado en número, y teniendo en cuenta que ambos parámetros se correlacionan siguiendo un modelo inverso-Y, se propuso una expresión del tipo:

$$\frac{1}{d_{\text{panúmero}}} = a_1 + a_2 \cdot A + a_3 \cdot b, \text{ donde } a_1, a_2, \text{ y } a_3 \text{ son los parámetros de ajuste del modelo,}$$

siendo el resultado de esta regresión múltiple:

$$\frac{1}{d_{\text{panúmero}}} = 0,0374 - 4,847 \cdot A + 0,237 \cdot b$$

Al realizar el test ANOVA el p-valor del modelo es igual a 0,0005 (inferior a 0,01) por lo que existe relación estadísticamente significativa entre este diámetro medio y los parámetros A y b para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico  $R^2$  indica que el modelo explica un 48,81% de la variabilidad del diámetro medio aritmético ponderado en número. Además al analizar el p-valor de las diferentes variables independientes para este modelo, fue 0 para ambas, lo que indica que ambas variables son estadísticamente significativas para un nivel de confianza superior al 99%.



### 7.5.2.8. Relación de rendimientos de eliminación en masa con parámetros A y b relativos.

Una vez correlacionados todos los parámetros estudiados con los parámetros A y b, se vio la conveniencia de obtener expresiones similares que relacionen el rendimiento en eliminación de partículas que se obtuvieron de los diferentes tratamientos secundarios, en este caso, con los parámetros A y b relativos ya que por definición reflejan la relación entre la salida y la entrada de los tratamientos secundarios.

Se realizó este estudio con el rendimiento en eliminación en masa de partículas, comenzando con los modelos alternativos que lo correlacionan con  $A_{\text{relativo}}$ , siendo la expresión que mejor ajuste ofrecía, según se aprecia en la Tabla 86, el modelo logarítmico-X, que atiende a una expresión del tipo  $Y = a + b \cdot \ln(X)$ , siendo a y b los parámetros de ajuste del modelo.

**Tabla 86. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de rendimiento de eliminación en masa de partículas frente a parámetro A relativo.**

Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
Logarítmico-X	0,3616	13,07%
Inverso-X	-0,308	9,49%
Raiz cuadrada-X	0,2925	8,55%
Lineal	0,2314	5,35%
Exponencial	Sin ajuste	
Inverso-Y	Sin ajuste	
Doble inverso	Sin ajuste	
Multiplicativo	Sin ajuste	
Raiz cuadrada-Y	Sin ajuste	
curva-S	Sin ajuste	
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

La ecuación del modelo logarítmico ajustada es

$$\eta_{\text{elim.masa}} \% = 0,396 + 0,133 \cdot \ln(A_{\text{relativo}})$$

Dado que el p-valor en la tabla ANOVA es igual a 0,0005 (inferior a 0,01), existe relación estadísticamente significativa entre el rendimiento en eliminación en masa y A para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico  $R^2$  indica que el modelo explica un 13,07% de la variabilidad del rendimiento en eliminación en masa después de la transformación a escala logarítmica para linealizar el modelo. El coeficiente de correlación es igual a 0,3616, indicando una relación relativamente débil entre las variables. En la Figura 104 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.

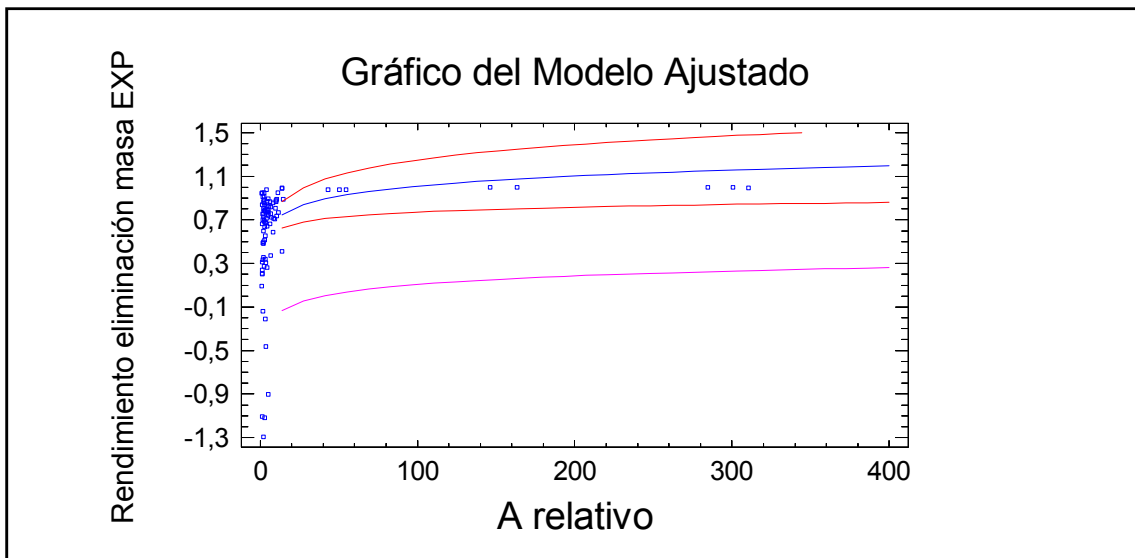


Figura 104. Representación del modelo ajustado para la relación entre rendimiento en eliminación en masa y parámetro A.

El siguiente paso que se realizó fue repetir el proceso pero relacionando el rendimiento en eliminación en masa de partículas con el parámetro b, pudiéndose apreciar en la Tabla 87 que el mejor ajuste corresponde a un modelo lineal es  $Y = a + b \cdot X$ , siendo a y b los parámetros de ajuste del modelo.

La ecuación del modelo lineal ajustado es:

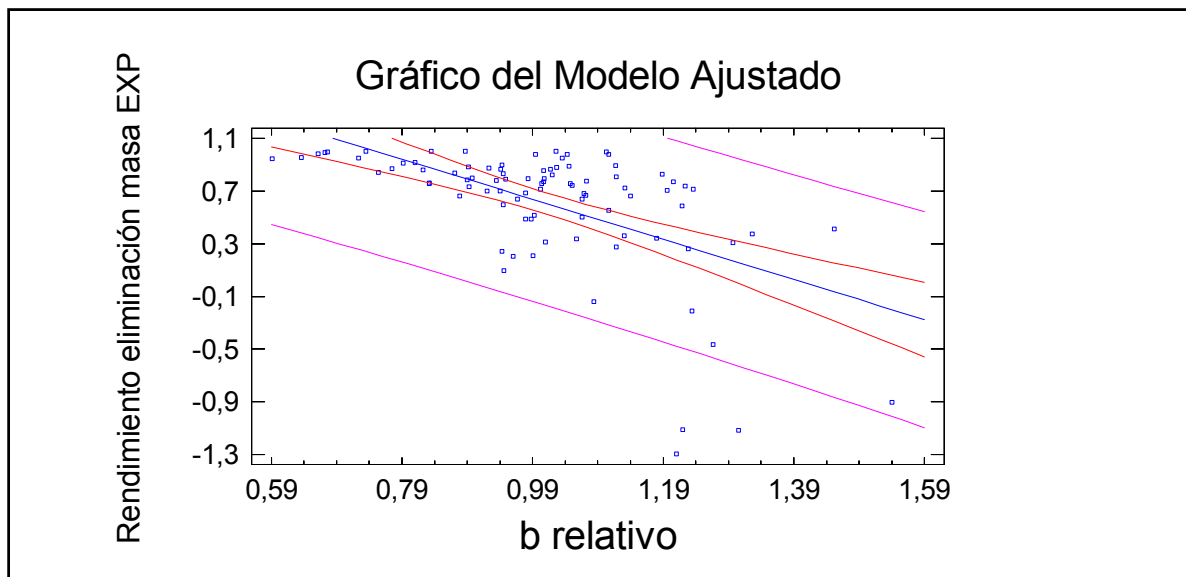
$$\eta_{\text{elim.masa EXP, \%}} = 2,141 - 1,520 \cdot b_{\text{relativo}}$$

Al realizar el test ANOVA el p-valor es igual a 0 (inferior a 0,01) por lo que existe relación estadísticamente significativa entre el rendimiento en eliminación en masa y b para un nivel de confianza del 99%.

**Tabla 87. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de rendimiento en eliminación en masa frente a parámetro b relativo.**

Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
Lineal	-0,5693	32,41%
Raiz cuadrada-X	-0,5545	30,74%
Logarítmico-X	-0,5374	28,88%
Inverso-X	0,4978	24,78%
Exponencial	Sin ajuste	
Inverso-Y	Sin ajuste	
Doble inverso	Sin ajuste	
Multiplicativo	Sin ajuste	
Raiz cuadrada-Y	Sin ajuste	
curva-S	Sin ajuste	
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica un 32,41% de la variabilidad del rendimiento en eliminación en masa. El coeficiente de correlación es igual a 0,5693, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. En la Figura 105 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.



**Figura 105. Representación del modelo ajustado para la relación entre rendimiento en eliminación en masa y parámetro b relativo.**

Por último se intentó correlacionar el rendimiento en eliminación en masa de partículas frente a los parámetros A y b para intentar obtener una única expresión que

englobe ambos parámetros, teniendo en cuenta que la correlación más intensa pertenecía al parámetro b siendo de tipo lineal, y que el parámetro A tenía una relación logarítmica. Se propuso la siguiente expresión de ajuste múltiple:  $\eta_{\text{elim.masa}} = a_1 + a_2 \cdot b_{\text{relativo}} + a_3 \cdot \text{Ln}(A_{\text{relativo}})$ , donde  $a_1$ ,  $a_2$ , y  $a_3$  son los parámetros de ajuste del modelo, siendo el resultado tras el ajuste el siguiente:

$$\eta_{\text{elim.masa}} = 2,022 - 1,649 \cdot b_{\text{relativo}} + 0,159 \cdot \text{Ln}(A_{\text{relativo}})$$

Al realizar el test ANOVA el p-valor del modelo es igual a 0 (inferior a 0,01) por lo que existe relación estadísticamente significativa entre rendimiento en eliminación en masa de partículas y los parámetros A y b para un nivel de confianza del 99%.

El estadístico R-cuadrado indica que el modelo explica un 50,74% de la variabilidad del rendimiento en eliminación en masa de partículas. Además tras analizar el p-valor de las diferentes variables independientes para este modelo, para A y b cero que al ser inferior que 0,05 indica que ambas variables son estadísticamente significativas para un nivel de confianza del 99% siendo por tanto conveniente usar un modelo con ambas variables.

#### 7.5.2.9. Relación de rendimientos de eliminación en número con parámetros A y b relativos.

Se realizó un análisis similar para el rendimiento en eliminación en número de partículas, viéndose en la Tabla 88 como el modelo que mejor ajusta estos datos es el inverso de X, según la siguiente expresión  $Y = a + \frac{b}{X}$ , siendo a y b los parámetros de ajuste del modelo.

Tras realizar el ajuste la relación entre el rendimiento de eliminación en número de partículas y el parámetro A relativo es:

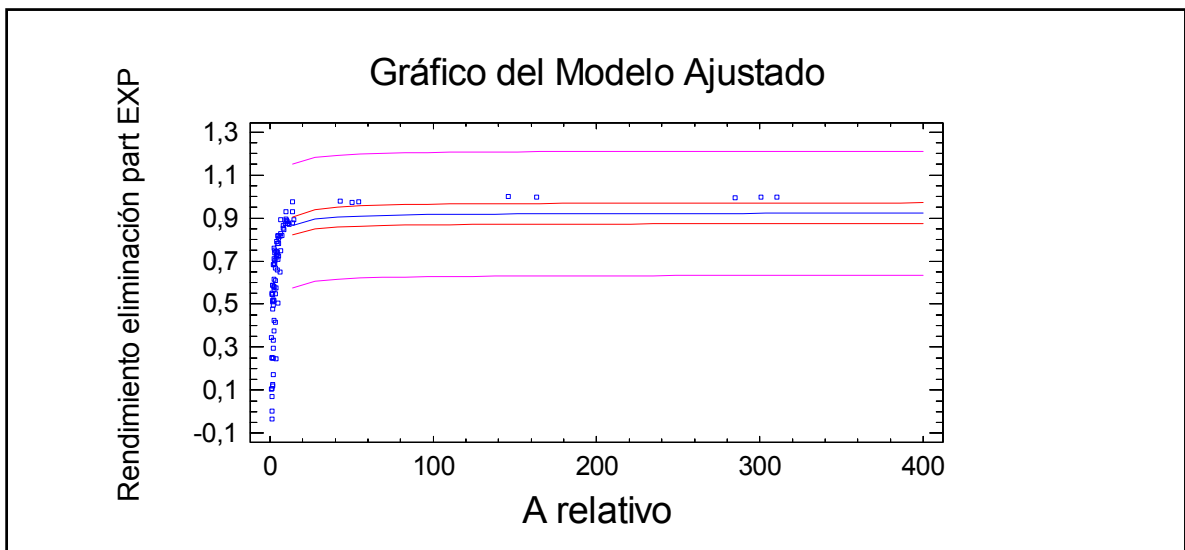
$$\eta_{\text{elim.número}} = 0,925 - \frac{0,840}{A_{\text{relativo}}}$$

Al realizar el test ANOVA el p-valor es igual a 0 (inferior a 0,01) por lo que existe relación estadísticamente significativa entre el rendimiento en eliminación en masa y b para un nivel de confianza del 99%.

**Tabla 88. Estudio de correlación de modelos alternativos para ajuste de rendimiento en eliminación en número de partículas frente a parámetro A relativo.**

Modelo	Correlación	R <sup>2</sup>
Inverso-X	-0,8399	70,55%
Logarítmico-X	0,7494	56,15%
Raiz cuadrada-X	0,5259	27,66%
Lineal	0,3834	14,70%
Exponencial	Sin ajuste	
Inverso-Y	Sin ajuste	
Doble inverso	Sin ajuste	
Multiplicativo	Sin ajuste	
Raiz cuadrada-Y	Sin ajuste	
curva-S	Sin ajuste	
Logístico	Sin ajuste	
Log Probit	Sin ajuste	

El estadístico R<sup>2</sup> indica que el modelo explica un 70,55% de la variabilidad del rendimiento en eliminación en masa. El coeficiente de correlación es igual a -0,8399, indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables. En la Figura 106 se muestran los datos y la expresión tras el ajuste.



**Figura 106. Representación del modelo ajustado para la relación entre rendimiento en eliminación en masa y parámetro b relativo.**

De forma análoga se estudiaron las diferentes alternativas de modelos que relacionan el rendimiento de eliminación de número de partículas con el parámetro b

relativo. Para este caso el máximo grado de correlación fue de 0,09% para el modelo inverso de X obteniendo un p-valor de 0,7756 en la tabla ANOVA que al ser mayor que 0,01, indica que no existe relación estadísticamente significativa entre estos dos parámetros, para un nivel de confianza del 90% o superior. No se muestra la tabla de correlaciones por no ser relevante.

#### **7.5.2.10. Resumen de ajustes de modelos de relación de parámetros con A y b.**

En la Tabla 89 se muestra un resumen de las correlaciones obtenidas para los diferentes parámetros, observando cómo se obtienen altos grados de correlación para los tamaños medios de partículas, niveles moderados de correlación para sólidos en suspensión, turbidez, DQO y rendimientos de eliminación en masa y número de partículas.

Se apreciaron bajos grados de correlación para el color medido en las tres longitudes de onda establecidas, esto por otro lado es lógico ya que en el análisis de color el método de medición filtra previamente las muestras por lo que la influencia de partículas de mayor tamaño en el color no podría ser evaluada debido a la propia naturaleza del método analítico

**Tabla 89. Tabla resumen de las correlaciones de los diferentes parámetros característicos del agua residual con A y b.**

PARÁMETRO	AJUSTE	R <sup>2</sup>
SS, mg/L	$0,0156 \cdot A^{0,745}$	48,63%
Turbidez, NTU	$1,782 \cdot 10^{-3} \cdot A^{0,929} \cdot e^{0,0899 \cdot b}$	68,47%
DQO, mg/L	$0,0948 \cdot A^{0,667}$	52,01%
COLOR <sub>430nm</sub>	$0,0609 \cdot A^{0,448}$	33,28%
COLOR <sub>525nm</sub>	$0,0215 \cdot A^{0,497}$	34,71%
COLOR <sub>620nm</sub>	$0,00857 \cdot A^{0,543}$	31,39%
d <sub>pamasas</sub> μm	$48,180 \cdot b^{-1,855}$	82,72%
d <sub>panúmero</sub> μm	$\frac{1}{0,0374 - 4,847 \cdot A + 0,237 \cdot b}$	48,81%
d <sub>pgmasas</sub> μm	$4,991 \cdot b^{-0,841}$	83,56%
η <sub>elim.masa</sub>	$2,022 - 1,649 \cdot b_{relativo} + 0,159 \cdot \ln(A_{relativo})$	50,74%
η <sub>elim.número</sub>	$0,925 - \frac{0,840}{A_{relativo}}$	70,55%

### 7.5.3. Aplicación de la DTP en la interpretación del RD 1620/2007 de reutilización.

Una vez obtenidas las relaciones ajustadas entre los diferentes parámetros que caracterizan el agua residual y los parámetros que definen una distribución de tamaño de partículas, A y b, mostradas en la Figura 84, se procedió a evaluar el RD 1620/2007 de reutilización de forma que se obtuvieran las características que tiene que tener la distribución de tamaño de partículas de un agua residual que cumplan con los límites que marca la legislación.

Los límites que fija este real decreto dependen del uso final que vaya a recibir el agua regenerada y además de fijar las características microbiológicas que debe cumplir el agua fija los sólidos en suspensión en 5, 10, 20 y 35 mg/L y la turbidez en 1, 2, 10 NTU no aplicando límite para algunas aplicaciones. (Ver apartado 1.3.1)

Para visualizar gráficamente y comparar las calidades del agua depurada de las diferentes plantas de depuración estudiadas se ha representado gráficamente en la Figura 107, los parámetros físico-químicos que marca el Real Decreto de Reutilización,

sólidos en suspensión y turbidez, apreciándose como las plantas que dieron la peor calidad media de salida fueron las dos plantas de biodiscos (Cuevas de Almanzora y Palomares), una de las plantas de lechos bacterianos (Huétor Santillán) y la planta de fangos activos de doble etapa (Sanlúcar de Benalmádena).

Puesto que el RD 1620/2007 fija como nivel máximo de sólidos en suspensión en 35 mg/L, de las 9 plantas estudiadas hay 3 cuyos valores promedios superan ese nivel que fueron Cuevas de Almanzora, Palomares y Sanlúcar, si bien esta última está cerca del parámetro fijado por la Directiva 271/91, debiendo al menos reducir los sólidos en suspensión que hay a la salida para conseguir la calidad requerida para los usos menos restrictivos.

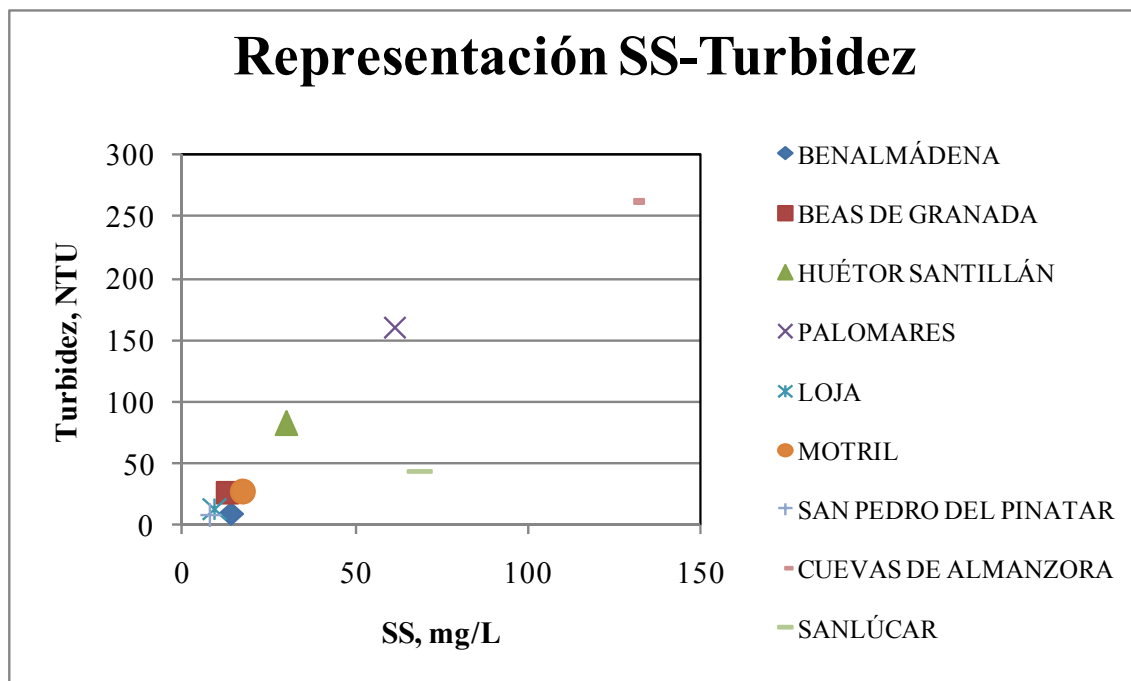


Figura 107. Representación de la turbidez frente a los sólidos en suspensión, usando los datos promedios de las planta de depuración estudiadas.

Para analizar gráficamente qué calidades de reutilización cumple el agua residual depurada del resto de plantas de tratamiento estudiadas se muestra en la Figura 108 una representación gráfica de los niveles de sólidos en suspensión y turbidez marcando el área que delimita el RD 1620/2007 para cada calidad de forma que se puede visualmente ver para que uso es apta cada agua residual. Se puede ver por tanto como a la salida de la mayoría de plantas de depuración se obtiene una calidad apta de SS y turbidez para algunos tipos de reutilizaciones del agua. Como excepción la planta



de fangos activos de doble etapa (Sanlúcar) y las dos de biodiscos (Palomares y Cuevas de Almanzora).

Las plantas de tratamiento que dieron una mayor calidad de salida fueron las plantas de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) y lechos inundados (Benalmádena) que cumplen con las calidades 1.2, 2.1 y 4.1, la siguiente planta sería la de fangos activos de oxidación prolongada (Loja) que cumple con la calidad 3.1 y las plantas que cumplen con los niveles de reutilización menos exigentes del RD de Reutilización fueron las dos plantas de lechos bacterianos (Beas de Granada y Huétor Santillán, aunque esta última presentó niveles de sólidos en suspensión y turbidez muy superiores a la primera) y la planta de fangos activos de media carga (Motril).

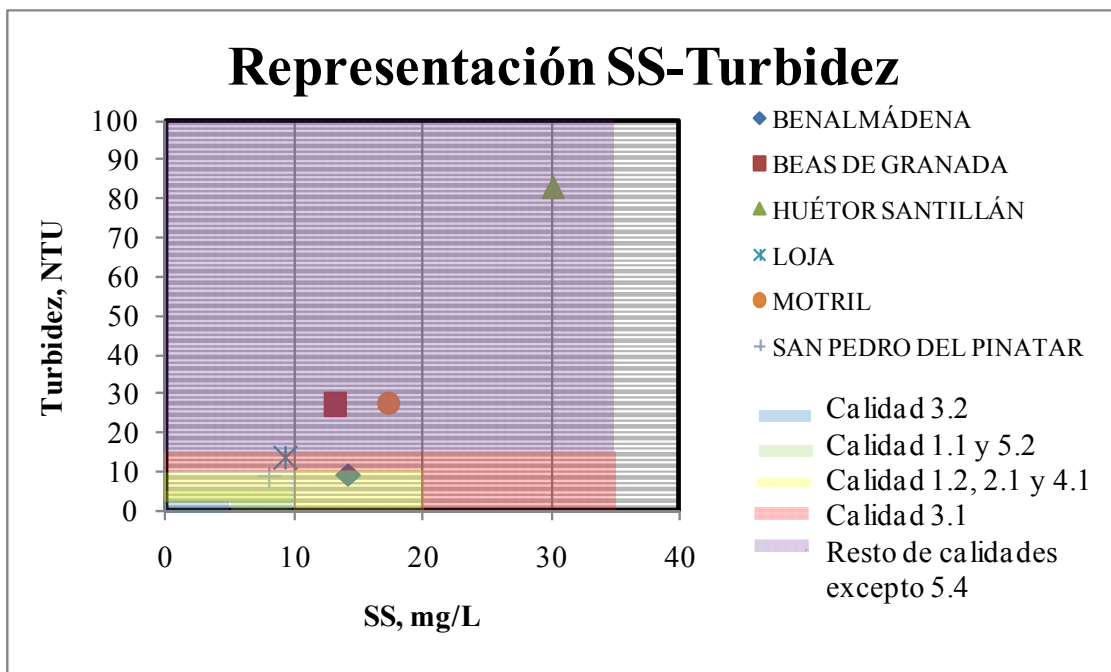


Figura 108. Representación gráfica de las calidades de agua que obtienen los tratamientos estudiados en función de la turbidez frente a los sólidos en suspensión.

Gracias a las relaciones entre los parámetros de calidad clásicos del agua residual (sólidos en suspensión y turbidez) y los parámetros A y b de la distribución de tamaño de partículas que se han obtenido en el presente trabajo de investigación se puede obtener el valor de estos dos parámetros que debe tener una distribución de tamaño de partículas para cumplir con el RD de Reutilización para sus diferentes reutilizaciones, despejándolos de las ecuaciones de ajuste de sólidos en suspensión y turbidez que se muestran en el resumen de la Tabla 89, asumiendo que el parámetro b

oscila entre 1,6 y 2 para los diferentes tratamientos estudiados se fijó el valor de  $b=2$  para ser conservativos, obteniendo así el parámetro A máximo, densidad del número de partículas de tamaño  $1\mu\text{m}$ . que tendría el agua para ser apta en las diferentes calidades de reutilización, según se muestra en la Tabla 90.

Se pudo apreciar como en las calidades que fijan valores de sólidos en suspensión y turbidez, esta última es la más restrictiva, hecho que también concuerda con lo mostrado en la Tabla 90, donde se aprecia gráficamente como las plantas que cumplen con alguna de las calidades del RD de Reutilización están más próximas del límite marcado por la turbidez que por los sólidos en suspensión.

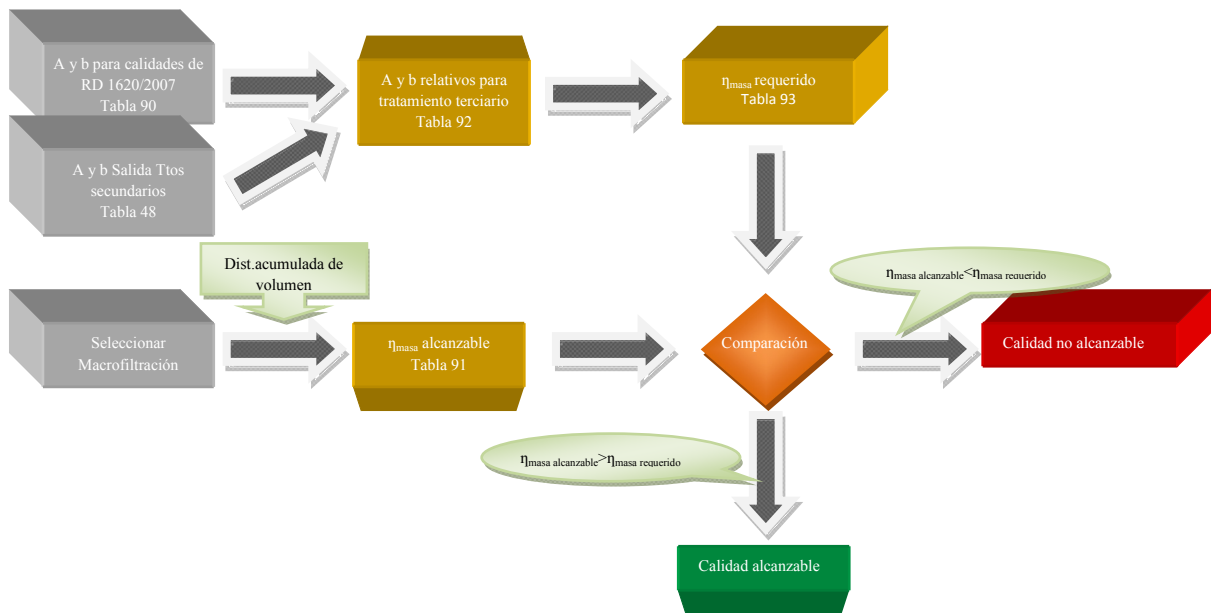
**Tabla 90. Valores de los parámetros A y b que cumplen con las calidad fijada por el RD de Reutilización**

	SS., mg/L	Turb., NTU.	A (SS)	A (Turb.)	b(Turb)
<b>CALIDAD 3.2</b>	5	1	1.050	445	2
<b>CALIDAD 1.1 y 5.2</b>	10	2	2.663	939	2
<b>CALIDAD 1.2, 2.1 y 4.1</b>	20	10	6.752	5.310	2
<b>CALIDAD 3.1 a) y b)</b>	35	15	14.310	8.215	2
<b>CALIDAD 2.2, 2.3, 3.1.c), 4.2, 5.1, 5.3</b>	35	NO SE FIJA	14.310	NO SE FIJA	

Referente al parámetro b, aporta una información muy importante acerca del diámetro medio de la distribución de partículas en el agua residual que será de gran utilidad junto con el valor de A, para definir el posible tratamiento terciario más adecuado para la reutilización del agua residual. El rango en el que se mueve el parámetro b a la salida de los diferentes tratamientos secundarios está entre 1,982 para San Pedro del Pinatar que equivaldría a  $13,55\mu\text{m}$  y  $2,81\mu\text{m}$  de diámetros medios aritmético y geométricos respectivamente ponderados en masa y los 1,635 de la planta de Motril que equivale a  $19,35\mu\text{m}$  y  $3,30\mu\text{m}$ .

**7.5.4. Aplicación de la DTP en la predicción de tratamientos terciarios de macrofiltración.**

Teniendo en cuenta los datos promedio obtenidos de la investigación que caracterizan la distribución de tamaño de partículas de los efluentes de las diferentes plantas se realizó un análisis teórico haciendo una extrapolación de que nivel de filtración sería necesario en cada una de ellas para cumplir con las características del RD de Reutilización. El proceso de cálculo se muestra en la Figura 109.



**Figura 109. Proceso de cálculo para la determinación de tratamiento terciario apropiado para una calidad dada según el R.D de reutilización.**

Para ello se analizó para tres luces de paso convencionales de tamices de macrofiltración (5, 10 y 20 μm) que porcentaje de partículas de la distribución pasarían a través de ellos, mostrándose en el resultado para cada planta que es el complementario del rendimiento de eliminación de la Tabla 91 partículas de dichos tamices.

**Tabla 91. Porcentaje total de partículas de la distribución que quedan retenidas a través del filtro de tamaño de luz especificado.**

FILTRO, μm	Doble Etapa (Sanlúcar)	Media Carga (Motril)	Baja Carga (Loja)	Bior. Memb. (S. Pedro)	Lechos Bacter. (Beas)	Lechos Bacter. (Huétor)	Biodiscos (Palom.)	Biodiscos (Cuevas)	Lechos Inund. (Benalm.)
5	86,57%	91,40%	84,18%	80,42%	87,13%	80,47%	89,40%	85,80%	90,96%
10	60,55%	71,49%	55,82%	49,08%	61,72%	49,16%	66,71%	58,99%	70,40%
20	27,99%	40,43%	23,53%	18,00%	29,17%	18,06%	34,60%	26,47%	39,04%

Teniendo en cuenta el valor que se ha determinado para el parámetro A y b que debe cumplir una distribución de tamaño de partículas de un agua residual que cumpla con alguna de las calidades propuestas por el agua residual, según los resultados obtenidos en la Tabla 90, tomándose como límite el parámetro A fijado por la turbidez, excepto en las calidades que no fijan mínimo de turbidez donde se tomo el límite fijado por los sólidos en suspensión y tomando el valor A y b promedio de salida de cada planta de tratamiento estudiada se obtuvieron los parámetros A y b relativos que se deben obtener de la macrofiltración a aplicar para cada tratamiento y calidad posible, tal y como se ve en la Tabla 92.

**Tabla 92. Parámetros A y b relativos que se deben obtener en el tratamiento terciario para cumplir con las diferentes calidades del RD de reutilización**

	Doble Etapa (Sanlúcar)	Media Carga (Motril)	Baja Carga (Loja)	Bior. Memb. (S. Pedro)	Lechos Bacter. (Beas)	Lechos Bacter. (Huétor)	Biodiscos (Palom.)	Biodiscos (Cuevas)	Lechos Inund. (Benalm.)
<b>CALIDAD 3.2</b>	77,421	47,027	60,395	7,896	92,480	133,358	226,950	232,864	25,557
<b>CALIDAD 1.1 y 5.2</b>	36,713	22,300	28,639	3,744	43,854	63,239	107,620	110,425	12,119
<b>CALIDAD 1.2, 2.1 y 4.1</b>	6,493	3,944	5,065	0,662	7,756	11,184	19,033	19,529	2,143
<b>CALIDAD 3.1 a) y b)</b>	4,196	2,549	3,274	0,428	5,013	7,228	12,301	12,622	1,385
<b>CALIDAD 2.2, 2.3, 3.1.c), 4.2, 5.1, 5.3</b>	2,409	1,463	1,879	0,246	2,878	4,150	7,062	7,246	0,795
<b>b<sub>rel. terciario</sub></b>	0,901	0,817	0,938	0,991	0,892	0,990	0,854	0,913	0,826

Con los datos de A y b relativos obtenidos en la Tabla 92, y empleando la expresión que relaciona el rendimiento con los parámetros A y b relativos que se encuentra en el resumen de expresiones ajustadas de la Tabla 89, se obtiene el rendimiento que debe tener en eliminación de partículas el tratamiento terciario para cada calidad, siendo su valor complementario el porcentaje de partículas que pueden pasar a través del tratamiento terciario, que se muestra en la Tabla 93, este valor se compara con el que realmente deja pasar los tres tamaños de filtros estudiados según la Tabla 91, pudiéndose obtener una orientación de qué macrofiltración es la más adecuada para cada reutilización que se proponga del agua depurada.

**Tabla 93. Rendimientos en eliminación de masa de partículas requerido para cada tratamiento por calidad de reutilización.**

	Doble Etapa (Sanlúcar)	Media Carga (Motril)	Baja Carga (Loja)	Bior. Memb. (S. Pedro)	Lechos Bacter. (Beas)	Lechos Bacter. (Huétor)	Biodiscos (Palom.)	Biodiscos (Cuevas)	Lechos Inund. (Benalm.)
CALIDAD 3.2	N/A	N/A	N/A	71,4%	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
CALIDAD 1.1 y 5.2	N/A	N/A	N/A	59,6%	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
CALIDAD 1.2, 2.1 y 4.1	83,1%	89,0%	73,2%	32,0%	87,4%	77,1%	N/A	98,7%	77,9%
CALIDAD 3.1 a) y b)	76,2%	82,1%	66,2%	25,1%	80,5%	70,1%	N/A	91,7%	71,0%
CALIDAD 2.2, 2.3, 3.1.c), 4.2, 5.1, 5.3	67,4%	73,3%	57,4%	16,3%	71,7%	61,3%	92,2%	82,9%	62,2%

N/A significa que la expresión de rendimiento ajustado no es aplicable para los niveles de eliminación de partículas requeridos para esa calidad de reutilización especificada.

El código de colores de la tabla indica el filtro de luz de paso máxima que proporciona la calidad correspondiente según se empleó en la Tabla 91, de forma que el color azul indica el filtro de 20 µm, el color verde 10 µm y el color amarillo 5 µm. En rojo se marcan las calidades que no son alcanzables con ninguno de los tres filtros estudiados para cada planta de tratamiento estudiada.

*CONCLUSIONES.*

---



## 8. CONCLUSIONES.

Como conclusiones a la investigación realizada, siempre entendiendo que son de las plantas estudiadas con sus características propias de agua de entrada como de parámetros de funcionamiento, se obtiene que:

- Aunque en plantas de biopelícula el tamaño de partícula es menor que en las de fangos activos, no por ello implica una sedimentación peor. De ahí que la superficie del decantador sea fundamental para el rendimiento de las depuradoras.
- Una menor carga contaminante en la entrada a los reactores de fangos activos ha permitido una formación de flóculos de mayor tamaño.
- El modelo de la ley de la potencia con coeficiente  $\beta$  variable es apropiado para la caracterización de efluentes de agua residual en plantas de tratamiento reales, habiéndose realizado 180 ajustes de muestras diferentes obteniendo altos coeficientes de correlación, estando la media de los coeficientes  $R^2$  en 0,964 y el 100% de los valores comprendidos entre 0,881 y 0,992. Se obtiene para cada muestreo una curva característica de distribución de tamaño de partícula, por lo que se puede concluir que la DTP define una “huella dactilar” de la materia particulada presente en el agua residual en cada punto de muestreo dentro del sistema de depuración.
- Los diferentes procesos biológicos de depuración estudiados modifican de forma significativamente diferente la distribución de tamaño de partículas de un agua residual, evidenciándose por las diferentes variaciones de los parámetros A y b. Los tratamientos que presentaron una mayor modificación de la distribución de tamaño de partículas fueron los biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) y lechos inundados (Benalmádena) y los que presentaron menores modificaciones fueron los tratamientos de biodiscos (Palomares y Cuevas de Almanzora), que a pesar de tener bajas velocidades ascensionales en la



decantación secundaria no conseguían altos niveles de eliminación de partículas.

- Las plantas con mayor rendimiento en eliminación en masa de partículas, fueron las de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) seguida de la de fangos activos de oxidación prolongada (Loja) y lechos bacterianos (Huétor Santillán), mientras que en cuanto al rendimiento de eliminación en número fue de nuevo la de biorreactores de membrana (San Pedro del Pinatar) seguida de la de fangos activos de media carga (Motril) y lechos inundados (Benalmádena). Para ambos tipos de rendimiento las que mostraron un menor valor fueron las plantas de biodiscos (Palomares y Cuevas de Almanzora) y la de fangos activos de doble etapa (Sanlúcar). aunque la decantación secundaria tenía valores apropiados de velocidad ascensional y por debajo de los valores de diseño.
- Con el análisis SEM/EDX se ha podido concluir que gran parte de la materia particulada presente en el agua tanto de entrada al tratamiento secundaria como depurada es de naturaleza orgánica, y de entre la inorgánica se aprecian partículas compuestas mayoritariamente por calcio, potasio y magnesio, observándose partículas de hierro en los tratamientos que utilizan tricloruro de hierro como coagulante.
- Existe una relación estadísticamente significativa entre los parámetros A y b de una distribución de tamaño de partículas, y los parámetros que clásicamente han caracterizado la calidad de un agua residual así como con los rendimientos en eliminación en masa y en número de partículas de un tratamiento secundario, pudiéndose establecer expresiones de ajuste entre datos de SS, DQO y color con el parámetro A, de la turbidez y el diámetro medio aritmético ponderado en número con los parámetros A y b, de los diámetros medios aritmético y geométricos ponderados en masa con el parámetro b, así como la obtención de expresiones que permiten calcular el rendimiento en eliminación en masa y en número de partículas, empleando los parámetros A y b relativos de un tratamiento

secundario en el primer caso y con A relativo en el segundo. Las relaciones obtenidas fueron: Especialmente intensas para los diámetros ponderados en masa tanto de forma geométrica como aritmética. Relativamente intensas para los rendimientos en eliminación en número y en masa, DQO, turbidez, SS y diámetro medio aritmético ponderado en número. Destacable que cuanto mayor son los parámetros A y b menor es el tamaño medio de la distribución de tamaño de partículas y mayor es la turbidez.

- Esta investigación ha obtenido como el empleo de tamices de macrofiltración de 5, 10 y 20  $\mu\text{m}$  de luz de paso conseguirían rendimientos promedio en eliminación de partículas de 85, 60 y 25% respectivamente, por lo que atendiendo a la problemática de colmatación en los sistemas de macrofiltración y la distribución de volumen obtenida a la salida de los tratamientos secundarios en este estudio se deduce que un paso de 15  $\mu\text{m}$  sería adecuado como tratamiento terciario genérico. Las funciones distribución de número y volumen aportan importante información sobre la distribución de partículas de un agua residual, siendo especialmente importante la distribución acumulada del volumen para ayudar a fijar el tamaño de paso de una macrofiltración como tratamiento terciario.
- Esta investigación obtiene los parámetros característicos de una distribución de tamaño de partículas que debe cumplir un agua residual para ser apta para las diferentes calidades fijadas por el R.D. de Reutilización, comprobándose como en aguas residuales urbanas el parámetro más restrictivo a conseguir para su reutilización es la turbidez. Los tratamientos secundarios que mejor calidad de salida proporcionan al agua fueron los de biorreactores de membrana y lechos inundados, coincidiendo con los que menor parámetro A de la distribución de tamaño de partículas presentaron a la salida. Según los datos analizados, el agua depurada por estos tratamientos cumple con la mayoría de los criterios físico-químicos de reutilización excepto con las calidades 1.1, 5.2 y 3.2. Los tratamientos que peor calidad de agua proporcionaban a la salida fueron los biodiscos, con altos contenidos en SS y

turbidez, siendo además los que presentaron un mayor valor del parámetro A a la salida, y el tratamiento de doble etapa, que presentó un alto contenido en SS, si bien con una turbidez inferior al tratamiento de biodiscos. Ninguno de estos tratamientos secundarios cumplía con ningún criterio de reutilización atendiendo a los datos promedio de sólidos en suspensión y turbidez.

*LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN.*

---



## 9. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN.

Como resultado de la presente investigación de la profundización en el estudio y aplicación de la distribución de tamaño de partículas en el agua residual se abren nuevas propuestas de investigación que complementarían lo ya obtenido y que fijarían nuevos objetivos no contemplados en el alcance de este trabajo:

- Relacionar la distribución de tamaño de partícula con parámetros que caracterizan la biología del agua residual, fundamentalmente con aquellos que se fijan en el R.D. de reutilización como son las unidades formadoras de colonias de "*Escherichia Coli*" y huevos de nematodo intestinales.
- Ampliar el estudio realizado a varias depuradoras de la misma tecnología para analizar la reproducibilidad en la modificación de la distribución de tamaño de partículas por diferentes plantas de depuración que usan la misma tecnología, pero distinta agua residual, viendo así también el efecto del agua residual de entrada.
- Corroborar y complementar los resultados obtenidos en el estudio de la predicción de los tratamientos terciarios apropiados para la obtención de un agua apta para una reutilización dada, aplicando la metodología seguida en este estudio a la entrada y salida de diferentes tratamientos terciarios.
- Estudiar la velocidad ascensional máxima para cada tipo de sistema que asegure un buen funcionamiento de la decantación secundaria.
- Estudiar el rendimiento de la decantación primaria atendiendo a la contaminación de entrada a la planta de depuración.



*BIBLIOGRAFÍA.*

---





## 10. BIBLIOGRAFÍA.

Alonso, F.J., García, P.J. and Ollero, J.E. (1996). Estadística para Ingenieros. Edit. Colección Escuelas, Primera edición.

APHA, AWWA, WEF, (1992) Standard Methods for the examination of water and wastewater, 18th ed., American Public Health Association, Washington, DC.

Asano, T. and Levine, A.D. (1996). Wastewater reclamation, recycling and reuse: Past, present, and future. *Water Science & Technology* 33 (10-11), 1–14.

AWWARF, LE, WRCSA, (1998), Tratamiento del agua por procesos de membrana, principios, procesos y aplicaciones. Edit. Mc Graw Hill.

Azorín, F. and Palacios, M. J. (1975). Exposición general e indicaciones para el uso de la distribución lognormal. *Estadística española*. 66-67 5-24.

Balmat, J.L. (1957). Biochemical oxidation of various particulate fractions of sewage. *Sewage Industrial Wastes*. 29 (7) 757–761.

Beg, M.U., Al-Muzaini, S., Saedd, T., Jacob, P.G., Beg, K.R., Al-Bahloul, M, Al-Matrouk, K., Al-Obaid, T. and Kurian, A. (2001). Chemical Contamination and Toxicity of Sediment from a Coastal Area Receiving Industrial Effluents in Kuwait. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41 289-297.

Bowen, W. P. and Jermna, J. C. (1995). Non linear regression using spreadsheets. *TIPS Elsevier Science Ltd* 16 413–417.

Brown, A.M., (2001). A step-by-step guide to non-linear regression analysis of experimental data using a Microsoft Excel spreadsheet. *Computer Methods and Programs in Biomedicine*. 65, 191–200.

Brown, A.M., (2006). A non-linear regression analysis program for describing electrophysiological data with multiple functions using Microsoft Excel. *Computer Methods and Programs in Biomedicine*. 82, 51–57.

Buisson, H., Côte, P., Praderie, M. and Paillard, H. (1998). The use of immersed membranes for upgrading wastewater treatment plants, *Water Science & Technology*, 37(9): 89-95.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Corell, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. and Smith V. H. **(1998)**. Nonpoint Pollution of Surface Waters With Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications* 8 (3) 559-568.

Castillo, P., Bezanilla, J., Amieva, J., Jácome, A. and Tejero, I. **(1995)**. Depuración de agua residual con salinidad variable empleando un proceso con biodiscos (RBC). *Ingeniería del Agua* 2 (1) 25-30.

Çeenen, F. and I. Gönenç E., **(1994)**. Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters. *Water Science & Technology* 29 (10-11) 409–416.

Ceronio, A.D., and Haarhoff, J., **(2005)**. An improvement on the power law for the description of the particle size distributions in potable water treatment. *Water Research*. 39, 305–313.

Chavez A., Maya C. and Jiménez B. **(2006)**. Particle size distribution to design and operate an APT process for agricultural wastewater reuse. *Water Science & Technology* 53 (7), 43–49.

Chavez, A., Jiménez, B. and Maya, C., **(2004)**. Particle size distribution as a useful tool for microbial detection. *Water Science Technology* 50 (2) 179-186.

Chen, X., Chen, G. and Yue, P. L., **(2000)** Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 19 (1-2) 65-76.

Cheremisnoff P.N. **(1995)**. Handbook of water and wastewater treatment technology. Ed. Marcel Dekker, Inc. New York.

Choi S., Kim S., Yoon J., Ahn K., and Lee S. **(2003)**. Particle behaviour in air agitation submerged membrane filtration. *Desalination* 15, 181-188.

Côté, P., Buisson, H., Pound, C. and Arakaki, G. **(1997)**. Immersed membrane activated sludge for the reuse of municipal wastewater. *Desalination* 113(2-3): 189-196.

D'Hondt, S., Pilson, M.E.Q., Sigurdsson, H., Hanson, K. and Carey S. **(1994)**. Surface-water acidification and extinction at the Cretaceous-Tertiary boundary. *Geological Society of America* 22 (11) 983-986.

Dean, R.B. (1968). Ultimate Disposal of Waste Water Concentrates to the Environment. *Environmental Science Technology* 2 (12) 1079-1086.

Degrémont. (1991). *Water Treatment handbook*. 6ª edición. Degrémont.

Delgado, S., Alvarez, M. Rodriguez, L. E., and Aguiar, E. (1999). H2S generation in a reclaimed urban wastewater pipe. case study: Tenerife (Spain). *Water Research* 33 (2) 539-547.

Dixon, A., Butler, D., Fewkes, A., & Robinson, M. (1999). Measurement and modelling of quality changes in stored untreated grey water. *Urban Water* 1 293–306.

Dulekgurgen, E., Dogruel, S., Karaham, Ö. and Orhon D. (2006). Size distribution of wastewater COD fractions as an index for biodegradability. *Water Research* 40 273–282.

Ellis, K.V., Rodrigues, P.C., (1994). Developments to the first-order, complete-mix design approach for stabilization of ponds. *Water Research*. 29, 1343–1351.

Ellis, K.V., Rodrigues, P.C., (1995). Multiple regression design equations for stabilization ponds. *Water Research*. 29, 2509–2519.

Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M. and Ledin A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4 (1) 85-104.

Gander, M.; Jefferson, B. and Judd, S. (2000). Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations. *Separation and Purification Technology* 18 119–130.

García-Mesa, J.J., Poyatos, J.M., Delgado, F. and Hontoria, E. (2010a). The Influence of Biofilm Treatment Systems on Particle Size Distribution in Three Wastewater Treatment Plants. *Water Air Soil Pollut* 212, 37–49.

García-Mesa, J.J., Poyatos, J.M., Delgado, F., Muñío, M. M., Osorio, F. and Hontoria, E. (2010b). Water quality characterization in real biofilm wastewater treatment systems. *Bioresource Technology* 101 (21), 8038-8045.

Gómez Nieto, M. A. y Hontoria García, E. (2003) *Técnicas analíticas en el control de la ingeniería ambiental*. Edit. Universidad de Granada, Granada, España.

Gouletquer, P., Wolowicz, M., Latala, A., Brown, C., Cragg, S., **(2004)**. Application of a micro-respirometric volumetric method to respiratory measurements of larvae of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Aquat. Living Resour.* 17, 195–200.

Graaf, J.H.J.M. Van der, Koning, J. de and Tang, J. **(2001)**. Particle size analysis as a tool for performance measurements in high rate effluent filtration. *Water Science & Technology* 43 (10) 303–310.

Gregory, J., **(1997)**. The density of particle aggregates. *Water Science & Technology* 36 (4), 1–13.

Guellil, A., Thomas, F., Block, J.-C., Bersillon, J.L. and Ginestet, P. **(2001)**. Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs. *Water Research* 35 (1), 143–150.

Hall, T. and Croll, B. **(1997)**. Particle counters as tool for managing *Cryptosporidium* risk in water treatment. *Water Science & Technology* 36 (4) 143–149.

Hamoda, M. F. and Al-Ghusain I. A. **(1998)**. Analysis of organic removal rates in the aerated submerged fixed film process. *Water Science & Technology* 38 (8-9) 213–221.

Hatukay, S., Ben-Tzur, Y. and Rebhun, M. **(1997)**. Particle counts and size distribution in system design for removal of turbidity by granular deep bed filtration. *Water Science & Technology* 36 (4) 225–230.

Hench, K. R., Bissonnette, G. K., Sexstone, J. K., Coleman, J. G., Garbutt, K. and Skousen, J. G. **(2003)**. *Water Research* 37, 921-927.

Henze, M., Grady, C.P.L. Jr; Gujer, W., Marais, G.v.R. and Matsuo, T. **(1987)**. *Activated Sludge Model N° 1*, IAWPRC, London.

Heukelekian, H. and Balmat, J.L. **(1959)**. Chemical composition of particulate fractions of domestic sewage. *Sewage Ind. Wastes* 31, 413–423.

Hontoria, E., Zamorano, M., Gómez, M. A. and González, J. **(1995)**. Tratamiento de aguas residuales. Procesos sumergidos de biopelícula. *Tecnoambiente* 47, 31-33.

Horan, N. J. (1990). *Biological Wastewater Treatment Systems: Theory and Operation*. Chichester, New York: Wiley. 310 pp.

Hu, Z.Q., Chandran, K., Smets, B.F., and Grasso, D., (2002). Evaluation of a rapid physical-chemical method for the determination of extant soluble COD. *Water Research*. 36 (1), 619–624.

Jiwani, A., Graham, N. J. D., Day, M. C. (1997). Activated sludge process control via particle monitoring. *Water Science & Technology* 36 (4), 269–277.

Judd, S. (2006). *The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. Edit. Elsevier.

Kaminski, I, Vescan, V. and Adin, A. (1997). Particle size distribution and wastewater filter performance. *Water Science & Technology* 36 (4) 217–224.

Karaham, Ö., Dogruel, S., Dulekgurgen, E. and Orhon D. (2008). COD fractionation of tannery wastewaters-Particle size distribution, biodegradability and modeling. *Water Research* 42, 1083–1092.

Khanal, D. K. and Huang J.C. (2003). ORP-based oxygenation for sulfide control in anaerobic treatment of high-sulfate wastewater. *Water Research* 37 (9) 2053-2062.

Klopp, R., and Koppe, P. (1990). Die quantitative Charakterisierung von Abwassern hinsichtlich ihrer Dispersitaet und Abbaubarkeit. *Vom Wasser*. 75, 307–329.

Kobler, D., and Boller, M. (1997). Particle removal in different filtration systems for tertiary wastewater treatment – a comparison. *Water Science & Technology* 36 (4), 259–267.

Koe, L. C. C. (1984). Hydrogen sulphide odor in sewage atmospheres. *Water, Air and Soil Pollution* 24 297-306.

Landa H., Capella A. and Jiménez B. (1997). Particle size distribution in an effluent from an advanced primary treatment and its removal during filtration. *Water Science & Technology* 36 (4), 159–165.

Lawler, D. F. (1997). Particle size distribution in treatment processes: Theory and practice. *Water Science & Technology* 36 (4) 15–23.

Levine, A.D., Tchobanoglous, G. and Asano T. **(1991)**. Size distribution of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Research* 25 (8) 911–922.

Levine, A.D., Tchobanoglous, G. and Asano, T., **(1985)**. Characterization of the size distribution of contaminants in waste water: treatment and reuse implications. *J. Water Pollution Control Fed.* 57 (7), 805–816.

Levy, G.J., Rosenthal, A., Tarchitzky, J., Shainberg, I. and Chen, Y. **(1999)**. Soil Hydraulic Conductivity Changes Caused by Irrigation with Reclaimed Waste Water. *Journal Environmental Quality* 28 1658-1664.

Lin, S. H. and Peng, C. F. **(1994)**. Treatment of textile wastewater by electrochemical method. *Water Research* 28 (2) 277-282.

López-Pila, J. M., Dizer, H. and Dorau, W., **(1996)**. Wastewater treatment and elimination of pathogens: new prospects for an old problem. *Microbiología* 12 (4) 525-536.

Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., and Lettinga, G., **(2003)**. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. *Bioresource Technology* 90 1-9.

Marquet, R., Mietton-Peuchot, M. and Wheatley A.D. **(1999)**. Characterisation of trickling filter effluent by particle size distribution and high performance size exclusion chromatography. *Water Research* 33 (6) 1415–1424.

Marquet, R., Muhammad, N., Vairavamoorthy, K. and Wheatley, A. **(2007)**. Particle size distribution to assess the performance of trickling filters. *Process Safety and Environmental Protection* 85 (B1) 99–103

Martínez, M.E., Sánchez, S., Jiménez, J. M., El Yousfi, F. and Muñoz, L. **(2000)** Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology* 73 263-272.

Melin, T., Jefferson, B., Bixio, D., Thoeye, C., De Wilde, W., De Koning, J., van der Graaf, J. and Wintgens, T. **(2006)** Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination* 187 271-282

Metcalf and Eddy, **(1995)**. Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización. Edit. Mc Graw Hill, Tercera edición.

Mittal, G. S. **(2004)**. Characterization of the Effluent Wastewater from Abattoirs for Land Application. Food Reviews International 20 (3) 229-256.

Munch, R., Hwang, C. P. and Lackie, T.H., **(1980)**. Wastewater fractions add to total treatment picture. Water Sewage Works. 12, 49–54.

Naddeo, V. and Belgiorno, V. **(2007)**. Tertiary filtration in small wastewater treatment plants. Water Science & Technology 55 (7) 219–225.

Neis, U. and Tiehm, A. **(1997)**. Particle size analysis in primary and secondary waste waer effluents. Water Science & Technology 36 (4) 151–158.

Norma Española UNE-EN ISO 7027. **(1999)**. Calidad del Agua. Determinación de la turbiedad.

OECD. **(1994)**. Biotechnology for a clean environment. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris, France.

Orhon, D., Ates, E., Sözen, S., Ubay Çokgör, E., **(1997)**. Characterization and COD fractionation of domestic wastewater. Environmetal Pollution. 95 (2) 191–204.

Osorio F. **(1998)**. Optimización de lechos inundados con soporte de residuos reciclados. Tesis Doctoral Universidad de Granada.

Owens J.E. and Niemeyer E.D. **(2003)**. Analysis of chemical contamination within a canal in aMexican border colonia. Environmental Pollution 140 506-515.

Özmen, H., Kùlahci, F., Çukurovali, A. and Do ru, M. **(2004)**. Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elazığ , Turkey). Chemosphere 55 (3) 401-408.

Persson, E., Ljunggren, M., la Cour Jansen, J., Strube, R. and Jonson, L. **(2006)**. Disc filtration for separation of flocs from a moving bed bio-film reactor. Water Science & Technology 53 (12) 139–147.

Pitt, R., Clark, S. and Field, R. **(1999)**. Groundwater contamination potential from stormwater in@ltration practices. Urban Water 1 217-236.



Poyatos, J.M., (2007) Biorreactores de membrana aplicados al tratamiento de aguas residuales urbanas y su influencia en la calidad del agua tratada. Tesis doctoral, Universidad de Granada.

Poyatos, J.M., Molina-Muñoz, M., Moreno, B., Gonzalez-Lopez, J. and Hontoria, E., (2007). Effect of the mixed liquor suspended solid on permeate in a membrane bioreactor system applied for the treatment of sewage mixed with wastewater of the milk from the dairy industry. *Journal Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.* 42 (7) 1005–1012.

Poyatos, J.M., Molina-Muñoz, M., Delgado, F., González-López, J. and Hontoria, E. (2008). Flux influence on membrane fouling in a membrane bioreactor system under real conditions with urban wastewater. *Journal Environmental Science and Health Part A.* 43 (14) 1685–1691.

Poyatos, J.M., Molina-Muñoz, M., González-López, J. and Hontoria, E. (2010a). Particle Size Distribution in Permeate from a Pilot-Scale Membrane Bioreactor System under Actual Operating Conditions. *Particulate Science and Technology.* 28 (4) 309–318.

Poyatos, J.M., Almecija, M.C., García-Mesa, J.J, Muñío, M.M., Hontoria, E., Torres, J.C. and Osorio, F. (2010b). Advanced Methods for the Elimination of Microorganisms in Industrial Treatments: Potential Applicability to Wastewater Reuse. *Water Environment Research. In Press.*

Ramos, A. F. (2003). Aplicabilidad de los lechos inundados en el tratamiento de aguas residuales industriales con alta carga en compuestos nitrogenados y fenólicos en medio salino. Tesis Doctoral Universidad de Granada.

Raunkjaer, K., Hvitved-Jacobsen, T. and Nielsen, P.H., (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic waste-water. *Water Research* 28 (2), 251–262.

Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre de 2007, BOE 294, 0812-1997.

Rickert, D.A. and Hunter, J.V., (1971). General nature of soluble and particulate fractions of domestic sewage. *Water Research* 5 (7) 421-436.

Rogalla, F. and Sibony, J., **(1992)**. Biocarbone aerated filters-ten years after: past, present, and plenty of potential. *Water Research* 26 (9-11) 2043-2048.

Rosenberger, S.; Kruger, U.; Witzig, R.; Manz, W.; Szewzyk, U. and Kraume, M. **(2002)**. Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water. *Water Research*. 36 (2) 413-420.

Salih, F. M., Pillay, A. E. and Jayasekara, K. **(2008)**. Impact of potential  $^{40}\text{K}$  contamination of aquatic resources by waste water from oil. *Journal of Nutritional & Environmental Medicine* 17 (3) 178-183.

Segura Cobo, J. C., **(2009)**. Maquinaria para tratamiento y depuración de aguas. Edit. BELLISCO. Ediciones Técnicas y Científicas. Primera Edición. Madrid, España.

Séguret F. and Racault Y. **(1998)**. Hydrodynamic behaviour of a full-scale submerged biofilter and its possible influence on performances. *Water Science & Technology* 38 (8-9) 249–256.

Sophonsiri, C. and Morgenroth E. **(2004)**. Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial and agricultural wastewaters. *Chemosphere* 55 691-703.

Stephenson, T., Judd, S., Jefferson B. and Brindle K. **(2002)**. Membrane bioreactor for wastewater treatment, edit. IWAI Publishing, Cornwall, U.K.

Stumm, W and Morgan, J. **(1996)**. Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3<sup>rd</sup> Ed. Edit. A Wiley-Interscience Publication.

Sujo-Nava, D., Scodari, L. A., Slater, C. S., Dahm, K. and Savelski, J. **(2009)**. Retrofit of sour water networks in oil refineries: A case study. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification* 48 (4) 892-901.

Tejero I. **(1998)**. Procesos biológicos de película fija. En XVI curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras CEDEX, Madrid.

Tiehm, A., Herwig, V. and Neis, U. **(1999)**. Particle size analysis for improved sedimentation and filtration in waste water treatment. *Water Science & Technology* 39 (8), 99–106.

Torras, M. and Boyce, J. K. **(1998)**. Income, inequality, and pollution: a reassessment of the environmental Kuznets Curve. *Ecological Economics* 25 (2) 147-160.

Vlaski A., van Breemen A. N. and Alaerts G.J. **(1997)**. The role of particle size and density in dissolved air flotation and sedimentation. *Water Science & Technology* 36 (4), 177–189.

Wang, X., Song, Y. and Mai, J. **(2008)**. Combined Fenton oxidation and aerobic biological processes for treating a surfactant wastewater containing abundant sulfate. *Journal of Hazardous Materials* 160 (2-3) 344-348.

Wu, J., Jiang, X. and Wheatley A. **(2009)**. Characterizing activated sludge process effluent by particle size distribution, respirometry and modelling. *Desalination* 249, 969-975.

Zamorano, M. and Hontoria, E. **(2001)**. Depuración de aguas con filtros inundados. Utilización de nuevos materiales. *Ingeniería del agua* 8 (2), 219-227.