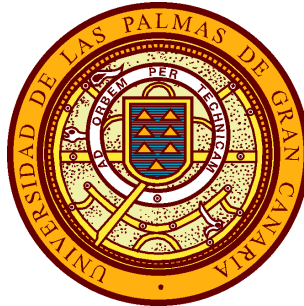


UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

Departamento de Ingeniería Eléctrica



TESIS DOCTORAL

**Análisis estadístico de los parámetros
DQO, DBO₅ y SS de las aguas residuales urbanas en
el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa**

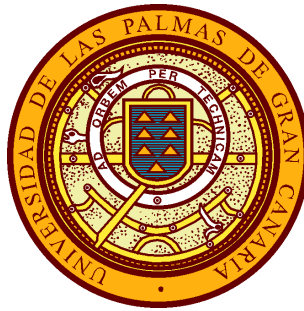
Fabián A. Déniz Quintana

Febrero de 2010
Las Palmas de Gran Canaria

UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

Departamento de Ingeniería Eléctrica

Programa de Doctorado: Tecnología Industrial



**Análisis estadístico de los parámetros
DQO, DBO₅ y SS de las aguas residuales urbanas en
el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa**

Autor

Fdo: Fabián A. Déniz Quintana

Director

Director

Fdo: Dr. D. J. Jaime Sadhwani Alonso

Fdo: Dr. D. José Miguel Veza Iglesias

Las Palmas de Gran Canaria, a 26 de febrero de 2010

Hacer una tesis significa divertirse y la tesis es como el cerdo en ella todo tiene provecho. La tesis puede vivirse como un juego, como una apuesta, como una búsqueda del tesoro. Hay que vivir la tesis como un desafío ... En el fondo habrá sido la primera vez que hacéis un trabajo científico serio y riguroso, lo cual como experiencia no es poco.

Umberto Eco
Filósofo y escritor.

Agradecimientos

La elaboración de la presente Tesis Doctoral no hubiese sido posible sin la inestimable ayuda y apoyo de mis directores Dr. D. Jaime Sadhwani Alonso y Dr. D. José Miguel Veza Iglesias.

También quisiera agradecer la desinteresada colaboración prestada por el personal de la planta depuradora de Hoya del Pozo, en especial al jefe de producción de Aguas de Telde D. Marcos Gil, al jefe de planta D. Jorge Rodríguez y al operador de planta D. Juan Trujillo.

Agradecer al Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria a través de su jefe de servicio D. Carmelo Santana quien autorizó el acceso a la planta depuradora de Hoya del Pozo.

Asimismo, quiero expresar mi agradecimiento a todas aquellas personas que de algún modo me han apoyado y han hecho posible que realizara este documento.

Por último, y no menos importante, a mi familia y amigos que han tenido la paciencia de escucharme y soportarme en los diversos momentos del desarrollo de este trabajo.

Resumen

El aumento poblacional que ha sufrido las Islas Canarias y, más concretamente, la isla de Gran Canaria junto con el incremento del nivel de vida se ha traducido en una mayor demanda de agua que, según el Plan Hidrológico de Gran Canaria, ha alcanzado los 147,5 hm³. Este volumen de agua para consumo se consigue gracias a los recursos naturales renovables de agua, que se calculan en 58 hm³, y a la reserva de agua subterránea. Inicialmente, los acuíferos de la isla se encontraban en equilibrio entre el agua que se infiltraba (87 hm³/año) y la que se drenaba por los nacientes y por las descargas de agua subterránea al mar (40 hm³/año) y la que se acumulaba en forma de aguas subterráneas renovables (47 hm³/año). Posteriormente, mediante la extracción descontrolada de agua en pozos y galerías rompió ese equilibrio natural, reduciendo poco a poco el volumen de agua disponible en los acuíferos e incluso produciéndose la salinización de los mismos.

Para satisfacer las demandas futuras es necesario bien disminuir la demanda o bien recurrir a nuevas fuentes de agua de forma que se incremente la producción de recursos hídricos no naturales. La desalinización y la regeneración de aguas residuales son las dos formas principales de conseguir este incremento. El descenso de la demanda no tiene una tendencia decreciente sino, más bien, todo lo contrario. Por ello, hay que centrar los esfuerzos en la desalinización y en la depuración a pesar de los inconvenientes que presentan. La principal desventaja de estas fuentes alternativas es el coste energético y ambiental el cual puede mejorarse mediante el aprovechamiento de energías renovables. Por tanto, el binomio agua-energía constituye una fuerte relación inalienable que hay que gestionar adecuadamente.

Las aguas regeneradas proceden generalmente de un tratamiento más avanzado de las aguas ya depuradas. Puede ser reutilizadas para diferentes usos que van desde el uso agrícola hasta el uso urbano. Los diferentes usos y su nivel de calidad exigido están regulados por el Real Decreto 1620/2007 que establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

En Canarias, la reutilización de las aguas residuales regeneradas se aplica principalmente en el riego agrícola y de campos de golf. Por este motivo, se ha decidido estudiar el tratamiento avanzado empleado en una Planta Depuradora, más concretamente, la denominada Hoya del Pozo en Telde. Esta estación cuenta con un tratamiento avanzado o terciario que elimina los organismos patógenos y las sustancias de baja o nula biodegradabilidad. Emplea tecnologías de membrana en su última etapa, en concreto, membranas de microfiltración seguido de una ósmosis inversa. La aplicación de tecnologías de membrana a las aguas depuradas aporta una

inestimable mejora de la calidad del effluente pero implica mayores costes.

Uno de los principales problemas de las tecnologías de membrana es el ensuciamiento de las mismas y, en especial, cuando emplean aguas con alto contenido de biomasa o materia orgánica. Esta tesis aborda el estudio del ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa con los principales indicadores de materia orgánica, como son la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno y los sólidos en suspensión. Ha sido necesario la recopilación de dos años de datos para realizar el estudio y análisis de la tesis.

El presente documento se ha estructurado en diferentes capítulos que comienzan con una introducción (Capítulo 1) en la cual se describe el ciclo integral del agua, la regeneración de aguas depuradas, los tratamientos de aguas residuales, los procesos de membrana y la descripción y características principales de la planta depuradora estudiada.

Seguidamente, se realiza una revisión bibliográfica (Capítulo 2) de las diferentes tecnologías de membrana aplicadas a aguas residuales, de los diferentes modelos matemáticos de membranas, del ensuciamiento de las membranas y de los diferentes programas informáticos que simulan el funcionamiento de membranas de ósmosis inversa. De esta forma, se ha conseguido llegar a la frontera del conocimiento en este campo. Esta revisión da origen al planteamiento de los objetivos de la tesis (Capítulo 3).

El Capítulo 4 describe la metodología genérica aplicable al tratamiento de datos en ingeniería y su aplicación concreta a los datos concretos de la planta depuradora.

Como consecuencia de la metodología específica empleada se obtienen los resultados que se presentan y analizan en el Capítulo 5.

Finalmente, se aportan las conclusiones (Capítulo 6) entre las que se destaca el rango de variación de valores del factor de ensuciamiento frente a las variables orgánicas estudiadas. Asimismo, se presentan las líneas futuras de investigación que pueden aparecer a partir de esta tesis.

Índice

1. Introducción	1
1.1. Antecedentes	1
1.2. El agua dulce en el planeta	2
1.2.1. Escasez de agua	3
1.2.2. Ciclos del agua	3
1.2.2.1. Ciclo hidrológico del agua	4
1.2.2.2. Recursos no naturales o convencionales	6
1.3. Aguas residuales	7
1.3.1. Características de las aguas residuales urbanas	7
1.3.2. Composición de las aguas residuales	9
1.3.3. Organismos patógenos en las aguas residuales urbanas	10
1.3.4. Enfermedades relacionadas con el agua	11
1.3.5. Regeneración y reutilización de aguas residuales	12
1.3.5.1. La reutilización en España	16
1.3.5.2. El reto del futuro	18
1.3.6. Criterios de calidad para la reutilización	18
1.4. Tratamientos de aguas residuales	20
1.4.1. Tratamiento previo o pretratamiento	21
1.4.2. Tratamiento primario	21
1.4.3. Tratamiento secundario	21
1.4.4. Tratamiento terciario	22
1.4.4.1. Tratamientos terciarios en aguas residuales urbanas	22
1.4.5. Clasificación de los procesos unitarios	23
1.5. Procesos de membranas en terciarios	23
1.5.1. Electrodialisis	25
1.5.2. Electrodiesionización	27
1.5.3. Microfiltración	28
1.5.4. Ultrafiltración	28
1.5.5. Nanofiltración	30
1.5.6. Ósmosis inversa	30
1.5.7. Sistemas integrados de membranas	32
1.5.8. Reactores biológicos de membrana	33
1.6. Situación hidrológica de la isla de Gran Canaria	36
1.7. Plantas depuradoras	38
1.7.1. Tratamiento terciario en Hoya del Pozo. Caso particular	38
1.8. Objetivos preliminares	44

2. Revisión bibliográfica	47
2.1. Procesos de membrana en tratamientos de aguas residuales	48
2.1.1. Ósmosis inversa	49
2.1.2. Nanofiltración	51
2.1.3. Ultrafiltración	53
2.1.4. Microfiltración	54
2.2. Modelado de membranas	55
2.2.1. Modelos matemáticos de membranas	56
2.2.1.1. Modelo de la termodinámica de los procesos irreversibles	56
2.2.1.2. Teoría del flujo preferencial mediante absorción capilar	57
2.2.1.3. Modelo de solución-difusión	57
2.2.2. Dinámica de fluidos computacional aplicada a membranas	59
2.2.3. Modelos matemáticos de polarización por concentración	60
2.3. Ensuciamiento de membranas	61
2.3.1. Orígenes del ensuciamiento	64
2.3.2. Bioensuciamiento	65
2.3.3. Modelado del ensuciamiento	66
2.3.4. Medida del ensuciamiento	67
2.4. Programas informáticos	68
3. Objetivos Definitivos	71
3.1. Análisis de la situación	71
3.2. Objetivos definitivos	72
4. Metodología	73
4.1. Metodología genérica	73
4.1.1. Análisis gráfico y exploratorio de datos	73
4.1.2. Generalidades sobre modelos matemáticos	75
4.1.3. Elementos de los modelos matemáticos	76
4.1.4. Fases en el proceso de modelos de regresión	78
4.1.4.1. Selección del modelo de regresión	79
4.1.4.2. Ajuste de los parámetros	79
4.1.4.3. Validación del modelo de regresión	79
4.1.5. Determinación de datos atípicos o anómalos	80
4.1.6. Métodos estadísticos para la construcción de modelos de regresión	81
4.1.6.1. Regresión por mínimos cuadrados lineales	81
4.1.6.2. Regresión por mínimos cuadrados no lineales	82
4.1.6.3. Regresión por mínimos cuadrados ponderados	83
4.1.6.4. LOESS	83
4.1.7. Supuestos subyacentes en el modelo	85
4.1.8. Estudio de la normalidad	87
4.1.8.1. Prueba de Kolmogórov-Smirnov	88
4.1.8.2. Prueba de Anderson-Darling	88
4.1.8.3. Prueba de Shapiro-Wilk	89
4.1.8.4. Chi-cuadrado	90
4.1.9. Pruebas de homocedasticidad	90
4.1.9.1. Prueba de Bartlett	90
4.1.9.2. Prueba de Levene	91

4.1.10. Análisis factorial	91
4.1.10.1. Correlación	93
4.1.11. Modelos de regresión	94
4.1.12. Análisis dimensional	95
4.1.12.1. Teorema de Pi	95
4.2. Metodología específica	96
4.2.1. Recopilación de los datos iniciales	96
4.2.2. Estimación del factor de ensuciamiento	98
4.2.3. Análisis estadístico	105
4.2.4. Análisis dimensional	112
5. Análisis de resultados	113
5.1. Introducción	113
5.2. Representación de variables a estudiar	113
5.3. Representación gráfica de las variables en estudio	115
5.4. Resultados de la detección de valores atípicos	120
5.4.1. Análisis de la variable Factor de ensuciamiento	120
5.4.2. Análisis de la variable Demanda Química de Oxígeno	122
5.4.3. Análisis de la variable Demanda Bioquímica de Oxígeno	125
5.4.4. Análisis de la variable sólidos en suspensión	127
5.4.5. Resumen de los datos definitivos a estudiar	128
5.5. Realización de pruebas de normalidad	130
5.5.1. Prueba de Kolmogórov-Smirnov	130
5.5.1.1. Factor de ensuciamiento	130
5.5.1.2. Demanda Química de Oxígeno	131
5.5.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno	132
5.5.1.4. Sólidos en suspensión	132
5.5.2. Prueba de Anderson-Darling	133
5.5.2.1. Factor de ensuciamiento	133
5.5.2.2. Demanda Química de Oxígeno	133
5.5.2.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno	134
5.5.2.4. Sólidos en suspensión	134
5.5.3. Prueba de Shapiro-Wilk	135
5.5.3.1. Factor de ensuciamiento	135
5.5.3.2. Demanda Química de Oxígeno	135
5.5.3.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno	136
5.5.3.4. Sólidos en suspensión	136
5.5.4. Chi-cuadrado	136
5.5.5. Resumen de las pruebas de normalidad	137
5.6. Realización de pruebas de homocedasticidad	137
5.6.1. Test de Bartlett	137
5.6.2. Test de Levene	139
5.6.3. Resumen de las pruebas de homocedasticidad	142
5.7. Detección y análisis de correlaciones	142
5.7.1. Matriz de correlaciones (4 variables)	142
5.7.2. Correlaciones lineales (4 variables)	143
5.7.3. Correlaciones parciales (4 variables)	144
5.7.4. Correlaciones de Spearman (4 variables)	145

5.7.5.	Matriz de correlaciones (9 variables)	146
5.7.6.	Correlaciones lineales (9 variables)	147
5.7.7.	Correlaciones parciales (9 variables)	147
5.7.8.	Correlaciones de Spearman (9 variables)	148
5.7.9.	Resumen de correlaciones	149
5.8.	Análisis factorial	150
5.9.	Selección, ajuste y validación de modelos de regresión	153
5.9.1.	Selección del modelo de regresión lineal	153
5.9.2.	Regresión lineal	156
5.9.2.1.	Factor de ensuciamiento frente a la DQO	156
5.9.2.2.	Factor de ensuciamiento frente a la DBO ₅	158
5.9.2.3.	Factor de ensuciamiento frente a los sólidos en suspensión	161
5.9.2.4.	Resumen de regresión lineal	162
5.9.3.	Regresión polinomial	162
5.9.3.1.	Factor de ensuciamiento frente a la DQO	162
5.9.3.2.	Factor de ensuciamiento frente a la DBO ₅	163
5.9.3.3.	Factor de ensuciamiento frente a los sólidos en suspensión	164
5.9.4.	Regresión Lineal Múltiple	166
5.9.4.1.	Factor de ensuciamiento frente a las tres variables en estudio	167
5.9.4.2.	Modelo de regresión completo	168
5.10.	Aplicación del Teorema de Pi	170
6.	Conclusiones	173
6.1.	Conclusiones	173
6.1.1.	Conclusiones generales	173
6.1.2.	Conclusiones metodológicas	173
6.1.3.	Conclusiones de resultados	174
6.2.	Líneas Futuras	175
Anexo A	Código fuente para DATAPLOT	177
Bibliografía		181

Índice de figuras

1.1. Ciclo del agua. Fuente: U.S. Geological Survey	4
1.2. Distribución del agua en el planeta Tierra. Fuente: U.S. Geological Survey . . .	6
1.3. Tratamientos de regeneración	17
1.4. Tamaños de impurezas y rangos de aplicación	26
1.5. Previsión hidrológica para Gran Canaria	37
1.6. Esquema genérico de una planta depuradora de aguas residuales	39
1.7. Vista aérea de la zona de tratamiento terciario. Hoya del Pozo (Telde).	40
1.8. Diagrama del tratamiento terciario de Hoya del Pozo (Telde).	41
4.1. Resumen de técnicas de análisis multivariante	75
4.2. Suavizado lowess	85
4.3. Suavisado a diferentes intervalos	86
4.4. Estructura de datos iniciales.	97
4.5. Pestaña 2) Feed Data	101
4.6. Composición química del agua residual	102
4.7. Pestaña 3) Scaling	103
4.8. Pestaña 4) System Configuration	104
4.9. Pestaña 5) Report	104
4.10. Esquema metodológico	106
5.1. Diagrama de dispersión del factor de ensuciamiento	115
5.2. Representación cronológica del factor de ensuciamiento	116
5.3. Diagrama de dispersión de la DQO	116
5.4. Representación cronológica de la DQO	117
5.5. Diagrama de dispersión de la DBO ₅	117
5.6. Representación cronológica de la DBO ₅	118
5.7. Diagrama de dispersión de los sólidos en suspensión	118
5.8. Representación cronológica de los sólidos en suspensión	119
5.9. Diagrama de cajas y bigotes del factor de ensuciamiento	120
5.10. Valores atípicos en el factor de ensuciamiento	121
5.11. Diagrama de cajas y bigotes de la DQO	122
5.12. Valores atípicos en la DQO	122
5.13. Diagrama de cajas y bigotes de la DQO después de eliminar un dato	124
5.14. Valores atípicos en la DQO después de eliminar un dato	124
5.15. Diagrama de cajas y bigotes de la DBO ₅	125
5.16. Valores atípicos en la DBO ₅	126
5.17. Diagrama de cajas y bigotes de la SS	127

5.18. Valores atípicos en la SS	127
5.19. Representación de pares de variables junto con regresión LOWESS	143
5.20. Representación de pares de variables junto con regresión LOWESS	146
5.21. Representación de los factores analizados	151
5.22. Valores observados frente a esperados según ec. 5.1	156
5.23. Regresión <i>Inversa de X</i> . Factor de ensuciamiento vs DQO	158
5.24. Valores observados frente a esperados según ec. 5.2	159
5.25. Regresión <i>Inversa-Y Cuadrado-X</i> . Factor de ensuciamiento vs DBO ₅	160
5.26. Valores observados frente a esperados según ec. 5.3	160
5.27. Regresión <i>Doble Inverso</i> . Factor de ensuciamiento vs SS	162
5.28. Valores observados frente a esperados según ec. 5.4	162
5.29. Mejor ajuste polinómico de Factor de ensuciamiento y DQO	163
5.30. Valores observados frente a esperados según ec. 5.5	164
5.31. Mejor ajuste polinómico del factor de ensuciamiento y DBO ₅	164
5.32. Valores observados frente a esperados según ec. 5.6	165
5.33. Mejor ajuste polinómico del factor de ensuciamiento (SS)	165
5.34. Valores observados frente a esperados según ec. 5.7	166
5.35. Valores observados frente a esperados según ec. 5.8	168
5.36. Valores observados frente a esperados según ec. 5.9	170

Índice de tablas

1.1. Composición típica de las aguas residuales urbanas	11
1.2. Tipo y número (NMP) de microorganismos en las aguas residuales urbanas . . .	12
1.3. Métodos de análisis microbiológicos	12
1.4. Enfermedades asociadas al agua según la OMS	13
1.5. Categorías de la reutilización de aguas regeneradas y sus restricciones	15
1.6. Criterios de calidad para la reutilización de las aguas según sus usos	19
1.7. Previsión hidrológica para Gran Canaria	36
1.8. Balance hidrológico para 2007, 2015 y 2027 en Gran Canaria	37
1.9. Parámetros característicos del effluente de la EDAR de Hoya del Pozo.	40
1.10. Características de las membranas FilmTec™ SW30HR-380	44
2.1. Fuentes bibliográficas referenciadas en esta tesis	48
2.2. Fuerza conductora en los procesos de separación a través de membranas	48
4.1. Extracto de la Demanda Química de Oxígeno en la LÍNEA 1. Enero de 2007 . . .	98
4.2. Extracto de los datos del proceso de ósmosis inversa empleados en el ROSA . . .	100
4.3. Valores de los iones ajustados por el programa ROSA	101
4.4. Extracto de estimación del factor de ensuciamiento mediante el programa ROSA .	105
4.5. Extracto de la concentraciones de DQO, DBO ₅ y SS en cada línea.	107
4.6. Extracto de datos del proceso de ósmosis inversa	107
4.7. Extracto de los resultados a estudiar	108
5.1. Resultados de los datos a estudiar	114
5.2. Resumen de estadísticos para el Factor de ensuciamiento, DQO, DBO ₅ y SS . .	119
5.3. Resumen de estadísticos para la DQO	123
5.4. Identificación de datos anómalos.	129
5.5. Resumen de estadísticos de factor de ensuciamiento, DQO, DBO ₅ y SS	130
5.6. Resumen de la prueba Chi-cuadrado	136
5.7. Resumen de las pruebas de normalidad	137
5.8. Resumen de las pruebas de homocedasticidad	142
5.9. Matriz de correlaciones lineales	143
5.10. Matriz de correlaciones parciales	145
5.11. Matriz de correlaciones de Spearman	145
5.12. Resumen de estadísticos	146
5.13. Matriz de correlaciones lineales de las nueve variables	147
5.14. Matriz de correlaciones parciales	148
5.15. Matriz de correlaciones de Spearman	149

5.16. Resumen de los resultados de las correlaciones	150
5.17. Análisis de Factores	151
5.18. Matriz de ponderaciones antes de rotar	151
5.19. Matriz de cargas después de rotación varimax	152
5.20. Modelos con mayor coeficiente R^2 ajustado	154
5.21. Análisis de la varianza de regresión	155
5.22. Comparación de modelos de regresión (DQO)	157
5.23. Comparación de modelos de regresión (DBO ₅)	159
5.24. Comparación de modelos de regresión (SS)	161
5.25. Intervalos de confianza Factor de ensuciamiento - DQO (polinomio de grado 2)	163
5.26. Intervalos de confianza factor de ensuciamiento - DBO ₅ (polinomio grado 4)	165
5.27. Intervalos de confianza del factor de ensuciamiento - SS (polinomio de grado 2)	166
5.28. Intervalos de confianza: factor de ensuciamiento-DQO-DBO ₅ -SS	167
5.29. Análisis de la varianza de regresión	167
5.30. Intervalos de confianza. Regresión múltiple	169
5.31. Análisis de la varianza de regresión	169

Introducción

Índice

1.1. Antecedentes	1
1.2. El agua dulce en el planeta	2
1.3. Aguas residuales	7
1.4. Tratamientos de aguas residuales	20
1.5. Procesos de membranas en terciarios	23
1.6. Situación hidrológica de la isla de Gran Canaria	36
1.7. Plantas depuradoras	38
1.8. Objetivos preliminares	44

En este primer capítulo se realiza una breve introducción a las aguas residuales desde el punto de vista de los procesos o tratamientos existentes.

1.1. Antecedentes

Es en el año 1977 en California (Water Factory 21, Orange County) donde se realiza la primera aplicación a gran escala de los procesos de membrana para la reutilización de efluentes depurados. Entonces se emplearon, como pretratamiento para las membranas de ósmosis inversa (OI), procesos de sedimentación y filtración. Con objeto de optimizar la operación de las plantas respecto al ensuciamiento coloidal, orgánico y microbiológico se iniciaron, a partir de 1990, estudios en una planta piloto con un sistema de microfiltración como pretratamiento de la ósmosis inversa.

La primera aplicación a gran escala (4 000 m³/día) combinando ambos procesos de separación por membranas (sistema integrado de membranas) se inició en 1997 [Freeman et al., 2002]. Los procesos han evolucionado hacia el uso de membranas de microfiltración (MF) o ultrafiltración (UF) como pretratamientos a la nanofiltración (NF) o a la ósmosis inversa.

Por otro lado, han aparecido los reactores biológicos de membrana (MBR)¹ los cuales se componen de una unidad biológica que realiza la degradación y de un módulo de membrana que realiza la separación física.

En caso de España, la normativa de obligado cumplimiento que establece las condiciones básicas para la reutilización de las aguas depuradas es el Real Decreto 1620/2007². En dicha normativa se define el concepto de «reutilización», se introduce la denominación de «aguas regeneradas», se determinan los requisitos necesarios para llevar a cabo la actividad de utilización de aguas regeneradas y los procedimientos para obtener la concesión exigida en la ley, e incluye disposiciones relativas a los usos admitidos y exigencias de calidad precisas en cada caso.

Estos usos admitidos son *urbanos, agrícolas, industriales, recreativos y ambientales*. Para cada uno de estos usos las aguas regeneradas tienen que cumplir, en el punto de entrega, unos criterios de calidad específicos.

En algunos casos, las aguas residuales son el único recurso hídrico de las comunidades que subsisten por medio de la agricultura. Si bien el uso de aguas residuales en la agricultura puede aportar beneficios (como una mejor provisión de alimentos para muchas viviendas), su uso no controlado generalmente está relacionado con impactos significativos sobre la salud humana.

1.2. El agua dulce en el planeta

El agua es un elemento fundamental para la vida, por ello, la relación del hombre con el agua en las diferentes sociedades y culturas siempre ha sido de especial relevancia.

El desarrollo de las ciudades y pueblos ha estado estrechamente vinculado con el agua, ya que es un factor importante en la selección de emplazamientos para ubicar centros urbanos y agropecuarios.

La abundancia de agua promueve el crecimiento económico y el desarrollo social de una región. También afecta a los patrones de vida y de cultura regionales, por lo que se le reconoce como un agente preponderante en el desarrollo de las comunidades. En este sentido, es un factor indispensable en el proceso de desarrollo regional o nacional.

En la actualidad existe una desigual distribución del agua en el planeta. Hay zonas con un excedente de agua dulce y otras con gran escasez de la misma. Por ello, cada día científicos, técnicos, políticos y, en general, la sociedad están más concienciados del problema del agua.

La mala gestión de los recursos hídricos y la contaminación son el resultado de una conducta humana irreflexiva y demasiado optimista en lo referente al manejo de residuos, es decir, a la emisión de gases residuales a la atmósfera, de productos químicos y desperdicios sólidos a la tierra, y de aguas residuales a los ríos, lagos y mares.

¹MBR abreviatura de Membrane Biological Reactor. Es ampliamente conocida en la forma abreviada en inglés

²Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, B.O.E. núm. 294 de 8 diciembre 2007.

1.2.1. Escasez de agua

La escasez de agua es una realidad con la que conviven a diario los habitantes de las zonas del planeta afectadas por sequía endémica. Las necesidades crecientes de la población, los cambios climáticos y la alarmante contaminación de ríos y acuíferos subterráneos ha incrementado la preocupación y el interés social sobre este problema.

Esta escasez obliga a realizar un consumo moderado por parte de la población, a nivel mundial, ya que sin esta colaboración los esfuerzos y mejoras desde un punto de vista técnico que llevan a cabo algunas entidades y organizaciones resultarían insuficientes.

La escasez de agua se debe principalmente al crecimiento demográfico y económico, a la ausencia de criterios y medidas de conservación y aprovechamiento de los recursos naturales, al crecimiento de la demanda de agua a nivel regional, a la contaminación de las aguas superficiales o de los acuíferos, a la reducción del agua de lluvia en relación a la que se evapora, a las grandes fluctuaciones interanuales en el agua de lluvia y a la degradación de la permeabilidad de la tierra a causa de la mala gestión de la misma.

Esta situación se agrava en los períodos de sequías lo que obliga a los gobiernos a implantar planes de restricción o proyectos hidráulicos de gran envergadura. Por ello, ha surgido el aprovechamiento de aguas residuales para la agricultura, la acuicultura, la recarga de aguas subterráneas y otras aplicaciones.

En muchas regiones del mundo la contaminación está reduciendo la disponibilidad de agua utilizable. Como consecuencia de ello, la situación del agua en el mundo corresponde a un panorama de escasez, sobreexplotación del recurso y contaminación por lo que se está llegando a que el agua está constituyendo un factor limitativo del desarrollo sustentable de muchos países.

Otros problemas asociados a la falta de agua es que la construcción de embalses en alguno de los caudalosos ríos cuyo curso es compartido por dos o más países provoca numerosos conflictos por el aprovechamiento de su caudal. Las disputas que generan las estrategias desplegadas para controlar este bien escaso pueden conducir a guerras por el agua. A veces el agua puede ser una excusa para la guerra y puede convertirse en una amenaza militar.

En resumen, los recursos de agua dulce no son inagotables, por ello es preciso conservarlos, gestionarlos y, si es posible, incrementarlos. Una de las acciones encaminadas a aumentar la producción de agua dulce puede ser, entre otras, la creación de plantas desalinizadoras y depuradoras.

1.2.2. Ciclos del agua

Se conocen dos tipos de ciclos del agua, uno se denomina ciclo hidrológico del agua, o simplemente ciclo del agua, y el otro ciclo integral del agua.

1.2.2.1. Ciclo hidrológico del agua

El agua se encuentra en la Tierra en tres estados sólido (hielo, nieve), líquido y vapor de agua. Océanos, ríos, nubes y lluvia están en constante cambio. El agua de la superficie se evapora, el agua de las nubes precipita, la lluvia se filtra por la tierra, etc. Sin embargo, la cantidad total de agua en el planeta no cambia. La circulación y conservación de agua en la Tierra se llama ciclo hidrológico, o ciclo del agua.

También se conoce como ciclo del agua a aquel ciclo que está formado por la precipitación, evaporación, evapotranspiración y corrientes de agua hacia el mar. La Figura 1.1 muestra el ciclo del agua global el cual mueve unos 577 000 km³ de agua al año en cada ciclo. [U.S. Geological Survey, 2009]



Figura 1.1: Ciclo del agua. Fuente: U.S. Geological Survey
<http://ga.water.usgs.gov/edu/watercyclespanish.html>.

El ciclo hidrológico comienza con la evaporación del agua desde la superficie del océano. A medida que se eleva, el aire humedecido se enfría y el vapor se transforma en agua dando lugar a la condensación. Las gotas se juntan y forman una nube. Luego, caen por su propio peso. Si en la atmósfera hace mucho frío, el agua cae como nieve o granizo. Si es más cálida, caerán gotas de lluvia.

Una parte del agua que llega a la tierra es aprovechada por los seres vivos. Otra escurre por el terreno hasta llegar a un río, un lago o el océano, a este fenómeno se le conoce como escurrimiento. Otra parte del agua se filtra a través del suelo, formando capas de agua subterránea, dando lugar al proceso denominado *percolación*. Más tarde o más temprano, toda esta agua vuelve nuevamente a la atmósfera, debido principalmente a la evaporación.

Al evaporarse, el agua deja atrás todos los elementos que la contaminan, de ahí que el ciclo del agua entrega un elemento puro. Pero hay otro proceso que también purifica el agua, formando parte del ciclo, y que se conoce como transpiración de las plantas. Las raíces de las plantas absorben el agua, la cual se desplaza hacia arriba a través de los tallos o troncos, movilizandole consigo a los elementos que necesita la planta para nutrirse. Al llegar a las hojas y flores, se evapora hacia el aire en forma de vapor de agua. Este fenómeno se denomina transpiración.

El agua existe en forma de océanos, mares, lagos, ríos y acuíferos en las capas altas de la corteza terrestre. En estado sólido aparece como hielo y nieve en zonas polares y alpinas. Una cierta cantidad de agua la contiene el aire en forma de vapor de agua, gotas de agua, y cristales de hielo.

Evaluar con seguridad el agua almacenada en el planeta es una tarea complicada debido a que el agua es muy dinámica. Está en permanente movimiento transformándose de líquido a sólido o a estado gaseoso y viceversa. Además, para la estimación cuantitativa del agua almacenada es necesario determinar la forma (libre o mezclada) y el volumen esférico sobre el planeta. Normalmente, la estimación de agua se realiza considerando el agua de la llamada hidrosfera, es decir, incluyendo los océanos, mares, ríos, agua subterránea, el hielo y la nieve. Esta es agua que se encuentra en estado líquido, sólido o gaseoso en la atmósfera, sobre la superficie terrestre y en hasta una profundidad de 2 000 metros de la corteza terrestre.

Mediante modernas estimaciones la hidrosfera de la Tierra contiene una gran cantidad de agua de unos 1 368 millones de km³. Sin embargo, el 97,5% de esta cantidad³ es agua salada y sólo el 2,5% es agua dulce. La gran parte de este agua dulce, el 68,7%, se encuentra en forma de hielo y nieve permanente en los casquetes polares y zonas montañosas. El 30,1% está en acuíferos y aguas subterráneas. El 0,8% se encuentra formando capas permanentemente congeladas (permafrost) y sólo el 0,4% del total de agua dulce del planeta se halla distribuida de la siguiente forma:

- Aguas superficiales:
 - Lagos (67,4 %)
 - Humedales (8,5 %)
 - Ríos (1,6 %)
- Humedad del suelo (12,2)
- Atmósfera (9,5 %)
- Plantas y animales (0,8 %)

Esta distribución del agua en el planeta se muestra en la Figura 1.2

³Datos de Shiklomanov y Rodda, 2003. Fuente: UNESCO, The United Nations World Water Development Report 2, Section 2: Changing Natural Systems, Chapter 4, Part 1. Global Hydrology and Water Resources, p.121

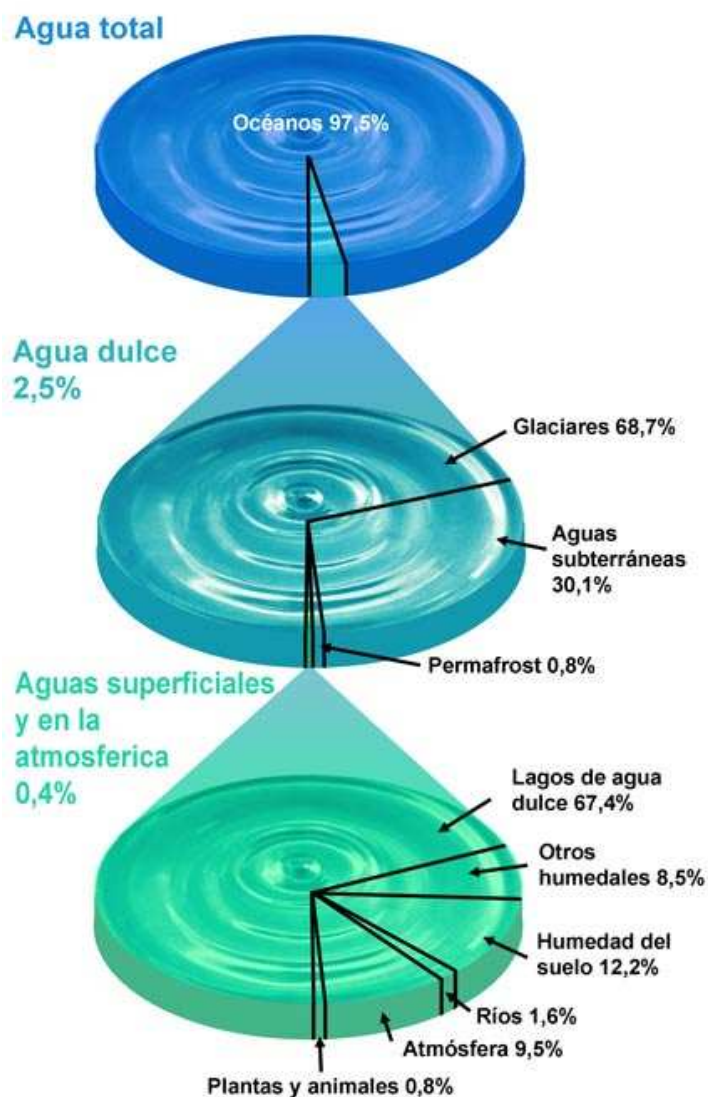


Figura 1.2: Distribución del agua en el planeta Tierra. Fuente: U.S. Geological Survey
<http://www.greenfacts.org/es/recursos-hidricos/figtableboxes/8.htm>

Como variante al «ciclo hidrológico del agua» ha aparecido el conocido como «ciclo integral del agua», el cual, incorpora al primero otras fuentes de recursos no naturales como la desalinización, la depuración, la regeneración y la reutilización de las aguas residuales, al objeto de aprovechar al máximo los recursos hídricos.

1.2.2.2. Recursos no naturales o convencionales

Teniendo en cuenta que el gran porcentaje de agua del planeta se encuentra en forma de agua salada, cabe plantear la idea de transformar dicha agua salada en agua dulce. Conseguir transformar el agua del mar en agua potable es una de las posibles soluciones a la escasez. Las

instalaciones capaces de realizar dicha transformación se conocen como plantas desalinizadoras⁴ o desaladoras y están destinadas a la desalinización del agua salada. Actualmente, el proceso que se emplea mayoritariamente es las plantas desalinizadoras es el de ósmosis inversa (OI).

El agua del mar es un ejemplo de mezcla homogénea. Es salada porque tiene sales minerales disueltas que precipitan cuando el agua se evapora. Debido a la presencia de estas sales minerales, el agua del mar no es potable para el ser humano y su ingestión en grandes cantidades puede llegar a provocar la muerte. Mediante la desalinización del agua del mar se obtiene agua dulce apta para el abastecimiento y el regadío.

En España, la primera planta desalinizadora se instaló en Lanzarote en 1965 y actualmente existen más de 700 en todo el país. A pesar del gran auge de estas instalaciones, no todo son ventajas en las plantas desalinizadoras, también presentan algunos inconvenientes, por ejemplo, en el proceso de desalinización se producen residuos y sustancias contaminantes que pueden perjudicar a la flora y a la fauna. Además, el vertido de la salmuera puede dañar el medio en la zona de vertido, a la vez que, la transformación de agua salada a dulce se realiza mediante un elevado consumo de energía eléctrica. Con el fin de evitar estos inconvenientes, actualmente, se están realizando estudios para construir plantas desalinizadoras más competitivas, menos contaminantes y menos dependientes del petróleo.

Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) juegan un papel fundamental en el ciclo integral del agua. En ellas se procesa y recicla el agua antes de retornarla al medio natural receptor, lo que contribuye notablemente a la preservación de los recursos naturales.

La construcción, operación y mantenimiento de estas plantas es compleja y costosa pero se trata de un esfuerzo que hay que realizar para conservar la calidad del medio ambiente. Las EDARs permiten eliminar los contaminantes físico-químicos y biológicos presentes en el agua residual.

1.3. Aguas residuales

1.3.1. Características de las aguas residuales urbanas

Las aguas residuales urbanas se caracterizan por su composición física, química y biológica, apareciendo una interrelación entre muchos de los parámetros que integran dicha composición. A la hora de realizar una adecuada gestión de dichas aguas, se hace imprescindible el disponer de una información lo más detallada posible sobre su naturaleza y características. A continuación se muestran las principales características físicas, químicas y biológicas de las aguas residuales urbanas.

Las características físicas más importantes de las aguas residuales urbanas son:

⁴Según la Real Academia Española *desalinizar* consiste en quitar la sal del agua del mar o de las aguas salobres, para hacerlas potables o útiles para otros fines, mientras que *desalar* es un concepto más general que trata de quitar la sal a algo, como a la cecina, al pescado salado, etc.

- **Color:** la coloración de las aguas residuales urbanas determina cualitativamente el tiempo de las mismas. Generalmente varía del marrón claro al negro. Si el agua es reciente, suele presentar coloración beige clara; oscureciéndose a medida que pasa el tiempo, pasando a ser de color gris o negro, debido a la implantación de condiciones de anaerobiosis, por descomposición bacteriana de la materia orgánica.
- **Olor:** se debe principalmente a la presencia de determinadas sustancias producidas por la descomposición anaerobia de la materia orgánica: ácido sulfhídrico, indol⁵, mercaptanos⁶ y otras sustancias volátiles. Si las aguas residuales son recientes, no presentan olores desagradables ni intensos. A medida que pasa el tiempo, aumenta el olor por desprendimiento de gases como el sulfhídrico o compuestos amoniacales por descomposición anaerobia.
- **Temperatura:** en los efluentes urbanos oscila entre 15^o y 20^oC, lo que facilita el desarrollo de los microorganismos existentes.
- **Sólidos:** de forma genérica, los sólidos son todos aquellos elementos o compuestos presentes en el agua residual urbana que no son agua. Entre los efectos negativos sobre los medios hídricos receptores, caben destacar entre otros, disminución en la fotosíntesis por el aumento de la turbidez del agua, deposiciones sobre los vegetales y branquias de los peces, pudiendo provocar asfixia por colmatación de las mismas; formación de depósitos por sedimentación en el fondo de los medios receptores, favoreciendo la aparición de condiciones anaerobias o aumentos de la salinidad e incrementos de la presión osmótica.

Las características químicas de las aguas residuales urbanas vienen definidas por sus componentes orgánicos, inorgánicos y gaseosos.

Los componentes *orgánicos* pueden ser de origen vegetal o animal, aunque cada vez, y con mayor frecuencia, las aguas residuales urbanas también contienen compuestos orgánicos sintéticos. Las proteínas, hidratos de carbono y lípidos, así como sus derivados, son los compuestos orgánicos que principalmente aparecen en este tipo de aguas. Son biodegradables y su eliminación por oxidación es relativamente sencilla.

Dentro de los compuestos *inorgánicos* se incluyen a todos los sólidos de origen generalmente mineral, como las sales minerales, arcillas, lodos, arenas y gravas, y ciertos compuestos como sulfatos, carbonatos, etc., que pueden sufrir algunas transformaciones (fenómenos de óxido-reducción y otros).

La componente *gaseosa* de las aguas residuales urbanas contiene diversos gases en diferente concentración, entre los que destacan:

⁵Nombre (IUPAC) sistemático: 2,3-Benzopirrol, cetol,1-benzazol; el Indol es un compuesto orgánico heterocíclico, con estructura bicíclica que consiste en un anillo de seis miembros (benceno) unido a otro de cinco miembros.

⁶Compuestos fuertemente olorosos de carbono, hidrógeno y azufre que se encuentran en el gas y en el aceite.

- **Oxígeno disuelto:** es fundamental para la respiración de los organismos aerobios presentes en el agua residual. El control de este gas a lo largo del tiempo, suministra una serie de datos fundamentales para el conocimiento del estado del agua residual. La cantidad presente en el agua depende de muchos factores, principalmente relacionados con la temperatura y actividades químicas y biológicas, entre otros.
- **Ácido sulfhídrico:** es un gas que se forma en un medio anaerobio por la descomposición de ciertas sustancias orgánicas e inorgánicas que contienen azufre. Su presencia se manifiesta fundamentalmente por el olor repulsivo característico que produce.
- **Anhídrido carbónico:** se produce en las fermentaciones de los compuestos orgánicos de las aguas residuales.
- **Metano:** se forma en la descomposición anaerobia de la materia orgánica, apareciendo sobre todo en cierto tipo de estaciones depuradoras, donde se llevan a cabo procesos de estabilización de fangos vía anaerobia, ofreciendo algunas posibilidades de aprovechamiento como combustible.
- **Otros gases:** Se trata principalmente de gases malolientes, como ácidos grasos volátiles, indol y otros derivados del nitrógeno.

Las características biológicas de las aguas residuales urbanas vienen dadas por una gran variedad de organismos vivos de alta capacidad metabólica con un gran potencial de descomposición y degradación de la materia orgánica e inorgánica.

El componente orgánico de las aguas residuales es un medio de cultivo que permite el desarrollo de los microorganismos que cierran los ciclos bioquímicos de elementos como el carbono, el nitrógeno, el fósforo o el azufre.

Los organismos que principalmente se encuentran en las aguas residuales urbanas son: algas, mohos, bacterias, virus, flagelados, ciliados, rotíferos, nemátodos, anélidos, larvas, etc.

1.3.2. Composición de las aguas residuales

Para caracterizar las aguas residuales se emplean un conjunto de parámetros que permiten cuantificar los contaminantes anteriormente definidos. Los parámetros de uso más habitual son los siguientes:

- **Sólidos en Suspensión:** sólidos que no pasan a través de una membrana filtrante de un tamaño determinado. Dentro de los sólidos en suspensión se encuentran los sólidos sedimentables, que decantan por su propio peso y los no sedimentables.
- **Aceites y Grasas:** el contenido en aceites y grasas presentes en un agua residual se determina mediante su extracción previa con un disolvente apropiado, la posterior evaporación del disolvente y el pesaje del residuo obtenido.

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno** a los 5 días (DBO_5): cantidad de oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2/\text{l}$) necesario para oxidar biológicamente la materia orgánica de las aguas residuales. En el transcurso de los cinco días de duración del ensayo se consume aproximadamente el 70 % de las sustancias biodegradables. También se puede definir como la cantidad de oxígeno utilizado por una mezcla de población de microorganismos heterótrofos para oxidar compuestos orgánicos en la oscuridad a 20°C durante 5 días.
- **Demanda Química de Oxígeno** (DQO): cantidad de oxígeno ($\text{mg O}_2/\text{l}$) necesaria para oxidar los componentes del agua recurriendo a reacciones químicas.
- **Nitrógeno**: se presenta en las aguas residuales, fundamentalmente, en forma de amoníaco y, en menor medida, como nitratos y nitritos. Para su determinación se recurre a métodos espectrofotométricos.
- **Fósforo**: en las aguas residuales aparece, principalmente, como fosfatos orgánicos y polifosfatos. Para su determinación se emplean métodos espectrofotométricos.
- **Organismos patógenos**: como organismos indicadores de contaminación fecal se utilizan normalmente los coliformes totales y fecales.

Los constituyentes presentes en las aguas residuales pueden ser físicos, químicos o biológicos. Para el caso de aguas residuales urbanas los principales constituyentes se presentan en la Tabla 1.1 a diferentes concentraciones. La variación de valores presentados en dicha Tabla se debe a la variabilidad de las concentraciones en función de la hora, del día de la semana, del mes y de otras condiciones locales y meteorológicas.

1.3.3. Organismos patógenos en las aguas residuales urbanas

Las características biológicas de las aguas residuales son de vital importancia en el control de enfermedades ocasionadas por organismos patogénicos de origen humano debido al papel fundamental y extensivo que juegan las bacterias y otros microorganismos en la descomposición y estabilización de la materia orgánica, ya sea de forma natural o en plantas depuradoras.

Los diferentes patógenos presentes en las aguas residuales domésticas [Díaz Lázaro-Carrasco, 1988] se muestran en la Figura 1.2 y se resumen en:

- Bacterias (*Escherichia Coli*, *Salmonella tphi*, *Salmonella paratphi*, *Shigella*, *Vibrio Cholerae*, *Yersinia enterocolitica*)
- Protozoos (*Balantidium*, *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*)
- Helmintos (*Ascaris lumbricoides*, *Enterobius vermicularis*, *Fasciola hepática*, *Schistosoma Haematobium*, *Taenia saginata*, *Taenia solium*)
- Virus (Adenovirus, Enterovirus, Hepatitis A, Reovirus y Rotavirus)

Contaminantes	Concentración (mg/l)		
	Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (ST):	390	720	1230
Disueltos totales (SDT)	270	500	860
Fijos	160	300	520
Volátiles	110	200	340
Sólidos en suspensión (SS)	120	210	400
Fijos	25	50	85
Volátiles	95	160	315
Sólidos sedimentables	5	10	20
Nitrógeno total:	20	40	70
Orgánico	8	15	25
Amoniacal	12	25	45
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo total:	4	7	12
Orgánico	1	2	4
Ortofosfatos - Inorgánicos	3	5	8
Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días	110	190	350
Carbono orgánico total (COT)	80	140	260
Demanda química de oxígeno (DQO)	250	430	800
Cloruros	30	50	90
Sulfatos	20	30	50
Aceites y grasas	50	90	100

Tabla 1.1: Composición típica de las aguas residuales urbanas
Fuente: [Metcalf y Eddy, 2003]

Especial interés tiene conocer el número más probable (NMP)⁷ y tipo de microorganismos presentes en las aguas residuales domésticas brutas. Se estima que cerca de un 3 ó 4% del total de los coliformes son *escherichia coli* patógenos [Metcalf y Eddy, 2003].

Los métodos o técnicas de análisis microbiológicos que establecidos en el Real Decreto 1620/2007 se muestran en la Tabla 1.3.

1.3.4. Enfermedades relacionadas con el agua

No podemos obviar que la producción de agua para consumo humano tiene que cumplir unos mínimos criterios de calidad con el objeto de minimizar la aparición de enfermedades. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) las enfermedades que se encuentran directamente relacionadas con el agua se muestran en la Tabla 1.4 ⁸:

⁷En inglés, MPN: Most Probable Number

⁸Extraída de http://www.who.org/water_sanitation_health/diseases/diseasefact/es/index.html

Organismo	Concentración del agua bruta NMP/100ml
Bacterias:	
Coliformes totales	$10^7 - 10^9$
Coliformes fecales	$10^6 - 10^8$
<i>Clostridium perfringens</i>	$10^3 - 10^5$
Enterococos	$10^4 - 10^5$
Estreptococos fecales	$10^4 - 10^7$
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	$10^3 - 10^6$
<i>Shigella</i>	$10^0 - 10^3$
<i>Salmonella</i>	$10^2 - 10^4$
Protozoos:	
Cistos de <i>cryptosporidium parvum</i>	$10^{-1} - 10^3$
Cistos de <i>entamoeba histolytica</i>	$10^{-1} - 10^1$
Cistos de <i>giardia lamblia</i>	$10^3 - 10^4$
Helmintos:	
Huevos de helmintos	$10^1 - 10^3$
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$10^{-2} - 10^0$
Virus:	
Virus entéricos	$10^3 - 10^4$
Colífagos	$10^3 - 10^4$

Tabla 1.2: Tipo y número (NMP) de microorganismos en las aguas residuales urbanas
Fuente: [Metcalf y Eddy, 2003].

Parámetro	Concentración
Nematodos intestinales	Método Bailinger modificado por Bouhoum & Schwartzbrod. “Analysis of wastewater for use in agriculture” Ayres & Mara O.M.S. (1996)
<i>Escherichia coli</i>	Recuento de Bacterias <i>Escherichia Coli</i> β -glucuronidasa positiva
<i>Legionella spp</i>	Norma ISO 11731 parte 1: 1998 Calidad del agua. Detección y enumeración de <i>Legionella</i> .
<i>Taenia saginata</i>	—
<i>Taenia solium</i>	—

Tabla 1.3: Métodos de análisis microbiológicos
Fuente: Real Decreto 1620/2007

1.3.5. Regeneración y reutilización de aguas residuales

El agua tratada en una EDAR puede ser incorporada a un cauce receptor catalogado como sensible y protegido o puede ser reutilizada con fines agrícolas, urbanos, industriales, recreativos o ambientales. Para ello es necesario aplicar un tratamiento de afino, filtrando y desinfectando el agua mediante lo que se conoce como *tratamiento avanzado o terciario*.

En algunos casos, las aguas residuales son el único recurso hídrico de las poblaciones me-

Enfermedad	
Anemia	Enfermedad del gusano de Guinea (dracunculiasis)
Arsenicosis	Encefalitis japonesa
Ascariasis	Intoxicación por plomo
Campilobacteriasis	Leptospirosis
Cólera	Tifoidea y fiebres entéricas paratifoideas
Toxinas cianobacterianas	Lesión de la médula espinal
El dengue y el dengue hemorrágico	Oncocercosis (ceguera de los ríos)
Diarrea	Esquistosomiasis
Fluorosis	Tracoma
Hepatitis	Metahemoglobinemia
Malaria	Malnutrición
Tiña (tinea)	Escabiosis

Tabla 1.4: Enfermedades asociadas al agua según la OMS
Fuente: Organización Mundial de la Salud.

nos ricos que subsisten por medio de la agricultura. Si bien el uso de aguas residuales en la agricultura puede aportar beneficios, su uso no controlado generalmente está relacionado con impactos significativos sobre la salud humana. Estos impactos en la salud se pueden minimizar cuando se implementan métodos correctos de gestión agrícola.

Las recomendaciones para un uso seguro de aguas residuales en la agricultura tienen que encontrar el equilibrio entre la maximización del beneficio sobre la salud pública y las ventajas de usar recursos escasos. Es necesario, por tanto, que las normas o recomendaciones sean lo suficientemente flexibles para poder adaptarlas a las condiciones locales, sociales, económicas y ambientales.

Se entiende por «agua regenerada» aquel agua residual que después de someterse a un proceso de tratamiento, su calidad es satisfactoria para un uso en particular [Asano, 1988]. Es decir, el agua regenerada no es otra que «agua residual tratada» o «efluente tratado» que satisface los criterios para poderse usar nuevamente.

El desarrollo actual en el campo de la tecnología de regeneración permite obtener efluentes de agua regenerada de diversas calidades, incluso hasta un nivel tan alto como la del agua potable. La finalidad última es conseguir un producto que sea adecuado para ser empleado en diferentes tipos de reutilización (industrial, agrícola, recreativo, municipal, etc.).

La «reutilización de agua» es la aplicación tanto del agua residual como del agua regenerada en un uso útil y beneficioso. El «reciclaje de agua», en contraste con la reutilización, normalmente involucra a un usuario, para lo cual el efluente es captado y reconducido para ser nuevamente empleado en el uso original [Asano, 1991].

Debido a la propiedad de las aguas, la reutilización se puede dar de manera directa o indirecta. La reutilización «directa» o «planificada» [Asano, 1988] requiere de la existencia de tuberías u otros medios de conducción para distribuir el agua regenerada que garantice el control de la propiedad del agua. Mientras que la reutilización “indirecta” [Asano, 1988] o

«natural» sucede cuando el vertido de un effluente, con o sin tratamiento, se deposita en una masa de agua y luego ésta se extrae aguas abajo.

Otra clasificación de la reutilización de aguas realizada por Takashi Asano [Asano, 1991] atendiendo a los usos finales del agua se muestra en la Tabla 1.5, en la que también se observan las restricciones para cada uno de los usos.

La reutilización de las aguas residuales regeneradas es una práctica consolidada en España desde hace más de treinta años siendo el riego agrícola su principal aplicación. Las Islas Canarias junto con el sudeste peninsular son las zonas donde más aplicación ha tenido debido al déficit de recursos naturales y al fomento y desarrollo de la gestión sostenible entre cuyos objetivos están:

- Incrementar los recursos existentes donde la alternativa de las aguas depuradas es su vertido al mar.
- Mejorar la gestión de los recursos hídricos al liberar agua de mejor calidad.
- Garantizar la fiabilidad y regularidad del agua producto.

Desde el punto de vista de la reutilización hay dos elementos importantes que representan el marco de actuación:

- Garantía y fiabilidad ligadas al concepto de cantidad y por tanto de disponibilidad del recurso.
- Riesgo sanitario ligado al concepto de calidad.

Ahora bien las propias fortalezas se convierten en debilidades cuando no aprovechan al máximo sus oportunidades.

No todas las aguas depuradas pueden reutilizarse al tener que garantizar ciertos retornos a los cauces receptores para asegurar los caudales mínimos en unos casos y para hacer frente a concesiones existentes en otros. De ahí que las oportunidades para la reutilización son mayores cuando las aguas depuradas van al mar y, por tanto, esa garantía del recurso nuevo va ligada a la zona propia de generación del mismo. Por otra parte, existen limitaciones a la reutilización muy unidas al concepto calidad.

- Riesgo sanitario en relación no sólo con los consumidores sino también con los usuarios del agua regenerada.
- Exceso de salinidad como consecuencia generalmente de la calidad del agua de abastecimiento o de intrusión masiva en la red de colectores.

Uno de los objetivos del Real Decreto 1620/2007 es regular el uso de las aguas depuradas precisando la calidad exigible según los usos previstos así como los necesarios controles que deben llevarse a cabo para asegurar su cumplimiento.

Categorías de la reutilización de aguas residuales municipales	Restricciones potenciales
Irrigación agrícola Irrigación en cultivos Viveros comerciales	Efectos por la calidad del agua, particularmente, sales, sólidos y cultivos. Comercialidad de cultivos y aceptación pública.
Irrigación en jardinería Parques Jardines escolares Jardines en calles y vías públicas Campos de golf Cementerios Zonas verdes Jardines residenciales	Concernientes a la salud pública, relativo a microorganismos patógenos (bacterias, virus y parásitos). Contaminación de aguas superficiales y subterráneas si no se gestiona correctamente el agua regenerada. Aceptación pública.
Reutilización industrial Enfriamiento Calderas Agua para el proceso industrial Construcción	Constituyentes del agua regenerada relativos a la corrosión, crecimiento biológico y residuos. Concernientes a la salud pública, particularmente la transmisión por el aerosol de microorganismos patógenos en el agua de enfriamiento y microorganismos patógenos en varios procesos de agua.
Recarga de acuíferos Recarga de acuíferos Intrusión salina Control de hundimientos	Trazas de compuestos orgánicos en el agua regenerada y sus efectos tóxicos. Sólidos disueltos totales, metales y microorganismos patógenos en el agua regenerada.
Usos recreativos / ambientales Lagos y lagunas Mejoramiento de humedales Aumento del caudal ecológico Acuicultura Nieve artificial	Concernientes a los riesgos en la salud pública por bacterias y virus. Eutrofización por nitrógeno y fósforo. Estéticos incluido el olor.
Usos urbanos no potables Protección contra incendios Aire acondicionado Agua para sanitarios	Concernientes a la salud pública debido a la transmisión de microorganismos patógenos por aerosoles. Efectos de la calidad del agua en la corrosión, crecimiento biológico y residuos. Potencial riesgo en el cruce de conexiones con los sistemas de agua potable.
Reutilización potable Mezcla en el abastecimiento de agua Conexión directa a la conducción del suministro de agua.	Trazas de compuestos orgánicos en el agua regenerada y sus efectos tóxicos. Estéticos y de aceptación pública. Concernientes a la salud pública en la transmisión de microorganismos patógenos incluidos los virus.

Tabla 1.5: Categorías de la reutilización de aguas regeneradas y sus restricciones
Fuente: [Asano, 1991]

La calidad del agua regenerada es muy variable y, en ocasiones, no conforme con los criterios de calidad. Como consecuencia de ello pierde fiabilidad y no genera confianza en los usuarios. El aspecto estético juega un papel fundamental para los agricultores, los gestores de un campo de golf o los clientes de los usos industriales los cuales, no están dispuestos a aceptar aguas

residuales no adecuadamente regeneradas.

Por tanto, la garantía y fiabilidad están condicionadas por los propios usuarios que han de percibir que las aguas regeneradas cumplen sus expectativas cualitativas venciendo así el posible efecto psicológico adverso. Y finalmente, los operadores de las plantas de depuración y de regeneración, la administración hidráulica competente, los tecnólogos y también los usuarios han de ser rigurosos tanto en el seguimiento de los programas de control como en el cumplimiento de las normas de calidad y los códigos de buenas prácticas.

Sólo de esta sinergia entre productores y consumidores se puede considerar a las aguas regeneradas como un recurso complementario o alternativo y en definitiva una «nueva fuente de agua de suministro».

1.3.5.1. La reutilización en España

La reutilización de las aguas residuales se inicia en los años setenta con la construcción de las primeras depuradoras en las Islas Canarias, las cuales, permitieron disponer de la posibilidad del reuso de las aguas en un territorio característico por su déficit de recursos hídricos. Los usos finales de las aguas eran para el riego de cultivos, campos de golf, zonas ajardinadas, etc.. Se da la circunstancia que este nuevo planteamiento coincidió, prácticamente en el tiempo, con la construcción de las primeras desaladoras de agua de mar como nuevas fuentes de suministros de agua dulce.

Posteriormente, se aplicaron las aguas residuales depuradas al riego de cultivos en el área mediterránea como Murcia, Alicante y Almería que dieron pie más tarde a proyectos más ambiciosos a lo largo y ancho de toda la franja costera. De esta forma una gran parte de las aguas depuradas no se llevaron al mar a través de emisarios submarinos.

Cuando los usos de las aguas depuradas empezaron a extenderse al riego de parques y jardines públicos, el baldeo de calles, a usos con objetivos medioambientales o a la reinyección de acuíferos y ante posible riesgos al consumir productos crudos regados con aguas depuradas se hizo inevitable promulgar un marco normativo cuya base jurídica venía implícita en la propia Ley de Aguas ⁹ al señalar en su art. 109.1 que «El Gobierno establecerá las condiciones básicas para la reutilización de las aguas, precisando la calidad exigible a las aguas depuradas según los usos previstos.».

Durante el tiempo transcurrido entre la Ley de Aguas y la promulgación definitiva de la normativa de reutilización (Real Decreto 1620/2007) muchos fueron los proyectos de depuración de aguas residuales que incorporaron tratamientos de regeneración que han permitido obtener un agua de gran calidad perfectamente compatible con la mayor parte de los usos previstos, aún los más exigentes, como lo demuestra la innovadora aplicación de sistemas de membranas en muchas instalaciones, el uso generalizado de sistemas de desinfección por rayos ultravioletas, etc.

⁹Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, B.O.E. núm. 176 de 24 julio 2001

Uno de los principales objetivos a la hora de crear el marco normativo de la reutilización ha sido minimizar el riesgo sanitario y, por ello, los criterios de calidad se basan en los parámetros microbiológicos o aquellos cuya reducción permiten una mejor eficiencia de los sistemas de desinfección.

Los sólidos en suspensión, la turbidez (por su relación con la presencia de los virus), los nematodos intestinales y las bacterias *escherichia coli* son los indicadores que han sido seleccionados para clasificar el agua según los diferentes usos si bien, y teniendo en cuenta que usos especiales requieren controles también especiales, se deben tener en cuenta otros indicadores complementarios como *salmonella*, nutrientes para usos medioambientales, etc.

Los límites impuestos para la *escherichia coli* van desde cero o ausencia hasta 10.000 UFC/100ml, estableciéndose los valores más rigurosos para usos en los que existe alta probabilidad de contacto humano con el agua como es el caso del uso urbano-residencial y la recarga de acuíferos.

En cualquier caso, las tecnologías de membrana y los sistemas de desinfección permiten garantizar en los rendimientos suficientes para hacer compatible el uso con la calidad bacteriológica en cada caso.

En la Figura 1.3 se observan las distintas tecnologías empleadas para la regeneración de las aguas residuales en función del objetivo que se pretenda conseguir. Combinando éstas se pueden alcanzar calidades exigidas por la normativa actual.

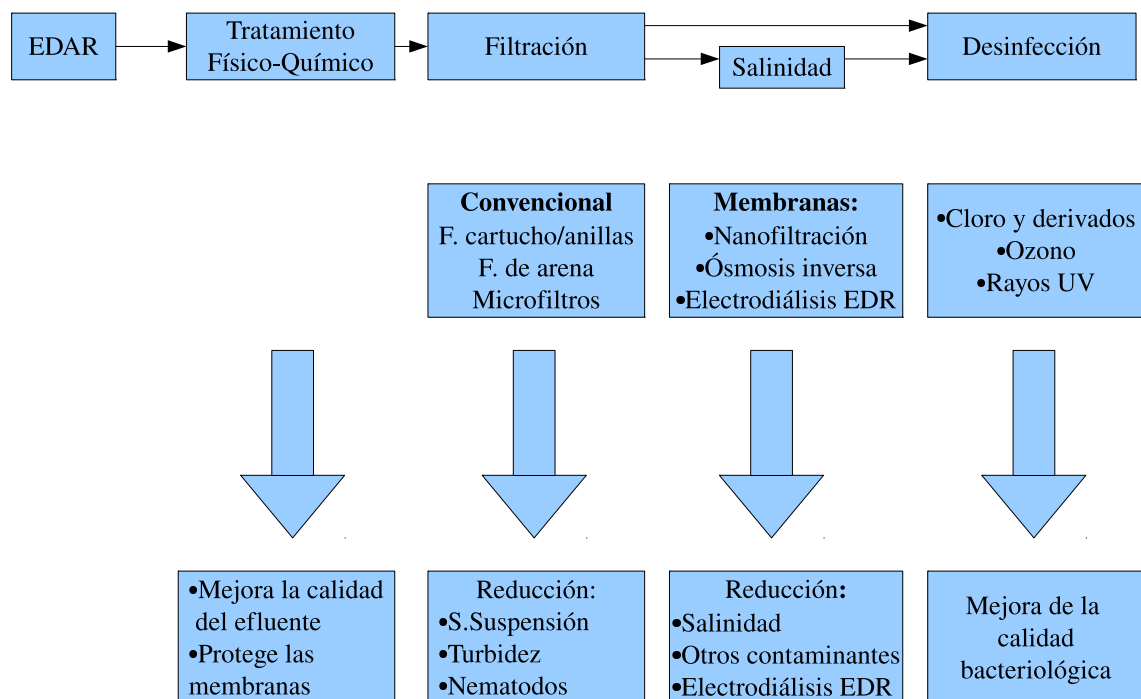


Figura 1.3: Tratamientos de regeneración

Hay que destacar que no todas las aguas depuradas son susceptibles de reutilización y los usuarios no necesitan a lo largo del año los mismos caudales. Estas necesidades dependen de

la propia climatología regional.

1.3.5.2. El reto del futuro

Las expectativas en relación con los recursos hídricos que se ofrecen, de acuerdo con las estimaciones hechas en diferentes estudios publicados por la Organización de Naciones Unidas, producen más bien incertidumbre.

Por ello, y al margen de la reflexión necesaria sobre los modelos de desarrollo, todas las alternativas en materia de agua van a ser necesarias desde interconexiones más o menos lejanas, hasta una mejor gestión de recursos subterráneos, empleo de cultivos o prácticas de riego menos consumidoras de agua así como la previsión de sistemas tecnológicos que aporten nuevos recursos que, en muchos casos, aportarán garantía de suministro a los recursos llamados convencionales.

En estos momentos tanto la reutilización de aguas regeneradas como la desalación representan un muy pequeño porcentaje (2-3 %) sobre el consumo total de agua pero sin duda en áreas del litoral mediterráneo donde ya suponen mayores porcentajes, tenderá a incrementarse en el futuro [Cajigas y Torres, 2008].

Desde el punto de vista de la regeneración de las aguas depuradas la aplicación de tecnologías de membranas está significando una inestimable mejora de la calidad de las aguas que permiten cualquier uso pero también implica mayores costes. Por ello, la innovación tecnológica debe buscar sistemas energéticamente sostenibles y a costes competitivos. Se deben impulsar los proyectos que analicen la viabilidad tanto desde un punto de vista técnico-económico como social y ambiental y sin despreciar cualquier uso.

Teniendo en cuenta el fomento de la reutilización, las nuevas fuentes de agua son aguas regeneradas procedentes de un tratamiento avanzado de las aguas residuales ya depuradas y aguas desalinizadas marinas o salobres. De forma que las aguas regeneradas pueden ser reutilizadas para diferentes usos que van desde el riego agrícola, menos restrictivo y que necesita menor calidad, hasta usos de tipo urbano o con contacto humano, que requieren una calidad más exigente. También existen otros usos emergentes como el baldeo de calles o el riego de campos de golf, sin despreciar usos de tipo ambiental que tendrán en el futuro gran aceptación.

1.3.6. Criterios de calidad para la reutilización

El elemento fundamental para el desarrollo de un sistema de reutilización de aguas es la calidad del agua regenerada, la cual tiene que ser adecuada al uso al que se pretende destinar. La reutilización de las aguas residuales requiere realizar un tratamiento previo que depende tanto de las características del efluente como del uso al que se vaya a destinar, dado que según cada caso se requerirá una calidad diferente.

Actualmente, en España, la reutilización del agua requiere la aplicación de tratamientos terciarios capaces de conseguir los límites de calidad establecidos en el Real Decreto 1620/2007. Los parámetros más significativos a tener en cuenta en la calidad del agua para reutilizar son

los nematodos intestinales, *escherichia coli*, sólidos en suspensión y turbidez. En la Tabla 1.6 se muestra un resumen de los criterios de calidad para la reutilización de las aguas residuales según sus usos y fijados en dicho Real Decreto.

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	Nematodos Intestinales	<i>Escherichia Coli</i>	Sólidos en Suspensión	Turbidez	Otros Criterios
1.-Usos Urbanos					
Calidad 1.1 Residencial	1 huevo/10 l	0 UFC ¹ /100 ml	10 mg/l	2 UNT ²	<i>Legionella spp.</i> : 100 UFC/l
Calidad 1.2 Servicios	1 huevo/10 l	200 UFC/100 ml	20 mg/l	10 UNT	
2.-Usos Agrícolas					
Calidad 2.1 Riego en contacto	1 huevo/10 l	100 UFC/100 ml	20 mg/l	10 UNT	<i>Legionella spp.</i> : 1.000 UFC/l
Calidad 2.2 Riego pastos	1 huevo/10 l	1.000 UFC/100 ml	35 mg/l	No se fija	<i>Taenia Saginata</i> y <i>Taenia Solium</i> : 1 huevo/l
Calidad 2.3 Riego flores	1 huevo/10 l	10.000 UFC/100 ml	35 mg/l	No se fija	<i>Legionella spp.</i> : 1.000 UFC/l
3.-Usos Industriales					
Calidad 3.1 Agua de proceso	No se fija	10.000 UFC/100 ml	35 mg/l	15 UNT	<i>Legionella spp.</i> : 100 UFC/l
Industria alimentaria	1 huevo/10 l	1.000 UFC/100 ml	35 mg/l	No se fija	<i>Legionella spp.</i> : 100 UFC/l
Calidad 3.2 Torres refrigeración	1 huevo/10 l	Ausencia UFC/100 ml	5 mg/l	1 UNT	<i>Legionella spp.</i> : Ausencia UFC/l
4.-Usos Recreativos					
Calidad 4.1 Golf	1 huevo/10 l	200 UFC/100 ml	20 mg/l	10 UNT	<i>Legionella spp.</i> : 100 UFC/l
Calidad 4.2 Estanques	No se fija	10.000 UFC/100 ml	35 mg/l	No se fija	P _T : 2 mg P/l en agua estancada
5.-Usos Ambientales					
Calidad 5.1 Acuíferos percolación	No se fija	1.000 UFC/100 ml	35 mg/l	No se fija	N _T : 10 mg N/l
Calidad 5.2 Acuíferos inyección	1 huevo/10 l	0 UFC/100 ml	10 mg/l	2 UNT	NO ₃ : 25 mg NO ₃ /l
Calidad 5.3 Silvicultura	No se fija	No se fija	35 mg/l	No se fija	
Calidad 5.4 Otros usos	La cantidad mínima se estudiará caso por caso				

Tabla 1.6: Criterios de calidad para la reutilización de las aguas según sus usos

Fuente: Real Decreto 1620/2007.

Como se observa, la *escherichia coli* es un parámetro a considerar en la calidad del agua residual. Se trata de una bacteria que sirve como indicador del índice de contaminación fecal.

Las enfermedades relacionadas con la contaminación del agua de consumo tienen una gran repercusión en la salud de las personas [Organización Mundial de la Salud, 2006]. Las medidas destinadas a mejorar la calidad del agua de consumo proporcionan beneficios significativos para la salud. Es por ello, que surge la necesidad de eliminar las bacterias de las aguas residuales comprobando su eliminación, posteriormente, mediante análisis microbiológicos. En la mayoría de los casos, conlleva el análisis de microorganismos indicadores de contaminación fecal, pero también puede incluir, en algunas circunstancias, la determinación de las concentraciones de patógenos específicos. La verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo puede realizarla el proveedor, los organismos responsables de la vigilancia o una combinación de ambos.

La verificación conlleva el análisis del agua de origen, del agua inmediatamente después de ser tratada, del agua en los sistemas de distribución o del agua almacenada en los hogares. La verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo incluye el análisis de la presencia de *escherichia coli*, un indicador de contaminación fecal. No debe haber presencia en el agua

¹UFC: Unidad Formadoras de Colonias

²UNT: Unidad Nefelométrica de Turbiedad

de consumo de *escherichia coli*, ya que constituye una prueba concluyente de contaminación fecal reciente.

En la práctica, el análisis de la presencia de bacterias coliformes termotolerantes puede ser una alternativa aceptable en muchos casos pero tiene limitaciones. Los virus y protozoos entéricos son más resistentes a la desinfección, por tanto, la ausencia de *escherichia coli* no implica necesariamente que no haya presencia de estos organismos.

La calidad del agua puede variar con gran rapidez y todos los sistemas pueden presentar fallos ocasionales. Por ejemplo, la lluvia puede hacer aumentar en gran medida la contaminación microbiana en aguas de origen y, posteriormente, dar lugar a brotes de enfermedades. Esta circunstancia debe tenerse en cuenta a la hora de interpretar los resultados de los análisis.

Como se ha expresado, las bacterias indicadoras de contaminación fecal, incluida *escherichia coli*, son parámetros importantes en la verificación de la calidad microbiológica del agua. Esta verificación de la calidad del agua complementa la monitorización operativa y las evaluaciones de los riesgos de contaminación, por ejemplo, mediante auditoría de las plantas de tratamiento, evaluación del control de los procesos e inspección sanitaria.

Para proporcionar resultados significativos, las bacterias indicadoras de contaminación fecal deben cumplir determinados criterios. Deben estar presentes universalmente, en concentraciones elevadas, en las heces humanas y de otros animales de sangre caliente, ser fácilmente detectables mediante métodos sencillos y no proliferar en aguas naturales.

El microorganismo elegido como indicador de contaminación fecal es *escherichia coli*. En muchas circunstancias, en lugar de este indicador puede analizarse la presencia de bacterias coliformes termotolerantes.

1.4. Tratamientos de aguas residuales

El desarrollo de los sistemas de depuración de las aguas residuales y de su reutilización se ha visto favorecido en los últimos años debido, entre otros muchos factores, a la escasez de recursos hídricos naturales, así como a la mayor concienciación social frente los daños al medio ambiente, etc. Las plantas de depuración emplean operaciones y procesos unitarios, los cuales, se agrupan en los llamados [Metcalf y Eddy, 2003] tratamientos *primario*, *secundario* y *terciario* o avanzado. El tratamiento *primario* se basa en operaciones físicas como pueden ser el desbaste y la sedimentación de sólidos. El tratamiento secundario recurre a procesos biológicos y químicos con el objeto de eliminar gran cantidad de materia orgánica. Finalmente, el tratamiento *terciario* o avanzado emplea combinaciones de procesos unitarios y operaciones unitarias con el objetivo de reducir y eliminar más componentes.

Otros autores [Ramalho, 1991] incluyen un tratamiento antes del *primario* denominándolo tratamiento *previo* o *pretratamiento*.

1.4.1. Tratamiento previo o pretratamiento

Este tratamiento consiste en la eliminación de todos aquellos cuerpos de gran tamaño para proteger los diferentes equipos posteriores y las líneas de conducción dentro de la planta de tratamiento. Dentro del grupo de operaciones del tratamiento previo, se incluye, también la eliminación de sólidos de alta densidad y tamaño, que son o pueden ser arrastrados por el agua, produciendo en los equipos un desgaste excesivo por abrasión, así como posibles sedimentaciones en las líneas. Los equipos normalmente utilizados en el tratamiento previo son rejillas y desarenadores.

1.4.2. Tratamiento primario

Tiene como misión la separación por medios físicos de los sólidos en suspensión, no retenidos en el tratamiento previo, así como de las grasas y aceites. La diferenciación entre las diversas operaciones incluidas en el tratamiento primario no es totalmente clara ya que, por ejemplo, para la separación de sólidos coloidales se requiere la utilización de productos químicos o coagulantes que aceleren la decantación. Las operaciones normalmente utilizadas en el tratamiento primario son: separación de grasas y aceites, sedimentación, floculación, flotación y filtración. Con el tratamiento primario se elimina aproximadamente un 65% del total de sólidos en suspensión. Se reduce también la carga contaminante de sustancias orgánicas.

1.4.3. Tratamiento secundario

Este tratamiento es el encargado de eliminar la materia orgánica biodegradable presente en las aguas residuales y que no ha sido eliminada en el tratamiento primario. Consiste en provocar el desarrollo de microorganismos capaces de asimilar la materia orgánica a la que transforman en nuevos microorganismos insolubles y fáciles de retirar del agua por decantación.

Las reacciones biológicas que tienen lugar de forma natural en los cauces receptores, o bajo condiciones controladas en las plantas de tratamiento, se pueden clasificar en tres grandes grupos, de acuerdo con los microorganismos que las llevan a cabo (aerobias, anaerobias y bioquímicas).

Las *reacciones aerobias* se producen en presencia de oxígeno y los microorganismos utilizan el oxígeno disuelto en el agua para convertir la materia orgánica presente en el vertido en nuevos microorganismos, energía y productos finales, fundamentalmente CO_2 y H_2O .

Las *reacciones anaerobias* se producen en ausencia de oxígeno molecular, tomando el oxígeno preciso de los compuestos orgánicos que lo contienen (ácidos, alcoholes, aldehídos, etc.) o bien de sales inorgánicas, como nitratos o sulfatos. En condiciones anaerobias, actúan en primer lugar bacterias saprofitas¹⁰ que transforman la materia orgánica en compuestos intermedios, como ácidos y alcoholes, y, posteriormente, un segundo tipo de microorganismos convierte estos productos intermedios en productos finales, tales como metano (CH_4) y CO_2 .

¹⁰Que viven o se alimentan de sustancias orgánicas en descomposición.

Las *reacciones bioquímicas*, que tienen lugar en los procesos de eliminación de materia orgánica se ven afectadas por una serie de factores que influyen en el mecanismo. Dichos factores son variaciones de la materia orgánica, concentración de oxígeno, presencia de nutrientes, temperatura, pH y contenido de sales. Los organismos responsables de los procesos bioquímicos son las bacterias, hongos, algas, protozoos, rotíferos y nemátodos.

Los procesos de oxidación biológica pueden llevarse a cabo en cualquiera de los sistemas siguientes:

- Balsas de estabilización (lagunas aerobias, anaerobias, facultativas, de maduración)
- Lagunas aireadas
- Filtros biológicos (percoladores)
- Lodos activos
- Digestores anaerobios

1.4.4. Tratamiento terciario

Este tratamiento se lleva a cabo para eliminar fundamentalmente la materia orgánica que no ha sido eliminada en el tratamiento biológico, o bien, que no es biodegradable. También elimina los sólidos en suspensión y las sales inorgánicas disueltas, entre las que destacan las de nitrógeno y fósforo.

Los principales procesos utilizados son: adsorción, intercambio iónico, microfiltración, ultrafiltración, ósmosis inversa, electrodiálisis, electrodiesionización, cloración, ozonización y precipitación química.

Una de las características del tratamiento terciario es la posibilidad de reutilización del agua tratada.

1.4.4.1. Tratamientos terciarios en aguas residuales urbanas

Para mantener el desarrollo actual de la sociedad se hace necesario aumentar los recursos disponibles de agua. Los recursos superficiales y subterráneos están sobreexplotados en muchas regiones, por lo que se ha tendido hacia la desalinización como solución de garantía. El problema no se elimina, sino que se traslada al ámbito energético, ya que este último recurso también es limitado.

Como apoyo a los recursos de agua ha surgido la reutilización de las aguas residuales urbanas. Para realizar la reutilización, en la mayoría de los usos, es necesario aplicar un tratamiento terciario al efluente procedente del secundario. Los tratamientos terciarios o avanzados tienen persiguen la eliminación de contaminantes disueltos o en suspensión, elementos nutritivos, metales específicos y otros componentes peligrosos. La gama de tratamientos avanzados disponibles actualmente incluye, entre otros, la filtración en medio granular, la adsorción, los *procesos de membrana* y la desinfección con ozono y luz ultravioleta.

En esta tesis se exponen los posibles usos de membranas en sistemas de tratamientos terciarios con objeto de conseguir regenerar las aguas depuradas procedentes de efluentes residuales urbanos. La reutilización además de aumentar los recursos disponibles minimiza el problema del vertido.

1.4.5. Clasificación de los procesos unitarios

No resulta sencillo clasificar de forma universal los procesos unitarios más convencionales empleados en el tratamiento de las aguas residuales. Una de las clasificaciones más comunes en España se obtiene relacionando los contaminantes presentes en el agua junto con el fundamento del tratamiento (químico, físico o biológico). Como resultado de ello se obtiene que los contaminantes en el agua aparecen como materia en suspensión, materia coloidal o materia disuelta. Esto conduce a la clasificación siguiente [Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006]:

- Tratamientos para eliminar materia en suspensión
 - Desbaste
 - Sedimentación
 - Filtración
 - Flotación
 - Coagulación-Floculación
- Tratamientos para eliminar materia coloidal
 - Procesos biológicos aerobios
 - Procesos biológicos anaerobios
 - Procesos biológicos de eliminación de nutrientes anóxicos (nitrógeno, fósforo)
- Tratamientos para eliminar materia disuelta
 - Precipitación
 - Procesos electroquímicos
 - Intercambio iónico
 - Adsorción
 - Desinfección

1.5. Procesos de membranas en terciarios

Tal como se ha mencionado en el apartado 1.4.4 los tratamientos terciarios o avanzados se pueden utilizar, tras la depuración biológica, para la eliminación de contaminantes disueltos o en suspensión, elementos nutritivos, metales específicos y otros componentes peligrosos. Entre los tratamientos avanzados disponibles actualmente podemos encontrar la filtración en medio granular, la adsorción, los procesos de membrana y la desinfección con ozono y luz ultravioleta.

Las tecnologías de membrana para regeneración de aguas residuales se emplean únicamente en aquellos casos en los que el uso del agua regenerada justifica su precio final, o bien, en aquellos casos en los que, debido al elevado contenido en sales del agua residual, las tecnologías de membrana cumplen diversos cometidos. Entre estos cometidos se encuentra la desalinización

del effluente y la regeneración para la eliminación de diversos compuestos y de prácticamente todos los microorganismos.

Las membranas se utilizan, principalmente, en dos diferentes tipos de procesos de desalinización; los que utilizan un potencial eléctrico para conducir las sales disueltas selectivamente a través de la membrana, conocido como electrodiálisis; y los que utilizan la presión para la separación de las sales dejando pasar el agua sin sales a través de la membrana e impidiendo el paso del concentrado. Entre estos últimos encontramos membranas de microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI).

La principal limitación de las membranas de electrodiálisis es que sólo eliminan partículas cargadas.

Por otro lado, el ensuciamiento es el mayor problema de los procesos de por membranas ya que reduce el flujo y la capacidad de rechazo del sales y aumenta el consumo energético y la presión de alimentación.

Las membranas son barreras físicas semipermeables que separan dos fases, impidiendo su contacto y restringiendo el movimiento de las moléculas a través de ella, de forma selectiva. Este hecho permite la separación de las sustancias contaminantes del agua, generando un effluente acuoso depurado. La rápida expansión, a partir de 1960, de la utilización de membranas en procesos de separación a escala industrial ha sido propiciada por dos hechos: la fabricación de membranas con capacidad para proporcionar elevados flujos de permeado y la fabricación de dispositivos compactos, baratos y fácilmente intercambiables donde disponer grandes superficies de membrana.

Las características de los procesos de separación con membranas son:

- Permiten la separación de contaminantes que se encuentran disueltos (iones, moléculas, macromoléculas) o dispersos en forma coloidal
- Eliminan contaminantes que se encuentran a baja concentración
- Las operaciones se llevan a cabo a temperatura ambiente
- Procesos sencillos y diseños compactos que ocupan poco espacio
- Pueden combinarse con otros tratamientos
- No eliminan realmente el contaminante, únicamente los concentran en otra fase
- Pueden darse el caso de incompatibilidades entre el contaminante y la membrana
- Problemas de ensuciamiento de la membrana: necesidad de otras sustancias para llevar a cabo la limpieza, ajustes de pH, ciclos de parada para limpieza del equipo

Las membranas se pueden fabricar con materiales poliméricos, cerámicos o metálicos, y en forma de láminas planas, tubulares o del tipo denominado fibra hueca (estructuras capilares).

El desarrollo de materiales para la fabricación de membranas, que permitan separaciones eficientes, y su disposición en configuraciones o módulos de fácil instalación y sustitución, que puedan agruparse para conseguir superficies filtrantes de centenas o millares de m² han sido los hechos que han condicionada la utilización de membranas a escala industrial.

Hay cinco tipos básicos de procesos de membrana que se emplean en el tratamiento de aguas residuales [Stephenson et al., 2000]:

1. **Electrodiálisis:** Es un proceso de separación selectiva de iones pequeños mediante una diferencia de potencial. Depende de la magnitud, densidad y signo de la carga eléctrica sobre el ión.
2. **Microfiltración:** Se consigue la separación de bacterias, protozoos, células eucarióticas y metazoos, de diámetro aproximado $0,1\ \mu\text{m}$, mediante diferencia de presión.
3. **Ultrafiltración:** La separación de polímeros grandes, coloides y virus, de diámetro entre $0,001$ y $0,1\ \mu\text{m}$, se lleva a cabo mediante una diferencia de presión.
4. **Nanofiltración:** La separación de moléculas y polímeros de diámetro entre $0,001$ y $0,010\ \mu\text{m}$ (es decir, entre 1 y $10\ \text{nm}$) se realiza mediante una diferencia de presión. Depende de la solubilidad y difusión de los solutos en la membrana.
5. **Ósmosis inversa:** También conocida como hiperfiltración y es un proceso de separación selectiva de pequeños solutos con peso molecular relativo inferior a unas centenas y diámetro menor que $0,001\ \mu\text{m}$ ($1\ \text{nm}$). Depende de las diferentes solubilidades entre el agua y el soluto.

En la Figura 1.4 se muestran algunos de los procesos de membrana empleados en el tratamiento de aguas residuales donde se especifica tanto su rango de aplicación como el tamaño de las partículas e impurezas que eliminan.

1.5.1. Electrodiálisis

La Electrodiálisis Reversible (EDR) separa las moléculas o iones en un campo eléctrico debido a la diferencia de carga y de velocidad de transporte a través de la membrana. Las membranas tienen lugares cargados y poros bastante estrechos ($1\text{--}2\ \text{nm}$). En la célula de electrodiálisis se sitúa un cierto número de membranas de intercambio catiónico y aniónico entre un ánodo y un cátodo de forma que cuando se aplica la corriente eléctrica los iones con carga positiva migran a través de la membrana de intercambio catiónico y viceversa.

Los procesos de separación basados en la electrodiálisis utilizan membranas donde se han incorporado grupos con cargas eléctricas, con el fin de restringir el paso de los iones presentes en una solución acuosa. En estos procesos la «fuerza impulsora» responsable del flujo de los iones, a través de la membrana, es una diferencia de potencial eléctrico.

La EDR es un proceso de electrodiálisis en la cual se cambia periódicamente (de 2 a 4 veces por hora) la polaridad de los electrodos, lo que genera una autolimpieza continua.

Las membranas de EDR tienen una recuperación del 85% llegando incluso al 90% como es el caso del terciario de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Barranco Seco, en Las Palmas de Gran Canaria. Estas membranas tratan aguas con una salinidad en torno

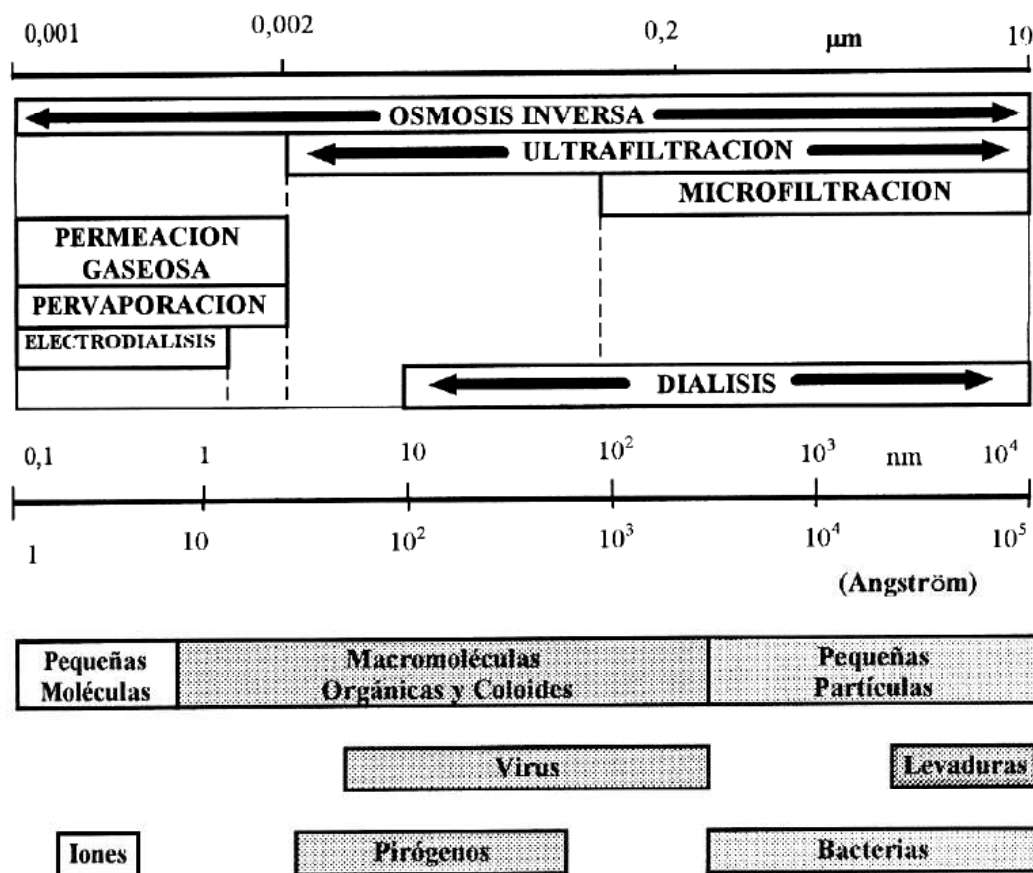


Figura 1.4: Tamaños de impurezas y rangos de aplicación

Fuente: [Ibáñez Mengual, J.A. et al., 1997]

a los 1 800 mg/l y la reducen hasta hacerla apta para el riego. Respecto a la turbidez, estas membranas admiten hasta 6 UNT¹¹.

Un equipo de electrodiálisis está formado por un conjunto de membranas aniónicas y catiónicas, dispuestas en forma alterna y separadas por espaciadores o placas, en una configuración semejante a los filtros prensa (configuración de placas y bastidores). Los espaciadores provocan turbulencias que evitan las deposiciones de materiales en la superficie de las membranas y homogeneizan la concentración.

El agua que se desea tratar se hace fluir en dirección longitudinal a las membranas, y el campo eléctrico creado por la diferencia de potencial provoca un flujo transversal de los iones positivos hacia el cátodo y de los iones negativos hacia el ánodo. Las membranas aniónicas, que se encuentran cargadas positivamente, permiten el paso de los iones negativos e impiden el de los positivos, de forma semejante las membranas catiónicas, que se encuentran cargadas negativamente, permiten únicamente el paso de los iones positivos. El número de celdas (parejas

¹¹Unidad Nefelométrica de Turbiedad

de membranas aniónicas y catiónicas) que se disponen en los equipos de electrodiálisis es variable y generalmente superior a 100.

De esta forma, y debido a la alternancia de membranas catiónicas y aniónicas, el influente acuoso que se desea tratar se separa en dos efluentes, uno de ellos con una alta concentración de sal (concentrado) y el otro desalinizado.

La diferencia de potencial en cada celda es de 1–2 V y los valores de la densidad de corriente del orden de 40 mA/cm². Para un equipo estandar de 200 celdas, con 1 m² de superficie de membrana, la diferencia de potencial es de 200–400 V y la intensidad de 400 A.

La electrodiálisis necesita corriente eléctrica continua, por ello la economía del proceso se basa en optimizar la energía eléctrica consumida en la separación del concentrado y el efluente desalinizado.

Las aplicaciones más importantes de la electrodiálisis son la desalinización de las aguas salobres y la producción de salmueras, con una incipiente presencia en la industria de la alimentación y en el tratamiento de agua residuales.

Como pretratamientos esenciales deben existir la cloración y filtración de arena, aunque dependiendo de la calidad del efluente del secundario podrá ser necesario la coagulación (EDAR Santa Cruz) o incluso la floculación en decantador lamelar (EDAR Terrassa).

Entre las ventajas de la membranas de EDR están su estabilidad frente al cloro y la posibilidad de trabajar en continuo con pH comprendido entre 2 y 9. Igualmente admite niveles altos de fosfatos a diferencia de la OI que presenta serios problemas de incrustaciones cuando la concentración supera los 30 mg/l.

La electrodiálisis resulta especialmente eficaz para aguas depuradas con muy poco contenido en materia orgánica. Su principal inconveniente es el que se deriva de su nula eficacia desinfectante debido a que el agua no atraviesa las membranas y, por consiguiente, no reduce la presencia de microorganismos patógenos. Aunque, en la práctica, se considera suficiente una desinfección después de la EDR para la reutilización en regadíos de bajo contacto humano, como, por ejemplo, riegos por goteo o campos de golf.

La electrodiálisis se aplica principalmente en desalinización de aguas salobres y la producción de salmueras.

1.5.2. Electrodesionización

La Electrodesionización (EDI) emplea corriente eléctrica continua como fuente de energía para la desalinización. Los iones en solución son atraídos hacia los electrodos con carga eléctrica opuesta. Dividiendo los espacios entre electrodos mediante membranas selectivas para cationes y aniones, lo que crea compartimentos, las sales pueden ser eliminadas de la mitad de los compartimentos y concentradas en los restantes.

Una de las principales diferencias entre la EDR y la EDI es el contenido de los compartimentos de desalinización. Los de la EDI se rellenan con resinas de intercambio iónico de lecho mezclado.

1.5.3. Microfiltración

Se utilizan para la eliminación de sólidos en suspensión. No existe un tamaño o configuración estándar, siendo la más frecuente la de fibra hueca.

En cuanto al tipo de material las membranas de microfiltración pueden ser cerámicas (alfaalumínicas), minerales (circonio, titanio) y poliméricas (poliamida, polisulfona, polipropileno).

En cuanto a su estructura pueden ser de láminas enrolladas en espiral o de láminas planas apiladas en paquetes, según tengan una estructura tubular autoportante, o según conformen haces de túbulos o fibras huecas filtrantes.

Desde un punto de vista práctico, para la regeneración de aguas residuales y para las aplicaciones de elevado contenido en sólidos se han impuesto, de forma general, sistemas de microfiltración de membranas poliméricas a base de polipropileno o polifluoruro de vinilideno (PVDF) configurando haces tubulares o de fibras huecas. Las membranas de fibra hueca tienen, generalmente, el diámetro de un fideo fino y son huecas por dentro. El agua circula de adentro a afuera o viceversa según el fabricante.

Este tipo de membrana separa los contaminantes hasta $0,1\ \mu\text{m}$ de tamaño. Esta operación permite eliminar quistes, bacterias y la mayoría de las partículas. Por lo tanto, su utilización es principalmente en la eliminación de partículas (conocido como clarificación). Consigue una reducción de la turbidez de hasta 1 UNT.

Las presiones de funcionamiento para la MF son similares a las de la ultrafiltración (UF), es decir, presiones de funcionamiento comprendidas entre 0,15–4,5 bar.

1.5.4. Ultrafiltración

Es un proceso de membranas que se utiliza para eliminar partículas (clarificar) y desinfectar el agua.

Al contrario que las membranas que cambian la naturaleza química del agua como la OI o la NF, la ultrafiltración respeta la composición química del agua. La UF elimina contaminantes hasta $0,01\ \mu\text{m}$.

Estas membranas son porosas y eliminan quistes, bacterias, virus, sólidos en suspensión y partículas de hierro y manganeso. Estos tipos de membranas no son eficaces en la eliminación de compuestos orgánicos naturales o sintéticos.

La UF es similar a la coagulación y la filtración de arena, en cuanto que se usa como pretratamiento para las aguas potables. Dado que la UF no retiene los solutos de bajo peso molecular, la contrapresión osmótica es inapreciable y las presiones de funcionamiento son entre 0,15–4,5 bar.

Estos sistemas se suelen utilizar como pretratamiento para sistemas de nanofiltración u ósmosis inversa. Puesto que los coloides se eliminan, el agua tratada debe tener una turbidez prácticamente nula. Al igual que las membranas de microfiltración consigue una reducción de la turbidez de hasta 1 UNT. Su configuración más frecuente es la de fibra hueca.

El pretratamiento a la ultrafiltración es necesario para disminuir el ensuciamiento y a la vez incrementar la eficiencia en la eliminación orgánica.

Los procesos de pretratamiento que se utilizan son la coagulación, la adsorción de carbón activo pulverizado (PAC) y la filtración directa. Numerosos estudios donde se combinan la coagulación y la ultrafiltración concluyen que se reduce el ensuciamiento coloidal y se mejora la eliminación de materia orgánica disuelta.

La duración media de las membranas de ultrafiltración es del orden de 2 a 3 años. Las membranas se suelen disponer en módulos de tipo placa-bastidor, tubulares, de membrana enrollada en espiral o de tipo fibra hueca. Los menores costes de los módulos membrana enrollada en espiral o de tipo fibra hueca han desplazado a las demás configuraciones.

La eliminación de las sustancias que habitualmente ensucian las membranas de ultrafiltración (restos de dispersiones coloidales y materiales gelatinosos), se lleva a cabo mediante ciclos de limpieza con una frecuencia y duración que depende de la operación de separación que se lleve a cabo. Las etapas de un ciclo de limpieza estándar pueden ser:

1. Enjuagados de las membranas con agua caliente y alta velocidad de flujo
2. Lavado con ácido o base, dependiendo de la naturaleza de la membrana
3. Lavado del sistema con un detergente en caliente
4. Enjuagado del sistema con agua para eliminar los restos de detergente

Los costes de capital y de operación de UF, son todavía demasiado altos para que pueda aplicarse como única tecnología de tratamiento de grandes caudales de agua residual, pero sí tiene ya un importante campo de aplicación, en combinación con otras tecnologías, como es el caso de los reactores biológicos de membrana utilizados en depuración de aguas residuales urbanas, o como pretratamiento en los procesos de ósmosis inversa.

Como única tecnología se utiliza en el tratamiento de efluentes de aguas residuales de 2,5–25 m³/día, sobre todo en aquellos casos como el tratamiento del agua caliente y recuperación de proteínas en la industria de la alimentación; recuperación de partículas de pintura del agua de los procesos de pintado de piezas industriales; recuperación de polímeros sintéticos en la industria textil; ruptura de emulsiones y recuperación de aceites presentes en las aguas de proceso de la industria metalúrgica, etc.; donde se plantea el doble objetivo de recuperar un producto valioso y reutilizar el agua.

También se utiliza en el tratamiento físico-químico de aguas residuales, concretamente en la separación de sólidos tras la neutralización-precipitación, en sustitución del sedimentador. Por ejemplo se alcanzan niveles de concentración de níquel en el agua tratada inferiores a 0,1 mg/l, frente a 0,5 mg/l en un sedimentador.

La ultrafiltración se puede utilizar directamente para la reutilización de efluentes de secundarios para multitud de usos o como un pretratamiento de un proceso de membranas de ósmosis inversa [Lee, C.W. et al., 2007].

1.5.5. Nanofiltración

A la nanofiltración (NF) también se le conoce como ósmosis de baja presión. Están diseñadas para eliminar iones multivalentes, como el calcio y el magnesio, en las operaciones de ablandamiento de aguas. La tecnología se llama también de ablandamiento por membrana, ya que se eliminan del agua los iones de la dureza que tienen dos cargas mejor que los que sólo tienen una carga (sodio, potasio, cloro).

La NF utiliza filtración y difusión como técnicas de separación. La NF elimina contaminantes de hasta $0,001\ \mu\text{m}$ de tamaño, esto incluye quistes, bacterias, virus, materia orgánica, sales, dureza, patógenos, pesticidas, turbidez y casi todos los contaminantes conocidos. Funcionan a presiones entre 5–10 bar. El rendimiento es hasta del 90%.

Hay cuatro tipos de configuración de membranas para la eliminación de sólidos disueltos: enrolladas en espiral, de fibra hueca, tubular y de placa-bastidor. La primera configuración es la más frecuente. Las otras tres se utilizan sólo para casos específicos.

1.5.6. Ósmosis inversa

Al igual que la NF son membranas adecuadas para la eliminación de sólidos disueltos pero deficientes para la eliminación de sólidos en suspensión. Por lo que tanto la OI como la NF necesitan de un pretratamiento para aguas con sólidos en suspensión.

Las unidades de OI eliminan contaminantes de hasta $0,0001\ \mu\text{m}$. Esto incluye quistes, bacterias, virus y todos los compuestos orgánicos y de desinfección. En cuanto al tipo de material se ha comprobado que el rendimiento de las membranas de poliamida aromáticas es mayor que las de acetato de celulosa, obteniéndose mayores caudales de agua producto a menor presión. Para controlar el ensuciamiento de las membranas y alargar su vida es fundamental el pretratamiento físico-químico, además de un control periódico y exhaustivo de los parámetros del efluente pretratado [Grupo de Investigación de Tecnologías del Medio, 2003].

En cuanto a la reutilización de agua para la recarga de acuíferos, además de la salinidad, existe límite en el carbono orgánico total (COT). Mediante la utilización de membranas de ósmosis inversa o nanofiltración se consiguen valores de carbono orgánico total (COT) inferiores a 1 ó 2 mg/l con efluentes secundarios de hasta 20 mg/l [Guerrero Gallego et al., 2003]

En comparación con las membranas de electrodiálisis reversible, las de OI presentan una serie de ventajas e inconvenientes, entre las que se incluyen:

- La EDR sólo elimina partículas cargadas eléctricamente, mientras que la OI elimina tanto las cargadas como las no cargadas.
- En OI un aumento de la temperatura empeora el corte de sales; en EDR, lo mejora.
- En OI el caudal de producto puede ser variable en función del ensuciamiento y edad de las membranas; en EDR el caudal es fijo.

- En OI el agua de alimentación tiene que estar exenta de oxidantes, como el cloro (excepto en el caso de las membranas de acetato de celulosa, cada vez en menor uso), mientras que la EDR admite cloro en continuo con niveles de cloro libre de 0,3 mg/l y choques de limpieza en caso de contaminación orgánica de muchas decenas de mg/l de cloro libre.
- El agua de alimentación a la OI debe tener un SDI (índice de densidad de sedimentos¹²) de 3 a 5, mientras que la EDR puede trabajar con aguas mucho más sucias.
- Las membranas de OI no se pueden desmontar y volver a montar; las de EDR s.
- La vida de las membranas de EDR es generalmente mayor que las de OI.

Igual que en UF, la causa que genera la fuerza impulsora para lograr la separación es una diferencia de presión transmembrana. Sin embargo, en la OI el proceso de separación se debe a las diferentes solubilidad y difusividad en la membrana de los componentes de la solución acuosa. Los valores de operación de la diferencia de presión transmembrana y concentración de la solución son 7–70 bar y 200–30 000 mg/l, respectivamente.

Se utilizan membranas densas, anisótropas, en configuraciones del tipo módulos enrollados en espiral, de 20–30 cm de diámetro y 100–150 cm de largo; que se disponen en número de 5–7 en el interior de carcasas de plástico reforzadas con fibra de vidrio. También se utilizan membranas del tipo fibra hueca, de 100 μ m de diámetro, dispuestas en módulos que contienen unas 1 000 unidades.

La elección del tipo de membranas dependerá de las características del agua a tratar, ya que las configuraciones con membranas tipo fibra hueca presentan mayores problemas de ensuciamiento que las configuraciones tipo enrollamiento en espiral.

El ensuciamiento es la causa más importante del mal funcionamiento de las membranas. Las causas más frecuentes del ensuciamiento son debidas a:

- Depósitos en la superficie de la membrana de costras o escamas de carbonato cálcico, sulfato cálcico, silicatos complejos, sulfato de bario, sulfato de estroncio, fluoruro cálcico, etc., dependiendo de la composición de la alimentación y como consecuencia de que las concentraciones de sal en el concentrado puedan sobrepasar el producto de solubilidad de la sal.
- Sedimentos de partículas como coloides, productos de la corrosión del hierro de las conducciones, precipitados de hidróxido de hierro, algas, etc.
- Bioensuciamiento debido al crecimiento de microorganismos en la superficie de la membrana, ya que algunos materiales de las membranas, como acetato de celulosa o poliamidas, pueden ser un sustrato utilizable por los microorganismos.

¹²En inglés, Silt Density Index

- Ensuciamiento debido a compuestos orgánicos como aceites o grasas presentes en las aguas residuales industriales.

La forma de limpieza de las membranas está en función de las características del agua de alimentación, del tipo de membrana y de la naturaleza del ensuciamiento. Como pauta general se puede proceder a alternar períodos de enjuagado de las membranas, haciendo circular las soluciones limpiadoras a alta velocidad por la superficie de las membranas, con periodos donde las membranas queden sumergidas en las soluciones limpiadoras.

Los agentes de limpieza habitualmente utilizados son:

- Ácidos clorhídrico, fosfórico o cítrico y agentes quelantes como EDTA¹³, para eliminar las costras de precipitados salinos, y ácido oxálico para eliminar los sedimentos de hierro.
- Alcalis combinados con surfactantes para eliminar microorganismos, sedimentos y compuestos orgánicos.
- Esterilización de las membranas con soluciones de cloro para eliminar microorganismos.

Las sucesivas limpiezas terminan por degradar las membranas. Dependiendo de la aplicación, el periodo de vida garantizado por el fabricante suele ser de 1–2 años.

Con un buen programa de limpieza la vida de las membranas se puede prolongar hasta 3 años, siendo improbables periodos de vida de 5 años.

En el tratamiento de aguas residuales la aplicación de ósmosis inversa está limitada por los altos costes de operación debido a los problemas de ensuciamiento de las membranas.

1.5.7. Sistemas integrados de membranas

Se entiende por sistema integrado de membranas aquel en el que se utilizan dos tipos diferentes de membranas. En reutilización de aguas residuales se suelen utilizar membranas de MF y UF como pretratamiento a los procesos de membranas de OI, NF y EDR. Se ha comprobado que un sistema combinado de MF/OI reduce el paso de bacterias a la ósmosis y desacelera el desarrollo de las biocapas. El agua de secundario microfiltrada puede contener alguna bacteria aunque sea en muy baja concentración. La retención aumenta a bajas presiones, en régimen turbulento y en presencia de biomasa o turbidez [Sadr Ghayeni, S.B. et al., 1996].

El sistema de microfiltración es un estándar de referencia para la filtración de aguas secundarias cuando éstas deben ser sometidas a desalación por membranas de ósmosis inversa o nanofiltración. El tratamiento no requiere del empleo de coagulantes ni floculantes. Las membranas de microfiltración representan una barrera física a los microorganismos y consiguen niveles de reducción que permiten trabajar con membranas de desalación, reduciendo el ensuciamiento microbiológico, orgánico y coloidal. La microfiltración sustituye competitivamente a los procesos físicoquímicos utilizados convencionalmente como pretratamiento, permitiendo

¹³Se trata de un aminoácido sintético denominado ácido etilendiaminotetraacético.

aumentar el flujo de producción de las membranas y rebajar el valor del índice de atascamiento SDI.

1.5.8. Reactores biológicos de membrana

Es un sistema biológico de tratamiento de agua residual, donde la membrana es el límite físico que separa la zona donde se produce la degradación biológica de los contaminantes y la zona del agua tratada, libre de contaminantes y microorganismos, es decir, se trata de un reactor biológico donde el mecanismo de separación de sólidos es una membrana.

Los reactores biológicos de membrana (MBR) pueden ser definidos como sistemas en los que se integra la degradación biológica de los efluentes con la filtración de membrana [N. Cicek y J. Davel, 2001].

Las membranas puede estar dispuestas en el interior del reactor biológico (configuraciones con membranas sumergidas o integradas), en cuyo caso el efluente del reactor es el agua depurada; o en su exterior (configuraciones con membranas externas o con recirculación), en cuyo caso el efluente del reactor se hace circular hasta una unidad de ultrafiltración con el fin de separar el agua depurada del concentrado, recirculando éste al reactor.

Los diseños con membranas sumergidas, al no tener que recircular grandes volúmenes de agua, consumen menos energía que los diseños con recirculación, sin embargo éstos son menos complejos de funcionamiento y pueden presentar ventajas en el tratamiento de aguas residuales a alta temperatura, altos valores de pH, alta carga orgánica y alta toxicidad.

Los reactores biológicos de membranas se componen de dos partes principales:

- La unidad biológica que realiza la degradación
- El módulo de membrana que realiza la separación física

Los MBR se utilizan en el tratamiento de aguas residuales industriales, urbanas y municipales con características especiales. Estos reactores pueden proporcionar un agua de calidad suficiente para cumplir los límites de vertido o bien ser apta para un tratamiento posterior que permita su reutilización.

A diferencia de los sistemas biológicos aerobios tradicionales, los MBR actúan con concentraciones mayores de microorganismos 10–20 g/l y hasta 35 g/l en aplicaciones especiales, como el tratamiento de lixiviados de vertedero de residuos sólidos urbanos, frente a los 3 g/l de los sistemas aerobios convencionales, y tiempos de retención de sólidos mayores. Como consecuencia la producción de fangos es menor y permiten el crecimiento de una mayor diversidad de microorganismos, ampliándose las posibilidades de degradación de la materia orgánica compleja y refractaria. Además, se necesita una menor superficie de terreno para la instalación de la planta de tratamiento, hecho importante en el caso de instalaciones en terreno urbano, y un menor tiempo de puesta en marcha del proceso.

El estado de la tecnología actual de los MBR permite su aplicación tanto a las aguas residuales urbanas como a las de origen industrial. Su principal aplicación se centra en el campo

de la reutilización debido a que las membranas de los reactores pueden ser de ultrafiltración que permiten retener bacterias, parcialmente virus y algunos componentes orgánicos e inorgánicos.

Dependiendo del uso que se le vaya a dar al effluente del MBR puede ser adecuado para la reutilización directa o como agua pretratada para un proceso de ósmosis inversa. Los MBR emplean ultrafiltración o microfiltración, dependiendo del fabricante. Los nuevos diseños incluyen un desarenado, una separación aceites y grasas, una cámara anóxica, una cámara aerobia (≈ 11 g/l SSLM¹⁴) y ultrafiltración o microfiltración. El agua regenerada con MBR puede desalarse directamente con electrodialisis reversible.

Se distinguen dos tipos de reactores biológicos de membrana:

1. **Con membrana integrada o sumergida** que tiene unos costes de bombeo muy bajos, frecuencia de limpieza baja y costes de operación menores. Las membranas se sitúan dentro del propio reactor biológico, eliminando las necesidades de bombeo y aprovechando la agitación mecánica de la aireación
2. **Con membranas externas o con recirculación** al reactor que tiene unos costes bajos de aireación, mayor flujo y menor inversión inicial. El contenido de reactor biológico se bombea al módulo de membranas. Las ventajas de este modelo residen en que el propio módulo de membranas sirve de contenedor de limpieza para las mismas y se evita su manipulación.

La aparición de membranas poliméricas de UF, menos costosas y más resistentes junto con los requerimientos de presión menores y la obtención de un flujo permeado mayor ha potenciado el uso de los MBR sumergidos. Entre las ventajas de los MBR en comparación con los procesos convencionales de fangos activados se pueden citar:

- La filtración por membrana garantiza una calidad de agua tratada independientemente de la decantabilidad del fango. Eficaz retención de los sólidos suspendidos y de los compuestos coloidales por lo que permite su reutilización para diversos usos.
- Cuando se utilizan membranas de ultrafiltración se logra la retención de las bacterias y virus, por lo que se elimina de desinfección y la peligrosidad de sus subproductos.
- La ausencia del clarificador permite un desarrollo lento bacteriano y que persistan en el reactor incluso a tiempos de retención de sólidos cortos.
- La membrana retiene la biomasa y previene el escape de enzimas exocelulares y de oxidantes solubles que crean una licor de mezcla más activo capaz de degradar una gama más amplia de compuestos. Es decir, La oferta de nutrientes en el biorreactor respecto a la biomasa puede ser regulada, de forma que se generan tiempos de permanencia prolongados de la biomasa y de los nutrientes en el sistema, minimizando así la formación de lodos excedentes.

¹⁴Sólidos en Suspensión del Líquido Mezcla

- Con la tecnología MBR se puede operar bajo unas concentraciones de 15–30 g/l SSLM por lo que la superficie de la planta se puede reducir en un 50% o más. La Planta es más compacta al prescindir del decantador secundario y reactor biológico mucho más pequeño.
- Permite mayores edades de fango (hasta 40 días o más), por lo que la producción de fango pueden reducir en hasta un 40%.

Entre las principales limitaciones de los MBR en comparación con los procesos convencionales de fangos activados se pueden citar:

- Elevado coste de implantación y explotación.
- La polarización y otros problemas de ensuciamiento de las membranas también limitan su uso, es decir, Las altas concentraciones de fango pueden influir de forma negativa en el rendimiento de la membrana, aumentando el TPM (Transmembrane Pressure) o disminuyendo el flujo a través de la membrana.
- Dificultades en el tratamiento de los lodos generados por sus problemas de sedimentabilidad dado que la mayoría de los sólidos en suspensión son retenidos en el reactor.
- La posible acumulación en el reactor de compuestos inorgánicos no filtrables como metales pesados que a determinadas concentraciones pueden ser dañinos para la población bacteriana o afectar a la integridad de la membrana

Actualmente, en España existen varias instalaciones de este tipo, empleándose tanto para aguas residuales industriales como para aguas urbanas, siendo especialmente utilizado en el tratamiento de aguas para reutilización.

En cuanto a las cuestiones generales sobre las membranas su forma puede ser plana, tubular, de disco rotatorio o de fibra hueca y en cuanto a su composición se distinguen las orgánicas (polisulfona, polietersulfona, polietileno, etc.) de las inorgánicas (cerámicas). Las membranas de ultrafiltración utilizadas en los MBR eliminan contaminantes de hasta 0,01 μm de diámetro (es decir, quistes, bacterias, virus, sólidos en suspensión, el hierro y el manganeso), pero no eliminan los compuestos orgánicos naturales o sintéticos. Funcionan a presiones entre 0,15–4,5 bar.

Previo a la ultrafiltración debe existir un prefiltrado (tamaño de poro de la unidad de prefiltrado entre 100–250 μm) del agua producto del reactor biológico.

Las ventajas e inconvenientes de las distintas configuraciones de membranas son muy variadas destacando entre ellas las de *placas*, por ser posible su desmontaje para su limpieza, las *tubulares*, por su tolerancia a aguas con altos niveles de sólidos totales y las de *fibra hueca*, por su tolerancia a niveles altos de sustancias coloidales, su diseño compacto y la posibilidad de aplicar retrolavado.

1.6. Situación hidrológica de la isla de Gran Canaria

La isla de Gran Canaria, con una superficie de unos 1 560 m² y una población de derecho de 829 597 habitantes¹⁵, es una de las siete islas del archipiélago canario que se encuentra en la costa noroccidental de África. En dicha isla, la reutilización de las aguas depuradas es una fuente alternativa que está contribuyendo a reducir el déficit hídrico existente, a disminuir la sobreexplotación del acuífero y a minimizar la contaminación del litoral isleño. Darle un nuevo uso a un agua ya utilizada, supone una nueva fuente de recursos hídricos, así como un ahorro de agua a partir de aguas obtenidas principalmente por desalación. Por ello, se añade la reutilización de las aguas residuales a las fuentes hídricas ya conocidas como pueden ser las presas, pozos subterráneos y desalinizadoras.

El Plan Hidrológico Insular de Gran Canaria (PHIGC), publicado en el Boletín Oficial de Canarias núm. 73 de 8 de junio de 1999, estableció el consumo de agua del año 1998 en la isla en 147,5 hm³ y realizó una previsión de consumos y recursos para diferentes años. Esta previsión de balances hidráulicos se muestra en la Tabla 1.7.

Este Plan apostaba claramente por las aguas regeneradas, que debían jugar un papel muy importante en la sustitución de las aguas subterráneas para riego.

Año	Consumo total(hm ³)	Recursos hidráulicos previstos			
		Desalinización	Subterránea	Superficial	Reutilización
1998	147,5	46,9	82,0	11,4	7,2
2002	164,5	88,9	43,6	11,2	20,8
2006	177,9	89,6	37,8	11,0	39,5
2012	191,0	101,5	35,2	10,8	43,5

Tabla 1.7: Previsión hidrológica para Gran Canaria

Fuente: Elaboración propia a partir del PHIGC

La representación de los datos de previsión hidrológica para Gran Canaria permite observar las tendencias de los diferentes recursos hídricos (Figura 1.5). Por un lado, se observa que el consumo se incrementa de forma casi lineal a razón de unos 3 hm³/año. Algo similar sucede con la producción de agua desalinizada en donde se destaca un incremento entre los años 1998 y 2004.

Respecto a la reutilización se observa que se esperaba su incremento entre 2002 y 2006 pasando, posteriormente, a un crecimiento muy leve, prácticamente nulo. Esta previsión se realizó mucho tiempo antes de la entrada en vigor del Real Decreto 1620/2007.

Para adecuar el balance hídrico a la situación actual y realizar unas previsiones para años venideros el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria (CIAGC) ha preparado un documento

¹⁵Según el Padrón Municipal de 01/01/2008 del Instituto Nacional de Estadística del Gobierno de Canarias http://www2.gobiernodecanarias.org/istac/estadisticas/poblacion/datos_basicos/cop/2008/tabla_1.html

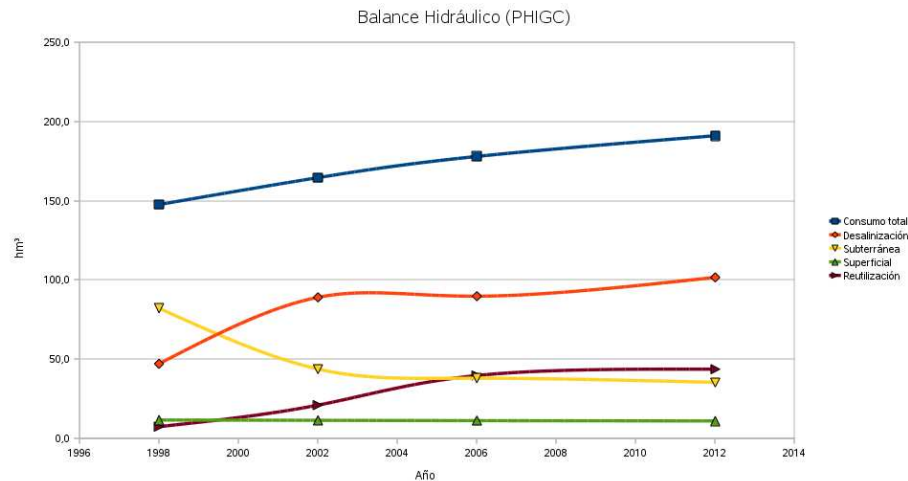


Figura 1.5: Previsión hidrológica para Gran Canaria
Fuente: Elaboración propia

[CIAGC, 2009] que servirá de referencia para la elaboración del próximo Plan Hidrológico de la isla.

En dicho documento se detalla el balance hidrológico de 2007 y de próximos escenarios como 2015 y 2027. La asignación y reserva de recursos se establece mediante un balance entre recursos y demandas teniendo en cuenta los derechos y prioridades existentes.

El balance se realiza entre los recursos y las demanda consolidadas para la situación actual. Para el horizonte de 2015, el balance se ha realizado entre los recursos disponibles y el posible efecto del cambio climático. Para los horizontes de 2015 y 2027, se ha tenido en cuenta el posible efecto del cambio climático mediante la consideración de una aportación de lluvia inferior a la media.

Año	Consumo total(hm ³)	Recursos hidráulicos previstos			
		Desalinización	Subterránea	Superficial	Reutilización
2007	167	72,8	71,4	11,0	11,8
2015	178,9	80,0	57,9	11,0	30,0
2027	189,9	85,0	53,9	11,0	40,0

Tabla 1.8: Balance hidrológico para 2007, 2015 y 2027 en Gran Canaria
Fuente: Elaboración propia a partir de datos de CIAGC

Entre 2007 y 2015 se ha considerado un crecimiento de la demanda (11,9 hm³) acompañado de un importante desarrollo de las aguas regeneradas (18,2 hm³) y algo menor de las desalinizadas (7,2 hm³) para disminuir las extracciones de agua subterráneas.

Dada la incertidumbre en torno a la situación climatológica de la isla (escasez de lluvias) se ha considerado una recarga inferior a la media interanual y se ha propuesto una reducción importante de la extracción de aguas salobres.

Para el año 2027 se prevé una estabilización de la producción de aguas desalinizadas, que abastecerán principalmente a población urbana, turismo e industria. Las aguas regeneradas se aplicarán principalmente a la agricultura y en menor medida a los usos recreativos. La mayor disponibilidad de aguas subterráneas por el aumento del uso de regeneradas permitirá equilibrar el incremento de la demanda de abastecimiento a la población.

En Gran Canaria la asignación de usos a recursos no está regulada por la administración, sino por las leyes del mercado, en el que el agua es un recurso que se puede comprar y vender libremente. Este sistema se ha demostrado muy eficiente en cuanto a la productividad del agua utilizada, sin embargo históricamente ha presentado muchas fricciones causadas por la escasez del recurso, la dificultad de su transporte para favorecer la competencia y la baja elasticidad de la demanda. La concentración de la propiedad de las redes de distribución y las dificultades técnicas, económicas y administrativas para crear nuevas redes ha distorsionado históricamente el mercado del agua, más allá de la propiedad del agua.

1.7. Plantas depuradoras

Los diferentes procesos de tratamientos de aguas residuales ya mencionados no se realizan de forma independiente sino de forma conjunta en lo que se conoce como planta o estación depuradora de aguas residuales (EDAR). El objetivo de estas plantas es reducir las concentraciones de contaminantes específicos hasta niveles establecidos legalmente o hasta límites que no representen riesgos para la salud humana y el ecosistema.

En cada localidad o región el grado y tipo de tratamiento depende del destino final del agua depurada, por ello, el diseño de cada planta depuradora es específico y casi único. De forma genérica una planta depuradora está diseñada para realizar los siguientes tratamientos y procesos unitarios (Figura 1.6).

1.7.1. Tratamiento terciario en Hoya del Pozo. Caso particular

El tratamiento terciario que se ha analizado se encuentra ubicado en el T.M. de Telde y, en concreto, en la zona denominada Hoya del Pozo, en la isla de Gran Canaria. Dicho tratamiento terciario se ubica en la denominada EDAR de Hoya del Pozo. Dicho municipio contaba, en el año 2008, con una población de 99 201 habitantes¹⁶

El afluente al tratamiento terciario proviene de la salida del tratamiento secundario de la EDAR el cual está dividido en dos líneas de procesos independientes y similares. De cada una de esas dos líneas se realizan medidas de los parámetros de calidad: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) y Sólidos en Suspensión (SS). Los sólidos en suspensión se evalúan haciendo pasar la muestra por un filtro y, posteriormente, secando la materia en suspensión obtenida tras el filtrado. Teniendo en cuenta que los caudales de

¹⁶Según el Padrón Municipal de 01/01/2008 del Instituto Nacional de Estadística del Gobierno de Canarias. http://www2.gobiernodecanarias.org/istac/estadisticas/php/pob_001.php?anyo=2008&territorio=35026

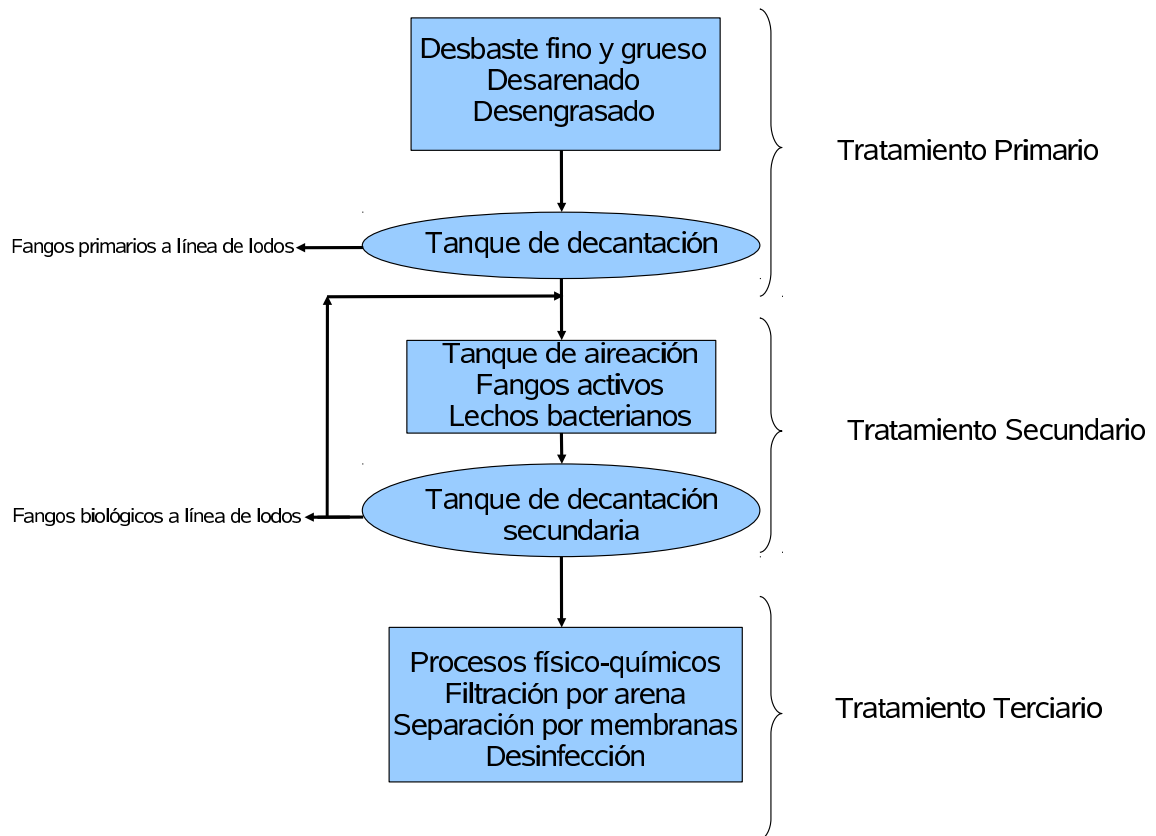


Figura 1.6: Esquema genérico de una planta depuradora de aguas residuales
Fuente: Elaboración propia.

ambas líneas son similares se ha estimado que la concentración de estos parámetros de calidad proviene del promedio de las concentraciones de ambas líneas.

El tratamiento terciario dispone de una sólo línea de producción con un pretratamiento mediante filtros de arena seguido de un proceso de afino que utilizan o bien membranas de microfiltración o bien filtros de cartuchos. Finalmente, se realiza la desalinización mediante un proceso de ósmosis inversa o de electrodiálisis reversible.

Esta instalación recibe las aguas residuales depuradas que provienen de aguas residuales urbanas de dicho municipio, suministra agua regenerada para uso agrícola y, además, reúne una diversidad de procesos avanzados, lo cual, la hace atractiva para ser estudiada.

El tratamiento terciario de Hoya del Pozo (Figura 1.7) entró en funcionamiento el 4 de marzo del 2000 y nació como consecuencia del déficit hidráulico y la constante demanda de agua para el riego agrícola en la zona noreste de la isla de Gran Canaria.

En un principio, la capacidad teórica de producción del terciario, era de unos 1 500 m³/día utilizando un módulo para la desalinización mediante la tecnología de ósmosis inversa. En el año 2003 se amplió la capacidad teórica de producción de agua regenerada a los 3 000 m³/día añadiendo seis pilas de electrodiálisis reversible, en tres líneas de dos pilas, junto con la anterior



Figura 1.7: Vista aérea de la zona de tratamiento terciario. Hoya del Pozo (Telde).

tecnología de ósmosis.

La Figura 1.8 muestra los distintos procesos empleados, en la Planta de Hoya del Pozo, para la regeneración de las aguas residuales, como son la filtración DUALSAND, microfiltración, ósmosis inversa y electrodialisis reversible.

Los parámetros de calidad del agua que proviene del tratamiento secundario se presentan en la Tabla 1.9:

	Valor	Unidades
Caudal diario	3 000 – 4 000	m ³ /día
Caudal medio horario	125 – 167	m ³ /h
Turbiedad	12 – 16	UNT
pH	7,5	
DBO ₅	10 – 30	mg/l
DQO	40 – 100	mg/l
SS	15 – 60	mg/l
Conductividad	1 800 – 2 500	μS/cm
Fosfatos	30 – 40	mg/l
Nitratos	15 – 70	mg/l
Nitritos	0,5 – 1	mg/l

Tabla 1.9: Parámetros característicos del efluente de la EDAR de Hoya del Pozo.

Fuente: Elaboración propia

Actualmente, el tratamiento terciario se desarrolla en las siguientes partes:

- **Tamiz.** La salida del tratamiento secundario, después del laberinto de cloración, se bombea hasta la entrada de lo que se conoce como tratamiento terciario, el cual comienza con un tamiz rotativo autolimpiante. Este tamiz permite eliminar los posibles sólidos

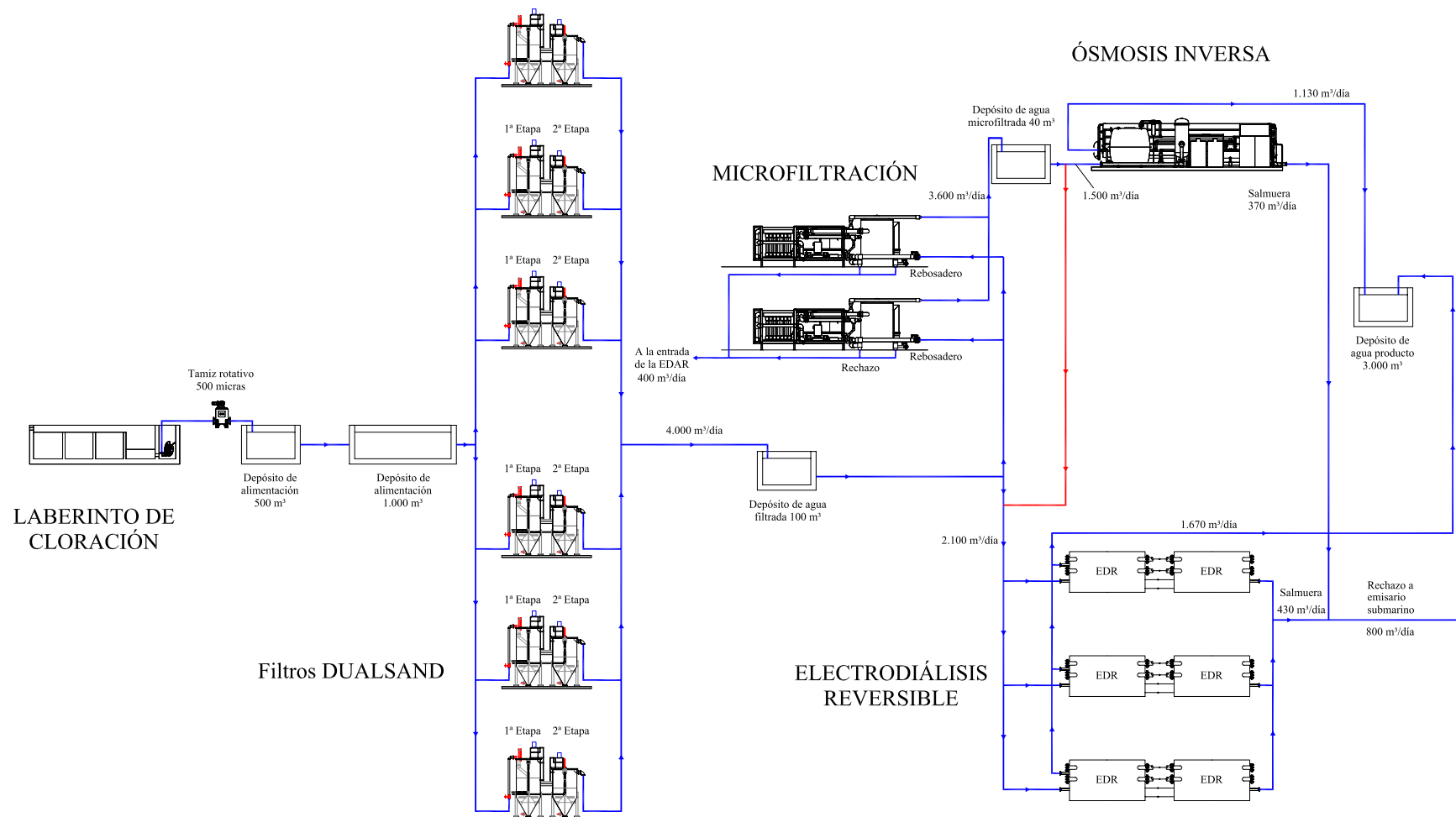


Figura 1.8: Diagrama del tratamiento terciario de Hoya del Pozo (Telde).
Fuente: Elaboración propia.

gruesos presentes en el agua y es capaz de tratar un caudal nominal de $500 \text{ m}^3/\text{hora}$ con un paso libre de $500 \mu\text{m}$

- **Tanque de alimentación:** Después del tamiz, el agua entra en un conjunto de depósitos unidos hidráulicamente para acumular el agua de alimentación al terciario. Un tanque tiene una capacidad de 500 m^3 y el otro tiene una capacidad de $1\,000 \text{ m}^3$. Están comunicados entre sí por una tubería y un sistema de control de nivel entre depósitos de forma que permite el trasvase del agua por gravedad del depósito de 500 m^3 al de $1\,000 \text{ m}^3$ en función de la demanda.
- **Sistema de filtración continua.** Filtros autolimpiantes de arena de sílice de la marca DUALSAND formado por dos líneas y dentro de cada línea, dos etapas para una mayor eficacia de filtración, con capacidad para filtrar como máximo $6\,600 \text{ m}^3/\text{día}$ de agua proveniente de los tanques de alimentación. Se bifurca en dos líneas de igual caudal, cada una de las cuales entra en un sistema de filtrado, compuesto por tres líneas. Cada una de estas líneas está constituida por dos vasos de hormigón, uno de mayor altura (1ª etapa) que el otro (2ª etapa), de forma que el flujo de entrada accede al tanque más alto en el cual sufre el primer proceso de filtración y, una vez sale el agua de éste, pasa al segundo vaso en el cual se produce el filtrado definitivo.

En cada uno de los procesos de filtrado se produce un rechazo como consecuencia de la filtración. Este rechazo se canaliza de dos formas diferentes, el que proviene del vaso mayor (1ª etapa) se envía a cabecera de planta para incorporarlo nuevamente a la línea de tratamiento de la EDAR, mientras que el rechazo proveniente del segundo vaso (2ª etapa) se recircula inyectándolo al flujo de entrada a la 1ª etapa o a los depósitos de alimentación del tratamiento terciario.

Cada uno de las líneas que componen los diferentes sistemas de filtrado, disponen de válvulas de corte a la entrada lo cual permite modular el caudal tratado por el sistema global en cada momento e incluso aislar los diferentes líneas para realizar operaciones de control y mantenimiento.

El proceso de filtración en sí mismo supone un aumento de carga del sistema debido al depósito del propio filtrado en el lecho filtrante. Este problema se ha resuelto sometiendo periódicamente a los filtros a un proceso de retrolavado.

En este caso esto no es necesario debido a que el retrolavado se produce de forma continua por adición de aire en la parte baja del sistema lo cual induce al arrastre de la arena de la parte baja del filtro hacia un vaso superior en el que mediante turbulencia se separa la arena del filtrado volviendo ésta a caer sobre el lecho filtrante y pasando el rechazo filtrado a la zona correspondiente según la etapa en que se produzca. Así pues, otra de las etapas que hay que controlar es la adición de aire al sistema.

El sistema DUALSAND está dimensionado con una superficie de filtración en cada vaso de $4,65 \text{ m}^2$ lo cual permite filtrar un caudal por línea de $1\,100 \text{ m}^3/\text{día}$, según las condiciones fijadas en la garantía de funcionamiento del sistema, suponiendo que la aplicación del mismo sea la de pretratamiento para la ósmosis inversa. Como lecho filtrante se utiliza, en cada etapa, arena de sílice AWWA B-100 normal, siendo el volumen de la segunda etapa menor que el de la primera.

Los filtros DUALSAND, aunque son autolimpiantes, necesitan cada cierto tiempo una limpieza llamada «retrolavado», que evitan así los llamados, caminos preferenciales que se crean en las capas de arena o sílice que sirven de limpieza. Para esto, existe una bomba de retrolavado, que está conectada a los filtros DUALSAND y al tanque de producto del agua filtrada.

- **Sistema de microfiltración por membranas.** Hay dos unidades de membranas de microfiltración, de la marca MEMCOR modelo 60M10C, con una superficie filtrante total instalada de $1\,800 \text{ m}^2$ y una capacidad máxima de filtración de $4\,700 \text{ m}^3/\text{día}$. El funcionamiento del sistema de microfiltración consiste en una serie de miniconducciones con poros de entre 100 nm a $10 \text{ }\mu\text{m}$ embebidas en unos tubos presurizados a través de los cuales fluye el agua a filtrar. Esta presión hace que el agua tenga la necesidad de pasar por estas miniconducciones para salir del tubo, con lo cual, las posibles micropartículas de suciedad, quedan adheridas a la superficie de la miniconducción, al no poder pasar por los microporos.
- **Desalinización por membranas de ósmosis inversa.** Existe un módulo de membranas reutilizadas de ósmosis inversa de dos etapas, con $(12 + 6)$ cajas de presión con 7 membranas por caja, para una conversión del 80 %. El caudal real de alimentación es de $1\,500 \text{ m}^3/\text{día}$, con una conductividad de $2\,500 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ y el de producto es de $1\,100 \text{ m}^3/\text{día}$ con menos de $370 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$. Las membranas son de la marca FilmTec™ modelo SW30HR-380 y poseen una elevada superficie activa y alto rechazo de sal, en especial, alto rechazo de boro.

Se trata de membranas reutilizadas que previamente han sido empleadas para desalinizar agua de mar y, posteriormente, se han aprovechado para darles un segundo uso o aplicación en el tratamiento de aguas depuradas.

Las membranas FilmTec™ SW30HR-380 ofrecen un alto rendimiento durante todo su ciclo de funcionamiento sin necesidad de tratamientos oxidantes y presentan las características que se resumen en la Tabla 1.10.

El caudal de permeado y rechazo de sal ha sido determinado por el fabricante en base a las siguientes condiciones: 32 g/l de NaCl, 55 bar, 25°C , pH 8 y 8 % de recuperación.

- **Desalinización por electrodiálisis reversible.** Hay tres líneas con dos pilas cada una con una conversión en torno al 80 %. El caudal de alimentación de $2\,000 \text{ m}^3/\text{día}$ con

Superficie activa	35 m ²
Presión aplicada	55 bar
Caudal de permeado	23 m ³ /d
Rechazo de sal	99,7 %
Tipo de membrana	Compuesto film de poliamida
Temperatura máxima	45°C
Presión máxima	69,0 bar
Caída de presión máxima	1,0 bar
Espectro de pH, en continuo	2-11
SDI máximo en la alimentación	5
Tolerancia al cloro libre	<0,1 ppm

Tabla 1.10: Características de las membranas FilmTec™ SW30HR-380

una conductividad de unos 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mientras que el caudal de agua producto es alrededor de 1 600 m³/día con una conductividad inferior a 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

El agua bruta para la alimentación a las pilas de membranas proviene desde el depósito del agua producto del DUALSAND o de la microfiltración MEMCOR. El objetivo de esta configuración es funcionar el mayor tiempo posible con agua procedente del depósito DUALSAND, puesto que resulta mucho más económico que la segunda opción. Esta prioridad de funcionamiento no siempre es posible, puesto que el rendimiento del DUALSAND puede provocar subidas de turbiedad no recomendadas para el sistema EDR, es decir, por encima de 6 UNT. Por lo tanto, en estas ocasiones se dispone de la posibilidad de conectar la bomba de alimentación para trabajar con agua microfiltrada.

- **Tanque de agua producto.** Finalmente, el agua producto de la ósmosis inversa y de la electrodiálisis reversible se conduce hasta un depósito de 3 100 m³.

1.8. Objetivos preliminares

En un principio, los objetivos generales de la investigación consistían en analizar la situación tecnológica y su evolución en el tratamiento de aguas residuales dentro del ámbito de la isla de Gran Canaria.

La consecución de estos objetivos tan amplios y ambiciosos pasaba por abordar otros aspectos u objetivos específicos, como podían ser:

- Estudiar las consecuencias de la entrada en vigor de la normativa que regula la reutilización de las aguas depuradas en función de los usos a los que se van a destinar. Se entiende que con la aplicación del R.D. 1620/2007 es de esperar que las EDARs incorporen paulatinamente los tratamientos terciarios para la regeneración de sus aguas depuradas. Ello supone, además, que la calidad de las aguas regeneradas se tienen que adaptar a las

exigencias de la normativa. Por otro lado, también conlleva un encarecimiento del metro cúbico de agua regenerada.

- Analizar los tratamientos terciarios existentes y con anterioridad a la entrada en vigor del citado Real Decreto, a fin de aportar información necesaria para evaluar el correcto y adecuado funcionamiento de los distintos procesos utilizados. Inicialmente, este objetivo se planteó para la totalidad de los tratamientos terciarios existentes en Gran Canaria.
- Establecer un procedimiento de criterios de selección para definir el tratamiento terciario más adecuado en función del uso final del agua regenerada. Este procedimiento podría plantearse como una herramienta informática útil para la toma de decisiones.

Finalmente, tras un periodo de análisis y de búsqueda de información de los anteriores objetivos se constató la imposibilidad de obtener suficientes datos reales de funcionamiento de los tratamientos terciarios existentes, a pesar de haberlos solicitado en tiempo y forma tanto a organismos públicos como a entidades privadas. Evaluando la escasa documentación de la que se dispuso se optó por plantear nuevos objetivos preliminares destacando centrar la investigación en el ensuciamiento en los procesos de membranas en los tratamientos terciarios de aguas depuradas.

Revisión bibliográfica

Índice

2.1. Procesos de membrana en tratamientos de aguas residuales	48
2.2. Modelado de membranas	55
2.3. Ensuciamiento de membranas	61
2.4. Programas informáticos	68

El presente capítulo pretende llevar al lector a través del proceso de investigación que se ha seguido para alcanzar la frontera del conocimiento en lo que respecta al ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa empleadas en los tratamientos terciarios de aguas residuales. Asimismo, se muestran en los apartados 2.1, 2.2, 2.3 y 2.4, respectivamente, los procesos de membrana empleados en tratamientos de aguas residuales, los modelos matemáticos de membranas, el ensuciamiento de membranas y los programas informáticos que simulan el comportamiento de membranas.

Seguidamente se muestra una visión global de los trabajos de investigación relacionados con esta tesis. La revisión bibliográfica se ha agrupado atendiendo a cuatro criterios. El primero abarca los procesos de membranas con aplicación en las aguas residuales dentro de los cuales se encuentra la ósmosis inversa. El segundo engloba los diferentes modelos matemáticos que representan el comportamiento de membranas empleadas en el proceso de ósmosis inversa. En el tercer grupo se incluyen estudios que hablan sobre el ensuciamiento en las membranas. Finalmente, el cuarto grupo muestra el empleo de programas informáticos usados en el diseño, explotación y mantenimiento de plantas de ósmosis inversa.

Se hace patente que la frontera de cada uno de estos subgrupos no está perfectamente delimitada dado que existe literatura científica que puede satisfacer más de un criterio.

La revisión bibliográfica presentada en el presente capítulo se ha realizado tanto solicitando los correspondientes artículos al responsable de la Biblioteca de Ingenierías de la ULPGC como mediante el portal FARO. Con estas siglas se conoce el Facilitador de Acceso a los Recursos On-line de la ULPGC, el cual incluye revistas electrónicas, libros electrónicos, tesis, patentes, normas, e-prints, catálogos de bibliotecas, recursos web, enciclopedias y diccionarios electrónicos, prensa electrónica y boletines oficiales. En la Tabla 2.1 se indican las distintas fuentes

documentales consultada para la elaboración de esta tesis. Como se observa se ha consultado más de setenta artículos en casi una veintena de revistas científicas indexadas.

Fuente	ISSN	Publicaciones en 2008	Índice de impacto 2008	Índice de impacto 5 años	Número de documentos referenciados
Advances in Engineering Software	0965-9978	90	1,188	1,048	1
Archives of Microbiology	0302-8933	128	1,975	–	1
Atmospheric Environment	1352-2310	773	2,890	3,423	1
Biochimica et Biophysica Acta-General Subjects	0304-4165	162	2,713	2,604	1
Chemical Engineering Communications	0098-6445	104	0,585	–	1
Chemical Engineering Journal	1385-8947	647	2,813	2,773	1
Chemical Engineering Science	0009-2509	507	1,884	2,177	1
Current Opinion in Biotechnology	0958-1669	85	7,485	7,744	1
Desalination	0011-9164	747	1,155	1,394	40
Environmental Science & Technology	0013-936X	1378	4,458	–	1
Journal American Water Works Association	0003-150X	91	0,561	–	3
Journal of Applied Polymer Science	0021-8995	2050	1,187	–	4
Journal of Bacteriology	0021-9193	909	3,636	–	1
Journal of Colloid and Interface Science	0021-9797	815	2,443	2,755	1
Journal of Environmental Science	1001-0742	234	0,720	–	1
Journal of Membrane Science	0376-7388	799	3,247	3,673	11
Simulation Modelling Practice and Theory	1569-190X	122	0,586	0,753	1
Water Research	0043-1354	509	3,587	4,274	2
Water Science and Technology	0273-1223	604	1,005	–	1

Tabla 2.1: Fuentes bibliográficas referenciadas en esta tesis

2.1. Procesos de membrana en tratamientos de aguas residuales

En la Tabla 2.2 se muestra, de forma general, una clasificación de los procesos de membrana en los tratamientos de aguas residuales junto con la fuerza conductora necesaria para llevar a cabo el proceso de separación.

PROCESO	FUERZA DIRECTORA
Microfiltración	Gradiente de presión (0,1 – 5 bar)
Ultrafiltración	Gradiente de presión (1 – 10 bar)
Nanofiltración	Gradiente de presión (10 – 40 bar)
Ósmosis inversa	Gradiente de presión (10 – 200 bar)
Pervaporación	Gradiente de presión de vapor
Electrodialisis	Potencial eléctrico
Permeación de gas	Gradiente de presión
Dialisis	Gradiente de concentración

Tabla 2.2: Fuerza conductora en los procesos de separación a través de membranas

El comienzo de la investigación bibliográfica se centra en la ósmosis inversa debido a que la EDAR de Hoya del Pozo presenta un módulo de ósmosis inversa sobre el que se pretende estudiar su ensuciamiento y porque este proceso, en general, es muy adecuado en el tratamiento de aguas depuradas, destacando que:

- Requieren bajo mantenimiento debido a su sencillez de diseño y operación y porque, al ser modulares, permiten ampliaciones sencillas.
- Eliminan contaminantes orgánicos e inorgánicos simultáneamente.
- Permiten la recuperación y reciclado de residuos sin efectos secundarios sobre dicho residuo.
- Requieren, a veces, menor consumo energético y bajos costes de inversión y operación que otros sistemas de tratamiento convencionales.
- Pueden reducir considerablemente el volumen de residuos de forma que puedan ser tratados más eficientemente y rentable mediante otros procesos tales como la incineración

Además, los sistemas de ósmosis inversa pueden reemplazar o usarse junto con otros procesos tales como oxidación, adsorción, microfiltración, ultrafiltración y reactores biológicos para producir un agua producto de alta calidad que se pueda reutilizar.

2.1.1. Ósmosis inversa

La aplicación de membranas de ósmosis inversa al tratamiento de aguas residuales urbanas se ha realizado de forma exitosa. La ósmosis inversa puede eliminar sólidos disueltos que no se pueden eliminar mediante procesos convencionales o biológicos. Sin embargo, se necesitan pretratamientos y limpiezas periódicas para mantener caudales de agua producto aceptables.

El tratamiento de aguas residuales urbanas no es una tarea sencilla de realizar debido al carácter variable del afluente, tanto desde el punto de vista del caudal como de las concentraciones de sus constituyentes. Por este carácter general, no son muy numerosos los trabajos de investigación que se han realizado sobre las aguas residuales urbanas.

En cambio, dentro de la bibliografía que se ha podido consultar para construir el marco de referencia que delimita este estudio, se ha tenido la oportunidad de encontrar diferentes trabajos sobre tratamientos de aguas residuales industriales, pero no cualquier tipo de aguas industriales sino aguas con componentes específicos. Por ejemplo, efluentes de aguas textiles, de la industria del papel, de la industria láctea, aguas con alta concentración de nitrógeno, ...

Las aplicaciones documentadas de procesos de ósmosis inversa incluyen el tratamiento de aguas residuales urbanas, aguas producto de recubrimiento electrolítico, de industrias de papel, químicas, petroquímicas, textiles, de alimentación, radiactivas y aguas de acuíferos contaminados [Cartwright, 1985], [Ghabris et al., 1989], [Slater et al., 1983] y [Williams et al., 1992].

Se han realizado numerosos estudios de separación de contaminantes orgánicos e inorgánicos mediante membranas de ósmosis inversa. Sourirajan [Sourirajan, 1970] encontró que la separación de materia orgánica puede variar ampliamente dependiendo de sus características (polaridad, tamaño, carga, etc.) y de las condiciones de operación (pH, presión de alimentación, etc.). En 1972, Anderson mostró algunos de los factores que influyen en la separación de materia orgánica mediante membranas de acetato de celulosa [Anderson et al., 1972].

Los estudios iniciales mostraron que se pueden conseguir altas eliminaciones de sólidos totales disueltos¹ y eliminaciones moderadas de materia orgánica [Fang y Chian, 1976].

Varios estudios se han desarrollado para comparar el rechazo de materia orgánica de membranas de acetato de celulosa con otros tipos de membranas. Muchos de estos estudios han indicado que las membranas de poliamidas aromáticas y las compuestas, generalmente, presentan mayores rechazos que las de acetato de celulosa. Kurihara elaboró un listado de rechazo de diversas materias orgánicas de la membranas compuestas Toray PEC-1000 [Kurihara et al., 1981].

Años más tarde, otros autores, realizaron estudios para varios solutos orgánicos polares [Koyama et al., 1982] (alcoholes, fenoles, ácidos carboxílicos, aminas y cetonas) y varios derivados fenólicos [Koyama et al., 1984] mediante una membrana compuesta. Encontraron que los principales factores que afectan al rechazo incluyen el peso molecular, la polaridad y el grado de disociación para compuestos iónicos.

Por otro lado, los experimentos realizados por Tödtheide mostraron que, empleando membranas de poliamida aromáticas, la presión osmótica no tiene ninguna influencia sobre la retención de ácidos carboxílicos. Además, observaron que existía una correlación lineal entre la concentración de una disolución y la presión osmótica [Tödtheide et al., 1997].

Una aplicación muy concreta de la ósmosis inversa en el tratamiento de aguas residuales industriales es la llevada a cabo por investigadores [Xijun Chai et al., 1997] de la Universidad de Hong Kong con el objeto de tratar aguas procedente del proceso de galvanoplastia con alto contenido en cobre (340 ppm). La concentración del agua producto que obtuvieron resultó ser inferior a 4 ppm. También demostraron que el caudal del permeado se incrementó al aumentar la caída de presión transmembrana y la temperatura de operación.

Otra línea de trabajo relacionada con el tratamiento de aguas residuales mediante ósmosis inversa es aquella que plantea el reciclado, al final de su ciclo de vida, de membranas empleadas en desalinización de agua de mar. Las membranas usadas se pueden tratar mediante oxidantes químicos para limpiarlas y reutilizarlas, tales como el permanganato potásico o el hidróxido de sodio [Rodríguez, J.J. et al., 2002].

Asimismo, otros autores, [Veza, J.M. y Rodríguez, J.J., 2003], plantean la modificación de las membranas de ósmosis inversa usadas en desalinización de agua de mar para su reutilización como membranas de filtración, principalmente para disminuir los sólidos en suspensión en el tratamiento terciario de aguas residuales urbanas. Mediante una solución de permanganato de potasio consiguieron disminuir las propiedades de rechazo de sales de las membranas. Las membranas reutilizadas demostraron ser capaces de reducir los sólidos suspendidos.

Por último, autores suecos que han estudiado el agua residual de un polígono industrial, han demostrado que es más rentable aplicar pretratamientos rudimentarios a la ósmosis inversa que realizar limpiezas periódicas de las membranas de ósmosis. A esta conclusión llegan después

¹En inglés, Total Dissolved Solids (TDS)

de realizar un estudio económico de los costes de operación en ambas situaciones [Into et al., 2004].

La ósmosis inversa se presenta como uno de los procesos avanzados que permite desalinizar el effluente de un tratamiento secundario. Una revisión de los principales métodos avanzados es la que propone Sonune [Sonune y Ghate, 2004] y muestra cinco tipos básicos: destilación, ósmosis inversa, electrodiálisis, intercambio iónico y desalinización por congelación.

La utilización de membranas de ósmosis inversa se ha extendido, desde el desarrollo inicial de las membranas de acetato de celulosa a principios de los años 60, no sólo a los procesos de desalinización tradicionales sino también a una amplia variedad de aplicaciones de tratamiento de aguas residuales [Williams, 2004].

No sólo se ha investigado en aplicaciones de la ósmosis inversa en aguas residuales sino que también se ha intentado optimizar el proceso mediante técnicas sólidamente contrastadas por la comunidad científica como puede ser el método Taguchi. En concreto, coincide con [Xijun Chai et al., 1997] al demostrar que la temperatura del agua de alimentación y la presión transmembrana influyen directamente sobre el caudal del agua producto. En el estudio realizado por estos investigadores, el caudal pasó de 58 l/m²·h a 69 l/m²·h mediante la aplicación del método de Taguchi [Madaeni, S.S. y Koocheki, 2006].

En la conferencia celebrada en Toulouse sobre membranas² se presentó un estudio de sobre el rechazo y el ensuciamiento de una membrana de nanofiltración y otra de ósmosis inversa de baja presión a partir de dos muestras de distintos effluentes de secundario. Uno proviene de un proceso convencional de fangos activados unido a una ultrafiltración y el otro proviene de un reactor biológico de membrana. Independientemente de la procedencia del effluente, la ósmosis inversa resultó ser la mejor solución para prevenir la contaminación [Jacob et al., 2010].

2.1.2. Nanofiltración

En este caso particular, la revisión bibliográfica se ha realizado considerando como palabras clave nanofiltración, aguas residuales y ensuciamiento. Los resultados obtenidos son, en su mayoría, posteriores al año 2000 debido a que sus aplicaciones industriales han surgido después de la aparición de las membranas de ósmosis inversa.

Las membranas de nanofiltración se caracterizan porque requieren presiones de trabajo de 10 a 40 bar y son capaces de retener iones polivalentes y sustancias diluidas. Por ello, tiene múltiples aplicaciones aunque sólo se mencionarán unas pocas referencias que relacionan la nanofiltración al tratamiento de aguas residuales.

El ensuciamiento de este tipo de membranas ha sido estudiado por investigadores de China [Zhi Wang et al., 2005], los cuales emplearon agua con ácidos húmicos. Demostraron que las condiciones hidrodinámicas y la composición química del agua de alimentación podría influir en la tendencia al ensuciamiento. Los experimentos indicaron que las superficies de la membra-

²Membranes in Drinking Water Production and Wastewater Treatment, Octubre de 2008, Toulouse, Francia

na prefirieron absorber cationes divalentes (Ca^{2+} , Mg^{2+}) que aniones divalente (SO_4^{2-}) debido a que la membrana tenía carga negativa.

Otra aplicación bien documentada ha aparecido en España en donde existe una amplia tradición en el curtido de pieles. Este tipo de industrias generan líquidos que contienen gran cantidad de materia orgánica, sulfatos y cloruros. De hecho, este agua residual puede tener una conductividad cercana a 75 mS/cm [Bes-Piá et al., 2008]. Mediante membranas de nanofiltración se puede reciclar estas aguas residuales obteniéndose un concentrado con una alta concentración de sulfatos que se puede reutilizar en baños de decapado. El agua producto se puede emplear para remojar las pieles en bidones. Mediante el uso de una membrana de arrollamiento espiral (Desal-5 DK de la casa GE-OSMONICS) sometida una presión transmembrana de 15 bar, con un caudal de alimentación de 400 l/h y a una temperatura de 25°C, demostraron que la calidad final de las pieles remojadas con agua producto de nanofiltración se mantenía constante [Bes-Piá et al., 2008].

Hay estudios que comparan el empleo de la nanofiltración de forma directa con la ultrafiltración seguida de nanofiltración [Gozálvez-Zafrilla, J.M. et al., 2008]. En este último caso, el caudal permeado del proceso de nanofiltración se incrementó bastante (sobre el 50 %) y la concentración de DQO en el agua de alimentación se redujo alrededor del 40 %.

Autores italianos [Iaquinta et al., 2009] proponen optimizar el proceso de nanofiltración cuando se aplica a aguas residuales procedentes del procesado del tomate. Estas aguas contienen materia orgánica, sólidos en suspensión y partículas de tierra por lo que el tratamiento se realiza en dos etapas. La primera se basa en un pretratamiento biológico y la segunda utiliza un proceso de nanofiltración. Estos investigadores optimizaron el caudal crítico necesario y concluyeron afirmando que los problemas de ensuciamiento se pueden evitar haciendo que los caudales por unidad de superficie de permeado sean inferiores a 8,2 l/(h·m²).

Por otro lado, las membranas de nanofiltración están indicadas en el tratamiento de aguas textiles que contienen tintes o colorantes [Woei-Jye Lau y Ismail, A.F., 2009].

Una aplicación de las membranas de nanofiltración en aguas residuales con contenido en materia orgánica es la estudiada por investigadores chinos [Zhang et al., 2009]. Empleando membranas con límite de peso molecular³ entre 2 y 100 kDa⁴ identificaron la distribución característica del peso molecular sobre la disminución del caudal. Los resultados experimentales demostraron que el 45,61 % de la materia orgánica total pertenece al grupo de bajo peso molecular. Por ello, la distribución del peso molecular tiene un efecto significativo sobre el ensuciamiento de las membranas. Cuando el peso molecular era inferior a 30 kDa (bajo peso molecular) se obtuvo la máxima disminución del caudal.

³MWCO: Molecular Weight Cut-Off

⁴Dalton (Da): unidad de masa atómica que equivale a la duodécima parte de la masa de un átomo de carbono-12, es decir, 1 Da = 1,660538782·10⁻²⁴ g

2.1.3. Ultrafiltración

Al igual que los dos tipos de membranas anteriores, las de ultrafiltración se han empleado principalmente para el tratamiento de aguas residuales específicas como pueden ser textiles o urbanas. Pero este tipo de membranas no sólo se ha empleado de forma aislada sino de forma conjunta con las de ósmosis inversa. Es decir, el agua residual pasa primero a través de un proceso de ultrafiltración y posteriormente por un proceso de ósmosis inversa. En definitiva, la ultrafiltración se toma como pretratamiento de la ósmosis inversa.

Las principales ventajas de las membranas de ultrafiltración son el gran caudal que admiten, las bajas presiones transmembrana que se requieren (1–10 bar) y los bajos costes de energía que conlleva. En cambio, el principal inconveniente que presenta el uso de membranas de ultrafiltración es el ensuciamiento de las mismas, el cual es una consecuencia natural del proceso de separación por membrana.

A pesar de los inconvenientes, las membranas de ultrafiltración se han empleado en la recuperación de aguas residuales de forma satisfactoria. Según Abdessemed [Abdessemed et al., 1999], la eliminación de materia orgánica y de sólidos en suspensión se consiguió haciendo pasar el agua bruta por un filtro de arena. Posteriormente, se llevó el agua a una membrana de ultrafiltración y se obtuvo un agua producto que presentó unos valores bajos de DQO (12 mg/l) y de DBO₅ (5 mg/l) siendo apta para su reutilización en agricultura.

La ultrafiltración se ha empleado como paso previo a la ósmosis inversa, tal como ha estudiado [Fratila-Apachitei, L.E. et al., 2001], de forma que mediante la ultrafiltración se reduce la turbidez y mediante la ósmosis inversa se disminuye la salinidad.

Estos investigadores han empleado aguas residuales procedentes de procesos petroquímicos y de refinería, las cuales se caracterizan por tener alta turbidez y salinidad. Emplearon membranas de ultrafiltración y flujo convencional⁵ con dos diferentes límites de peso molecular, de 50 y 150 kDa. Las membranas eran poliméricas de fibra hueca de la marca Norit Membrane Technology hechas de polietersulfona (PES) y envueltas con una capa anti-ensuciamiento de polivinilpirrolidona. El análisis superficial de las membranas de ultrafiltración mediante un microscopio FESEM⁶ reveló para las dos membranas diferente morfología superficial y tamaños de poro y porosidad comparables. La membrana de 50 kDa mostró más poros interconectados y una estructura superficial específica consistente en una red parecida a puentes alrededor de los poros. Los resultados obtenidos mostraron que la membrana de 150 kDa redujo rápidamente el caudal (el 20 % en 2 minutos) lo que hizo necesario aplicar retrolavados. En cambio, la membrana de 50 kDa disminuyó el 20 % del caudal en 20 minutos.

Investigadores de la Universidad de Calabria (Italia) [Turano et al., 2002] estudiaron el empleo de membranas de ultrafiltración combinado con una centrifugación previa del agua procedente de almazara o molino de aceite. Mediante esta técnica consiguieron reducir los sólidos suspendidos en un 80 % y la demanda química de oxígeno en un 90 %.

⁵También llamado *frontal* o *dead-end* porque el flujo del agua es perpendicular a la superficie de filtración

⁶Field Emission Scanning Electron Microscopy

Una experiencia práctica que se ha realizado en la isla de Gran Canaria es la descrita por [Broens et al., 2004] en la que la ultrafiltración ha sido el pretratamiento del agua residual urbana que posteriormente se ha procesado mediante electrodiálisis reversible con la idea de producir 20 000 m³/día de agua de riego.

La eliminación, mediante ozono, del ensuciamiento de las membranas de ultrafiltración ha sido estudiada por [Shu-Hai You et al., 2007]. Para el estudio emplearon membranas de polifluoruro de vinilideno (PVDF) y aguas residuales procedentes de un polígono industrial.

Las observaciones que hicieron mediante microscopio⁷ mostraron que mediante la dosificación continua (8,79 mg/min.) del ozono en el afluente se eliminó bastante material que estaba obstruyendo la membrana.

También, la utilización de membranas de ultrafiltración en el tratamiento de aguas residuales se ha llevado a cabo con agua industrial, más concretamente de la industria textil, que son consideradas las más contaminantes de todos los sectores industriales [Barredo-Damas et al., 2010]. Estos investigadores de la Universidad Politécnica de Valencia estudiaron tres diferentes membranas cerámicas (de 30, 50 y 150 kDa) y demostraron que estas membranas pueden ser una alternativa como pretratamiento. Asimismo, concluyeron que aunque el ensuciamiento fue significativo en las tres membranas estudiadas, resultó ser más evidente en las de mayor límite de peso molecular (MWCO).

2.1.4. Microfiltración

La investigación sobre la microfiltración se ha centrado en su aplicación a aguas residuales y en su ensuciamiento. Los resultados obtenidos van en la misma línea que los de la ultrafiltración destacando que las membranas de microfiltración presentan buenos resultados cuando se emplean como pretratamiento de otros procesos de membrana como la ósmosis inversa.

Un artículo interesante es el que describe el estudio de una planta piloto de 10 m³/día de capacidad máxima cuya filtración se realiza mediante membranas de microfiltración. Este trabajo fue desarrollado por investigadores de Corea del Sur [Kyu-Hong Ahn y Kyung-Guen Song, 1999]. Emplearon membranas de microfiltración de fibra hueca con un tamaño de poro de 0,1 μ m y un área efectiva de 20 m². Descubrieron que mediante agitación del agua residual se reducía el ensuciamiento y que a pesar de la limpieza química que aplicaron, el ensuciamiento de la membrana se seguía produciendo aunque lentamente. Los resultados obtenidos, en este caso particular, fueron DQO: 30 mg/l, DBO₅: 10 mg/l, COT: 10 mg/l, turbidez: 1 UNT y SS: 2 mg/l.

Un estudio de membranas de microfiltración con aguas residuales fue el realizado por investigadores de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria [Suarez, J.A. y Veza, J.M., 2000] empleando seis módulos de membranas de fibra hueca, marca MEMCOR modelo 6M10C. Cada uno de los módulos contiene unas 18 000 fibras huecas de polipropileno de 310 μ m de diámetro interior y 170 μ m de espesor, con un tamaño de poro de 0,2 μ m. El estudio

⁷SEM:scanning electron microscope

estaba enfocado a comparar los resultados experimentales con dos modelos ya conocidos, el de resistencias en serie y el de leyes de bloqueo. Ambos modelos se estudiaron tanto para caudal constante como variable. Los resultados concluyeron que el modelo de resistencia en serie se ajustó mejor a los datos reales que el modelo de leyes del bloqueo.

Otros autores han demostrado que las membranas de microfiltración son excelentes como pretratamiento de la ósmosis inversa ya que reducen los costes de inversión y operación a la vez que mejora el rendimiento del proceso. También puede admitir una amplia variedad de tipos de aguas (industriales, urbanas, ...) [Durham et al., 2002]

Un gran inconveniente de las membranas de microfiltración en el tratamiento de aguas residuales es la rápida disminución del caudal de permeado debido al ensuciamiento de las membranas. Por ello, [Lim, A.L. y Renbi Bai, 2003] a dos tipos diferentes de aguas residuales, aplicaron tres métodos de limpieza: retrolavado con agua limpia, ultrasonidos y limpieza química. Los resultados mostraron que los ultrasonidos, aplicados periódicamente, eran eficaces para la eliminación de la torta formada en la superficie. A pesar de ello, esta técnica no permitió recuperar el caudal de permeado

El ensuciamiento de estas membranas, operando en diferentes situaciones, ha sido estudiado, por ejemplo, con efluentes de un tratamiento secundario seguido de una coagulación-floculación y ozonización. En el sistema coagulación-floculación-microfiltración, la eliminación de DQO y de fósforo se mejoró gracias al policloruro de aluminio [Chanhyuk Park et al., 2010] como coagulante.

Recientemente se ha publicado un artículo que relaciona el trinomio microfiltración-ósmosis inversa-bioensuciamiento [Herzberg et al., 2010], en el que muestra que el pretratamiento con microfiltración se consigue reducir la disminución del caudal de permeado.

2.2. Modelado de membranas

Una de las inquietudes iniciales desde la aparición de las membranas era tratar de describir de forma matemática su comportamiento, es decir, determinar su principio de operación o funcionamiento. El primero en obtener una expresión matemática basada en membranas de ósmosis inversa fue Sourirajan [Sourirajan, 1970].

Al realizar revisión bibliográfica sobre herramientas matemáticas que describen el funcionamiento de las membranas de ósmosis inversa se observó la posibilidad de dividir la información encontrada en los subgrupos siguientes:

- Modelos matemáticos de membranas
- Dinámica de fluidos computacional aplicada a membranas
- Modelos matemáticos de polarización por concentración
- Diseño y operación de plantas de ósmosis inversa

2.2.1. Modelos matemáticos de membranas

La tecnología de separación con membranas tiene como principio que los componentes de las mezclas líquidas o gaseosas pueden pasar selectivamente a través de una membrana determinada, bajo ciertas condiciones de operación, dando lugar a lo que se conoce como fenómenos del transporte. El principal propósito de una ecuación de transporte a través de membranas es la predicción real del comportamiento de la membrana.

En principio, las teorías que pueden explicar los fenómenos de transporte en estado líquido se pueden agrupar en tres categorías [Benito, J.M. et al., 2004]:

- Termodinámica de los procesos irreversibles.
- Teoría del flujo preferencial mediante absorción capilar.
- Modelo de la solución-difusión.

De estos modelos el más aceptado por los fabricantes de membranas de ósmosis inversa es el de solución-difusión.

2.2.1.1. Modelo de la termodinámica de los procesos irreversibles

Este modelo considera que la membrana separa el sistema en dos fases. Este procedimiento es útil, especialmente cuando la estructura de la membrana no se conoce y el mecanismo de transporte dentro de ella no es enteramente comprendido. De esta forma se plantea la hipótesis de que el sistema se divide en subsistemas, en los cuales existe un equilibrio, y por tanto se puede describir por parámetros termodinámicos. Según Kedem y Katchalsky, los primeros investigadores en desarrollar ecuaciones basadas en esta teoría aplicable a membranas, para soluciones acuosas no electrolíticas de un único soluto y a temperatura constante se obtienen las siguientes ecuaciones [Kedem y Katchalsky, 1958]:

$$J_V = L_V(\Delta P - \sigma \Delta \pi_w)$$

$$J_s = C_{s,av}(1 - \sigma)J_V + C_{s,av}\omega \Delta \pi_w \quad (2.1)$$

donde J_V es el volumen de flujo total, L_V el coeficiente de filtración, ΔP la presión transmembrana, σ el coeficiente de acoplamiento, $\Delta \pi_w$ diferencia de presión osmótica a través de la membrana, J_s es el volumen molar de soluto, $C_{s,av} = \Delta C_s / \Delta \ln C_s$ es la media logarítmica de las concentraciones del soluto a través de la membrana, y ω es la permeabilidad del soluto a un volumen de flujo cero.

En estas ecuaciones, los coeficientes relacionados con el sistema deben ser determinados experimentalmente y dependen de la concentración y composición. Como consecuencia es problemático encontrar correlaciones empíricas para la predicción de dichos coeficientes [Bitter, 1991].

En el año 2000, Lianfa Song, de Hong Kong, publicó un nuevo modelo termodinámico del transporte de soluto a través de membranas de ósmosis inversa en el que redefinió las

ecuaciones dadas por Kedem y Katchalsky. El nuevo modelo puede describir correctamente no sólo la dependencia del rechazo de sales sobre la presión y la concentración de sales sino también la no linealidad entre el caudal y la presión [Song, 2000].

2.2.1.2. Teoría del flujo preferencial mediante absorción capilar

Desde ya hace mucho tiempo se conoce la capacidad de las membranas para separar, pero sólo hasta 1960 tienen alguna importancia con Loeb y Sourirajan, cuando estos consiguieron la primera membrana sintética simétrica, utilizada en la obtención de agua potable a partir de agua de mar, y desde entonces esta técnica ha evolucionado mucho, y se han obtenido membranas de muy variadas condiciones, y resistentes a diversos agentes químicos [Mulder, 2003].

En 1970 Sourirajan [Sourirajan, 1970] postula esta teoría tomando como base los siguientes puntos:

- La separación en base a tamaños moleculares se lleva a cabo por osmosis inversa.
- Las membranas son preferentemente mojadas por el disolvente formando así una película absorbida que impide al soluto introducirse en la membrana.
- La membrana debe ser altamente porosa y heterogénea. Teniendo en cuenta esto, el mecanismo de separación está parcialmente gobernado por fenómenos superficiales y parcialmente por transporte del fluido bajo presión a través de la membrana. Por lo tanto, el disolvente absorbido se verá presionado a través de los poros.

Sourirajan concluye que existe un tamaño de poro crítico que produce la retención óptima del soluto y la permeabilidad del fluido, el cual sería dos veces el espesor de la capa absorbida.

Así, por ejemplo, para un soluto, este modelo contendría cuatro parámetros: permeabilidad del disolvente puro, el parámetro del transporte de soluto, concentración del soluto sobre la superficie de membrana que está en contacto con el flujo de alimentación y el coeficiente de transferencia de masa del soluto (el cual contiene el espesor de la capa absorbida de agua).

En la práctica los dos últimos parámetros deben ser determinados empíricamente y dependen de las propiedades de la membrana y de las condiciones de trabajo. Otra objeción a este modelo es la hipótesis de la presencia de poros de tamaño molecular en la membrana, a través de los cuales tiene lugar el transporte de soluto vía flujo viscoso [Bitter, 1991].

2.2.1.3. Modelo de solución-difusión

El modelo solución-difusión propuesto por [Lonsdale et al., 1965] describe el transporte de soluto y disolvente a través de las membranas en términos de las afinidades relativas de estos componentes para la membrana y su transporte difusivo por el interior de la fase membrana.

Según este modelo de solución-difusión cada permeado se disuelve en el material de membrana y pasa por difusión en respuesta al gradiente existente en el potencial químico. Es decir, tanto el soluto como el disolvente se disuelven en las capas de una superficie homogénea no

porosa de la membrana y entonces cada uno difunde de una manera desacoplada debido a su propio gradiente de potencial químico, este gradiente es el resultado de las diferencias de concentración y de presión a través de la membrana.

Las ecuaciones de flujo de disolvente y de soluto de Lonsdale son respectivamente:

$$J_w = K_w \frac{(\Delta P - \Delta \pi_w)}{l} \quad (2.2)$$

$$J_s = D_s k_s \frac{(C_R - C_P)}{l} \quad (2.3)$$

donde J_w es el flujo de disolvente, $K_w = D_w C_w V_w / RT$ es la permeabilidad del disolvente, D_w y D_s son las difusividades del disolvente y el soluto en la membrana respectivamente, C_w la concentración del disolvente en la membrana, V_w el volumen molar parcial del disolvente, R la constante de los gases, T la temperatura, l el espesor de la membrana, K_w coeficiente de distribución del soluto, C_R y C_P son las concentraciones del soluto en el lado del flujo retenido y en el lado del permeado respectivamente.

Según la ecuación 2.3 el flujo de soluto es independiente de la presión aplicada, mientras que el flujo del disolvente aumenta proporcionalmente con ella, por tanto la selectividad se incrementa con la presión.

El problema que presenta el modelo de solución-difusión reside en la obtención de las ecuaciones, ya que se han obtenido de transportes no acoplados y, por tanto, son incapaces de predecir efectos mutuos o simultáneos de varios permeados.

A principios de los 80 [Jonsson, 1980] modificó el modelo de solución-difusión, cuando incluyó el efecto de la presión sobre el transporte de soluto.

[Burghoff et al., 1980] reconocieron que el modelo de solución-difusión no explicaba las retenciones negativas de soluto y formularon el modelo de solución-difusión extendido. Disoluciones con ciertos solutos orgánicos sufren un enriquecimiento anómalo cuando se emplean membranas de acetato de celulosa haciendo que la concentración del permeado sea superior a la de la alimentación. Por ello, demuestran que el caudal de soluto responde a la ecuación 2.4:

$$J_s = \frac{D_{sm} K_{sm}}{\delta} (C_F - C_P) + L_{SP} \Delta P \quad (2.4)$$

Este modelo de solución-difusión extendido sirve para predecir las retenciones negativas en sistemas como los de separación de fenol utilizando membranas de acetato de celulosa [Pusch, 1986].

Otros modelos, como los de flujo viscoso [Bitter, 1991] han descrito el flujo por convección pero es preciso determinar experimentalmente los parámetros. Además, en los parámetros se muestra dependencia con la concentración y la presión transmembrana.

Los principios de la solución-difusión son aplicables a membranas con bajo contenido de solutos en el agua, tal como manifiesta [Bhattacharyya et al., 1992]

Diversos autores [Jamal et al., 2004] han desarrollado un modelo matemático de sistemas de ósmosis inversa que han sido validado con los resultados empíricos obtenidos por [Slater et al., 1985].

En 2004, [Paul, 2004] propuso una reformulación de la teoría de solución-difusión para membranas de ósmosis inversa. Para ello, realizó una revisión de la teoría de los procesos cuya fuerza directora es la presión en los que se da el mecanismo de solución-difusión. El tratamiento más riguroso de las condiciones de contorno termodinámicas conducen a modelos no lineales donde el flujo de disolvente debe alcanzar un valor límite. La reformulación se basó en adaptar las ecuaciones de Maxwell-Stefan [Krishna y Wesselingh, 1997].

Por último, en general los fabricantes de membranas de ósmosis inversa han elaborado herramientas informáticas para estimar el funcionamiento de las mismas. Las ecuaciones matemáticas empleadas se asemejan a las ecuaciones básicas del modelo solución-difusión. Esto se comprueba analizando la similitud entre la ecuación 2.2 y la obtenida del Manual Técnico de FilmTec™ [FilmTec™, 2008]:

$$Q_i = A_i \bar{\pi}_i S_E (\text{TCF})(\text{FF}) \left(P_{fi} - \frac{\Delta P_{fci}}{2} - P_{pi} - \bar{\pi} + \pi_{pi} \right)$$

2.2.2. Dinámica de fluidos computacional aplicada a membranas

La Dinámica de Fluidos Computacional⁸ proporciona una herramienta que permite describir los flujos en las membranas. Una aplicación de este método es la realizada por [Alexiadis et al., 2007] con el objeto de estudiar una membrana de ósmosis inversa. Los resultados que obtuvieron mostraron que para mejorar la precisión de los cálculos a alta presión se debe tener en cuenta que la permeabilidad de la membrana tiene que variar en función de la presión de operación.

Los datos experimentales comparados con los teóricos resultaron ser buenos –con un error medio del 7 %– para $\Delta P < 1198,7$ kPa (11,987 bar). En cambio, para valores mayores de caída de presión los resultados fueron menos ajustados, con un error medio del 11 %. Los autores sugieren que esto se debe a los cálculos se hicieron considerando constante el coeficiente de permeabilidad. Por ello, recalcularon los valores considerando el coeficiente de permeabilidad variable y obtuvieron unos resultados teóricos más cercanos a los experimentales.

En 2002, investigadores de Australia, [Wiley y Fletcher, 2002] estudiaron la aplicación de CFD al modelado de sistemas de membrana. Gracias a la naturaleza modular del modelo planteado consiguieron proponer una herramienta potente para el diseño y optimización de sistemas de membrana.

Estos mismos autores habían realizado, previamente aunque se publicó en 2003, un trabajo sobre técnicas de modelado mediante CFD de flujos en membranas [Wiley y Fletcher, 2003].

⁸En inglés, Computational Fluid Dynamics (CFD)

Una de sus conclusiones fue la necesidad de realizar un mallado muy fino en las proximidades de la membrana. El modelo propuesto permite de forma sencilla abarcar cualquier combinación de las variables flujo, rechazo, viscosidad o difusividad.

Existen modelos genéricos de dinámica de fluidos computacional que incorporan los efectos de propiedades variables, tales como difusividad y viscosidad, y describe el flujo a través de la membrana [Wiley y Fletcher, 2003].

Un trabajo interesante que realiza una simulación dinámica es el presentado por un equipo de investigadores alemanes [Jungblut et al., 1997]. En él, desarrollan un estudio del proceso de nitrificación que se da en el tratamiento de aguas residuales con materia biológica y concluyen que los datos experimentales concuerdan en buena medida con los teóricos.

Los métodos CFD se han usado para obtener una caracterización del patrón de flujo en un reactor de flujo vertical que realiza una desinfección de aguas residuales mediante radiación ultravioleta. Sobre la base del modelo realizado por [Janex et al., 1998], realizaron unas modificaciones en la geometría del reactor para evitar zonas de baja radiación ultravioleta y conseguir una óptima desinfección.

La eliminación de contaminantes en las aguas residuales se puede realizar mediante procesos físico-químicos en los que la coagulación y la floculación juegan un papel importante. Investigadores ingleses [J. Bridgeman, 2008] emplearon la dinámica de fluidos computacional para modelar el flujo en un decantador de ensayo y estudiar los efectos de la turbulencia. Esta técnica permite evaluar el rendimiento de floculadores existentes o el diseño de nuevas instalaciones.

Los mismos autores [J. Bridgeman, 2010] han desarrollado una simulación, mediante CFD, del comportamiento de los procesos de floculación a gran escala comúnmente empleados en el tratamiento de aguas residuales. Asimismo, han estudiado el modelo de un recipiente o contenedor de floculación mediante CFD.

Recientemente, se ha publicado un modelado mediante CFD de un reactor de flujo cruzado de aguas residuales. Este modelo tiene en cuenta las reacciones hidrodinámicas, de transferencia de masa y biológicas, que se dan en el reactor. Estos investigadores, [Le Moullec et al., 2010], midieron la concentración de DQO, nitratos, amonio y oxígeno en diferentes puntos a lo largo del reactor para su posterior comparación con los resultados teóricos. Los resultados mostraron que la simulación se ajustó bien a las concentraciones de DQO y de nitratos, pero un poco peor a la de oxígeno.

2.2.3. Modelos matemáticos de polarización por concentración

En todo proceso de separación con membrana, aparece siempre un gradiente de concentración cerca de la superficie de la membrana, debido al aumento de la cantidad de productos retenidos [Guizard y Rios, 1996]. Éste fenómeno es conocido como polarización por concentración⁹ y se hace más significativo al aumentar la corriente de flujo que atraviesa la membrana.

⁹Es el incremento de la concentración de soluto en la pared de la membrana por el lado de la alimentación

Este efecto reduce la permeabilidad de la membrana y provoca que las separaciones sean menos selectivas [Bitter, 1991].

Por ello, la polarización por concentración ha sido estudiada desde el punto de vista matemático. Uno de los primeros estudios de este tema fue realizada por [J.W. Carter et al., 1974]. Haciendo uso de membranas de ósmosis inversa de acetato de celulosa bajo condiciones de flujo laminar, estudió el caudal producto y la polarización por concentración a partir de las ecuaciones teóricas y las validó con los resultados experimentales.

En un artículo publicado en 2009 por Sergey Agashichev [Agashichev, 2009] se plantea un modelo que permite analizar la influencia del espesor de la capa de ensuciamiento sobre el grado de polarización por concentración, la presión osmótica y la permeabilidad de la membrana. Bajo una serie de supuestos concluye que en presencia de la capa gel, la concentración superficial de la membrana se mejora debido a la dificultad de difusión de sales iónicas. Por otro lado, para membranas con un moderado grado de rechazo, el aumento de la temperatura origina una disminución del grado de polarización por concentración en la superficie.

2.3. Ensuciamiento de membranas

El ensuciamiento se define como la acumulación de depósitos bióticos y abióticos sobre una superficie en contacto con un fluido. Los materiales depositados sobre la superficie de la membrana forman una estructura en forma de «torta». Las películas y deposiciones de tipo orgánico e inorgánico sobre las membranas modifican la constitución de la superficie de ésta y reducen la cantidad de permeado, aumentan la presión de trabajo necesaria y agudizan el fenómeno de polarización ya que retrasan la retrodifusión de las sales hacia la corriente principal [Carrasco Vega, 2003].

El ensuciamiento de la membrana es debido a la presencia de sustancias, en el agua de alimentación, que pueden interaccionar con la membrana, adsorbiéndose y precipitando en su superficie o penetrando en su interior, en cuyo caso son adsorbidas en las paredes de los poros, reduciendo el diámetro de paso de éstos. La acumulación de sustancias sobre la superficie de la membrana o en los poros reducen el rendimiento de la membrana.

La consecuencia del ensuciamiento es la formación de una torta que ocasiona una disminución del flujo de permeado, debido a una mayor resistencia de la membrana. Un aumento progresivo de la diferencia de presión transmembrana, con el fin de mantener el flujo de permeado, acelera el proceso de ensuciamiento, pudiendo llegar a una situación irreversible de taponamiento de la membrana, lo que haría necesario su sustitución.

En la mayor parte de las aplicaciones de las membranas de ultrafiltración y de microfiltración, en el tratamiento de aguas residuales, la resistencia de la torta influye en el caudal de permeado. La misma torta puede actuar como un filtro o bien como una segunda membrana al compactarse.

Una de las principales limitaciones de la aplicación de procesos de membrana en el tratamiento de aguas residuales es el ensuciamiento de materia inorgánica. A pesar de los estudios avanzados de la polarización por concentración y de las incrustaciones de materia inorgánica en las membranas de filtración, los mecanismos fundamentales y procesos involucrados en el ensuciamiento de materia inorgánica no se comprenden totalmente [Shirazi et al., 2010]. Asimismo, estos investigadores evaluaron los efectos de los parámetros de operación y de las propiedades de la membrana en la formación de incrustaciones de material inorgánico en la superficie de la membrana.

La materia orgánica presente en el agua residual¹⁰ juega un papel importante en el ensuciamiento de las membranas de nanofiltración y ultrafiltración. De forma natural la materia orgánica¹¹ presente en el agua suele contener compuestos como el ácido húmico, ácido fúlvico, sustancias hidrofóbicas, hidrofílicas y transfilicas.

Para explicar el ensuciamiento de las membranas con aguas residuales se ha estudiado la caracterización de la materia orgánica [Jarusutthirak et al., 2002], la cual contiene fracciones coloidales, hidrofóbicas y transfilica. La fracción de coloides está compuesta por polisacáridos, proteínas y aminoazúcares. Las fracciones hidrofóbicas y transfilica presentaron características similares a las de las sustancias húmicas, es decir, alta aromaticidad y grupos funcionales carboxílicos.

Cada muestra de materia orgánica presentó diferentes características en el ensuciamiento de membranas de nanofiltración y de ultrafiltración. La fracción coloidal mostró una disminución grande del caudal y un ensuciamiento en las membranas de nanofiltración y de ultrafiltración debido a los efectos del bloqueo del poro.

En cambio, las fracciones hidrofóbicas y transfilicas presentaron menor ensuciamiento y menor disminución del caudal que las coloidales. Esto se debe a su tamaño molecular así como a la repulsión electrostática entre ácidos orgánicos y la superficie de la membrana.

Una de las conclusiones presentadas por Jarusutthirak es que los polisacáridos y los aminoazúcares presentes en el agua residual son decisivos en el ensuciamiento de las membranas de nanofiltración y de ultrafiltración [Jarusutthirak et al., 2002].

Esta preocupación por los polisacáridos se ve reflejada en el artículo presentado por Broeckmann [Broeckmann et al., 2005] en el que estudian el ensuciamiento producido por una disolución que contiene polisacáridos. La celulosa es el principal constituyente polisacárido de los efluentes de materia orgánica por lo que los investigadores emplearon como soluto celulosa y celulosa microcristalina además de cloruro de calcio y de sodio.

Demostraron que al aumentar la concentración de celulosa se incrementó el ensuciamiento. Además, el calcio afectó más al caudal que el sodio de forma que los iones calcio influyeron directamente en el ensuciamiento de la membrana. También demostraron que la permeabilidad con valores de pH ácidos era relativamente baja y no estaba influida por los iones. Y, por último,

¹⁰EfOM: effluent organic matter

¹¹NOM: natural organic matter

el aumento del caudal, en forma de flujo cruzado, disminuye el ensuciamiento reversible pero incrementa el irreversible.

Particularizando en las membranas de ósmosis inversa, hace tiempo que los investigadores [Potts, D.E. et al., 1981] realizaron una revisión del ensuciamiento de las mismas. En su estudio aportan una visión general del proceso de ensuciamiento y describen la tecnología existente en aquel entonces para controlar el ensuciamiento.

Las membranas de ósmosis inversa también han sido estudiadas desde el punto de vista del ensuciamiento con materia orgánica, en concreto, materia orgánica hidrofílica [Lee et al., 2006]. Investigaron la influencia en el ensuciamiento de membranas de ósmosis inversa con ácido algínico, que es un tipo de polisacárido coloidal presente en el secundario de las aguas residuales. Las sales sódicas, cálcicas y potásicas (alginatos¹²) se usan como espesantes en la industria de la alimentación. Por ello, en presencia de iones calcio, se incrementa el ensuciamiento de las membranas.

Otro estudio que relaciona el comportamiento de los componentes orgánicos, en especial las sustancias poliméricas extracelulares (SPE), de las aguas residuales con el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa es el realizado por [Yan Zhao et al., 2010], los cuales se plantearon identificar las propiedades físico-químicas que gobiernan el proceso de ensuciamiento. Las sustancias SPE se extrajeron de la etapa de tratamiento biológico para evaluar su potencial de ensuciamiento en las membranas de ósmosis inversa mediante experimentos controlados de laboratorio.

Observaron una clara correlación entre las propiedades físico-químicas de fracciones de materia orgánica y su potencial de ensuciamiento. Bajo condiciones hidrodinámicas y químicas, la fracción neutra hidrofílica, compuesta principalmente por carbohidratos de pequeño tamaño, causó la mayor disminución de caudal y mostró una afinidad alta hacia la membrana. Las sustancias poliméricas extracelulares originaron menos ensuciamiento que los carbohidratos hidrofílicos.

Aunque estas sustancias SPE tendieron a acumularse sobre la membrana en gran cantidad, la capa de torta formada mostró constituir una resistencia, a la filtración, mucho más baja y mostró tener una menor afinidad a la membrana. La contribución, al ensuciamiento de las membranas, de sustancias húmicas acuosas y otras fracciones hidrofílicas se demostró ser mucho más baja que la de los carbohidratos hidrofílicos y las sustancias poliméricas extracelulares.

Finalmente, durante la fase de revisión bibliográfica se han encontrado estudios que evalúan el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa empleadas en la desalinización de agua de mar. Por tratarse de agua con diferentes propiedades y características diferentes de las aguas residuales, no se mencionan sus referencias bibliográficas.

¹²El alginato de sodio se emplean en odontología para crear moldes de dentaduras debido a la rápida gelificación

2.3.1. Orígenes del ensuciamiento

Los principales tipos de ensuciamiento en las membranas de ósmosis inversa son, según J.Sadhwani [Sadhwani Alonso, J.J., 2002]:

- Ensuciamiento por precipitaciones (de sales minerales y de óxidos metálicos)
- Ensuciamiento por depósitos (de partículas de gran tamaño, de sustancias coloidales y de sustancias biológicas)
- Ensuciamiento por circunstancias especiales (azufre coloidal y compuestos orgánicos)

La precipitación de sales minerales y de óxidos metálicos favorece la aparición de una capa o torta de materiales. Dentro de las sales minerales se pueden destacar el carbonato cálcico, sílice, fluoruro de calcio y sulfatos de calcio, bario y estroncio. Mientras que, por otro lado, los óxidos metálicos que pueden precipitar son los de aluminio, hierro y manganeso.

Por ello, hay autores que distinguen entre el ensuciamiento *por precipitación* y el ensuciamiento *adsortivo*. En el primero de ellos, la formación de la suciedad sobre la membrana se da cuando las sales están concentradas más allá de sus solubilidades. En el segundo, la adsorción o deposición de materiales en los poros de la membrana conduce a una reducción de diámetro del poro y, por consiguiente, a un aumento de la resistencia de la membrana.

El ensuciamiento disminuye con un adecuado pretratamiento, con la adición de productos químicos y con una limpieza periódica. Los ensuciamientos también pueden clasificarse en los cuatro tipos siguientes:

1. **Ensuciamiento coloidal:** Ocurre en todos los procesos de filtración por presión, independiente del origen de las aguas. El ensuciamiento coloidal se origina por los sólidos en suspensión que quedan atrapados en los poros de las membranas. Los coloides son arcillas, sílice, hidruros e hidróxidos metálicos y restos orgánicos. Estos contaminantes pueden eliminarse utilizando varios tipos de filtración antes del proceso de membranas.
2. **Incrustaciones:** Consiste en la precipitación de sales pocos solubles y metales. Son generalmente debidas a carbonato cálcico y sulfatos de bario, de calcio o de estroncio. Menos frecuentes son las incrustaciones de sílice, fluoruro cálcico y fosfato cálcico. En los sistemas de OI precipitan a veces hierro y manganeso como resultado de su oxidación con oxígeno u otros oxidantes químicos. Las incrustaciones pueden controlarse eficazmente añadiendo anti-incrustantes al agua de entrada o reduciendo el pH.
3. **Ensuciamiento biológico:** Ocurre en las membranas cuando se ha eliminado la cloración del agua de entrada o cuando el agua de entrada es biológicamente activa. El ensuciamiento biológico afecta a las membranas de varias maneras. Cuando las bacterias colonizan las membranas y se multiplican producen una mucosidad que supone un importante factor ensuciante. Tanto las bacterias como la mucosidad afectan a la superficie

de las membranas alterando sus condiciones y facilitando con ello el ensuciamiento coloidal o las incrustaciones. Las bacterias pueden llegar a colonizar la parte del permeado de la membranas en cuyo caso pueden aparecer contaminaciones de mucosa y bacterias en el permeado. El control del ensuciamiento biológico se realiza con la adición de cloro, productos químicos específicos y con limpiezas «in situ».

4. **Ensuciamiento químico:** Ocurre cuando compuestos orgánicos solubles se adhieren a la superficie de las membranas o reaccionan con otros aditivos o constituyentes presentes en el agua de entrada. El ensuciamiento químico puede controlarse con una selección cuidadosa de los aditivos químicos, el tipo de membranas y con limpiezas «in situ».

2.3.2. Bioensuciamiento

Se puede definir el bioensuciamiento como aquel ensuciamiento originado por sustancias orgánicas y se refiere a la acumulación no deseable de microorganismos sobre la superficie de la membrana. Esto ha originado el principal problema de la aplicación de procesos de membrana al tratamiento de aguas residuales.

El bioensuciamiento de las membranas es un ensuciamiento debido al crecimiento de células siendo ésta la principal característica que lo diferencia de los otros tipos de ensuciamiento. Según Characklis ([Characklis, W. G., 1990], [Characklis, W.G., 1991]), es la formación de una biocapa que da como resultado un grado inaceptable de pérdida de rendimiento del sistema. La formación de la biopelícula (*biofilm*) precede invariablemente al bioensuciamiento e implica la acumulación de microorganismos, tales como bacterias, hongos, microalgas, . . . , en una fase intermedia o interfase. El transporte de microorganismos a una interfase puede realizarse por difusión, sedimentación por gravedad o convección fluida [L.A. De Weger y B. Lugtenberg, 1987].

Las biocapas pueden cubrir o no el sustrato de forma uniforme y, como mínimo, constan de una capa, aunque usualmente múltiples capas de microorganismos vivos y muertos junto con sus productos extracelulares. Las bacterias se acumulan sobre las superficies de las membranas por procesos de agregación (p.e., adhesión, adsorción) o de crecimiento (p.e., multiplicación celular).

La adhesión es un prerrequisito para la formación de la biocapa e implica unas acciones de deposición entre el sustrato del polímero sintético y las estructuras adhesivas. La adhesión primaria se refiere a la agrupación inicial de células a un sustrato virgen, mientras que la adhesión secundaria implica la agregación a una biocapa preestablecida.

El bioensuciamiento de las superficies de las membranas es más problemático que el ensuciamiento coloidal abiótico o el depósito mineral, ya que las células se multiplican en una progresión geométrica, utilizando los nutrientes suministrados en el agua de alimentación.

Las bacterias de la biocapa obtienen carbono y energía para su crecimiento a partir de la materia orgánica disuelta en el agua de alimentación ([Huck, 1990], [Van der Kooij, 1990]), aun-

que los nutrientes adsorbidos también pueden ser movilizados y barridos de las superficies [B. Kefford y K. C. Marshall, 1982].

Las características de la biocapa capacitan a los microorganismos para sobrevivir y multiplicarse incluso en ambientes con concentraciones de nutrientes extremadamente bajas [Bryers, 1993] como los sistemas ultrapuros de agua que contienen unos $5 \mu\text{g/l}$ de carbono orgánico asimilable (COA).

Las mediciones del carbono orgánico asimilable proporcionan una indicación probabilística de la formación y extensión de la biocapa en sistemas de membrana.

El mayor problema que presenta el bioensuciamiento es que puede ocasionar el daño irreversible de la superficie activa de las membranas ya que están formadas por materia orgánica que puede ser atacada por los microorganismos presentes en el agua.

Se ha investigado la modificación de la superficie de la membrana de forma que se incremente su característica hidrofílica o se cambie la naturaleza de cargas de su superficie [Liu, C.X. et al., 2010]. De esta forma se ha demostrado que el bioensuciamiento no se ve muy afectado por las características hidrofílicas de las membranas. En cambio, la naturaleza de las cargas superficiales juegan un papel importante en el bioensuciamiento.

2.3.3. Modelado del ensuciamiento

Varios son los estudios que reflejan los diferentes enfoques que abordan el modelado matemático del ensuciamiento de las membranas.

Uno de ellos parte del modelo de solución-difusión y le incluye un nuevo parámetro que describe o representa el ensuciamiento de las membranas de ósmosis. Este ensuciamiento está relacionado con la resistencia total que ofrece la membrana al caudal de alimentación. De acuerdo con [Mulder, 2003], la velocidad de permeación convectiva (J) a través de la membrana se relaciona directamente con la diferencia de presiones aplicada entre alimentación y permeado, (ΔP), y en forma inversa con la viscosidad entre la solución y la membrana, (η), y la resistencia total a la velocidad de permeación como (R_T), tal como se recoge en la ecuación 2.5.

$$J = \frac{\Delta P}{\eta R_T} \quad (2.5)$$

En general, R_T representa la suma de todas las resistencias que intervienen en el proceso de membrana, es decir, contiene a la resistencia de la membrana (R_m), la resistencia por el bloque de los poros (R_p), la resistencia de la polarización por concentración (R_{cp}), la resistencia de adsorción de solutos (R_a) y a la resistencia de la capa gel (R_g).

Dependiendo del tamaño de la molécula (d) y del poro (d_p) se pueden dar los siguientes casos:

- $d > d_p$. La partícula no penetra en el poro y la adsorción sólo aparece en la superficie de la membrana.

- $d < d_p$. La partícula se cuela en el interior del poro ensuciándolo.

Otro modelo de los efectos del ensuciamiento sobre el rendimiento de una planta de ósmosis inversa con un pretratamiento de microfiltración fue propuesto por Hoek [Hoek et al., 2008]. El modelo considera las propiedades del sistema, la calidad del agua y el fenómeno de transporte.

Por otro lado, un estudio que muestra el modelado del ensuciamiento de las membranas y su disminución de caudal en membranas de ósmosis inversa es el realizado por investigadores de Irán [Mohammadi et al., 2003]. En concreto, emplearon agua con emulsiones de petróleo las cuales se consideran como uno de los principales contaminantes de las industrias. El empleo de membranas de ósmosis les permitió realizar la separación del crudo en sus ensayos experimentales.

El ensuciamiento coloidal ha sido estudiado por investigadores que desarrollaron un modelo teórico del ensuciamiento de membranas de ósmosis inversa mediante materia coloidal [Cohen, R.D. y Probstein, R.F., 1986]. Estos autores demostraron que existe una velocidad transmembrana umbral, alrededor de $5 \cdot 10^{-4}$ cm/s por debajo de la cual no disminuye el caudal.

2.3.4. Medida del ensuciamiento

Las membranas presentan una tendencia al ensuciamiento que puede evaluarse mediante una prueba o ensayo de filtrabilidad llamado «índice de densidad de sedimentos» (SDI). El procedimiento de determinación del SDI establece el empleo de una membrana de $0,45 \mu\text{m}$ que filtra un volumen de 500 ml de agua bruta. Se calcula el tiempo t_i necesario para filtrar dicho volumen. Luego se mide el tiempo requerido para filtrar el mismo volumen después de que la membrana ha sido usada.

El SDI es una media estática de la resistencia que se determina por muestras tomadas al comienzo y al final de la prueba, es decir, no es dinámico y no refleja el proceso de membrana de modo continuo. Según la norma ASTM D4186 se obtiene mediante la ecuación 2.6.

$$SDI = \frac{100(1 - \frac{T_{inicial}}{T_{final}})}{15} \quad (2.6)$$

Como alternativa al SDI apareció el MFI o «índice de ensuciamiento modificado»¹³ el cual se determina registrando cada 30 segundos durante un periodo de filtración de 15 minutos [Schippers y Verdouw, 1980]. El MFI se define como la pendiente de un flujo o caudal inverso frente a la curva de volumen acumulativo.

$$\frac{t}{V} = \frac{\eta R_m}{\Delta P A} + \frac{\eta I}{2 \Delta P A^2} V \quad (2.7)$$

siendo MFI la pendiente de la ecuación 2.7:

$$MFI = \frac{\eta I}{2 \Delta P A^2} \quad (2.8)$$

¹³En inglés, Modified Fouling Index

en donde ΔP es la presión transmembrana aplicada, η es la viscosidad del agua, A es la superficie de la membrana, I es un valor proporcional a la concentración del agua de alimentación $I = \alpha C_b$ y R_m es la resistencia de la membrana.

Para analizar los datos de una sistema integral se usa la «velocidad de ensuciamiento normalizada» o NFR¹⁴ propuesto por [Hamid et al., 2001]. La ventaja de este método es que es más sensible a los cambios en las condiciones de operación.

También se ha planteado medir el bioensuciamiento pero en agua de mar [Veza, J.M. et al., 2008]. Estos investigadores han estudiado el adenosín trifosfato (ATP¹⁵) como un indicador de biomasa. Entre los ensayos que realizaron, obtuvieron muestras de una toma de agua a mar abierto y de un pozo costero. Los resultados mostraron que el contenido de ATP en el pozo costero fue inferior que de mar abierto, como era de esperar.

2.4. Programas informáticos

Diversos fabricantes de membranas de ósmosis inversa han desarrollado herramientas informáticas que permiten predecir el funcionamiento de las membranas, atendiendo a criterios de producción y de calidad de aguas desalinizadas. Algunos de los fabricantes son:

- The Dow Chemical Company (FilmTec™)
- Hydranautics
- Toray Industries Inc.
- Du Pont de Nemours (Permasep™ Products)
- Koch Membrane Systems Inc.

Uno de los programas que destacan por su sencillez y fiabilidad es el del fabricante DOW Chemical llamado ROSA (Reverse Osmosis System Analysis). Como su propio nombre indica, permite diseñar sistemas mediante membranas de ósmosis inversa, en este caso, de la marca FilmTec™.

El factor de ensuciamiento que se emplea en el programa ROSA permite cuantificar el ensuciamiento sobre la superficie de la membrana acotándolo en el rango de cero a uno. Toma el valor igual a la unidad en las condiciones iniciales de puesta en funcionamiento (primeras horas de vida útil de la membrana). Disminuye dicho valor a medida que transcurre el número de horas de funcionamiento hasta alcanzar el valor cero.

Dicho ensuciamiento empeora las condiciones de funcionamiento de la membrana ocasionando mermas de producción y disminución del porcentaje de rechazo de sales. Para restaurar las condiciones iniciales de funcionamiento y en ausencia de limpiezas se puede actuar aumentando la presión de alimentación de forma que el caudal de permeado se mantenga constante y aumente el rechazo de sales.

¹⁴En inglés, NFR: normalized fouling rate

¹⁵ATP del inglés *adenosine triphosphate*

De los programas informáticos estudiados para esta tesis, **ROSA** se destaca porque incluye el factor de ensuciamiento o *fouling factor* de una manera sencilla. Además, proporciona una interesante documentación técnica sobre el proceso de ósmosis inversa llegando incluso a plantear las ecuaciones del modelo matemático predictivo.

Otro fabricante es Hydranautics el cual ha desarrollado una aplicación informática denominada **IMSDesing2010** para diseñar un sistema integrado de membranas de ósmosis inversa con sus membranas. Además, permite realizar simulaciones del efecto de los dispositivos recuperadores de energía. Mejora el factor de corrección por temperatura y permite relacionar la disminución del caudal de permeado con el factor de ensuciamiento.

Por otro lado, Toray, también aporta un programa informático para el diseño de sistemas de ósmosis inversa denominado **TorayDS**.

Du Pont patentó su primera membrana de ósmosis inversa en 1969 (configuración en fibra hueca). Desde entonces no ha dejado de trabajar en este campo, fruto de cuyo esfuerzo es el modelo PermasepTM. Numerosas publicaciones han sido realizadas con esta membrana.

Por último, el fabricante de membrana Koch Membrane Systems dispone de un programa específico de diseño y cálculo de sistemas de membranas denominado **ROPRO**.

Tal como se verá en el apartado 4.2.2, para la estimación del factor de ensuciamiento se ha empleado el programa **ROSA** debido a que, entre otras cosas, incorpora en su base de datos las características reales de las membranas existentes (configuración de arrollamiento en espiral) en la planta depuradora de Hoya del Pozo y, más concretamente, el modelo SW30HR-380 de FilmTecTM.

Objetivos Definitivos

Índice

3.1. Análisis de la situación	71
3.2. Objetivos definitivos	72

3.1. Análisis de la situación

Una vez realizada la revisión bibliográfica en la que se han mostrado las investigaciones realizadas y publicadas por la comunidad científica, se observa que, según la mayoría de los autores, los procesos de membrana son especialmente adecuados para el tratamiento de las aguas depuradas. Incluso, otros autores especifican que dichos procesos también son eficientes para eliminar determinados constituyentes.

Se destaca que la ósmosis inversa es el proceso de separación principalmente utilizado en el tratamiento de este tipo de aguas. Otros procesos de membrana suelen emplearse como pretratamientos complementarios a la ósmosis inversa ya que mejora el rendimiento del proceso.

Los modelos matemáticos empleados para describir el comportamiento de las membranas de ósmosis inversa se han basado, generalmente, en el modelo tradicional de solución-difusión. Los fabricantes de membranas han desarrollado aplicaciones informáticas que permiten simular el funcionamiento de sus membranas. Los parámetros que se destacan en cualquier herramienta de simulación de una membrana son el caudal de permeado y el rechazo de sales y, ambos, pueden verse afectados por el ensuciamiento de las membranas.

En las últimas versiones de aplicaciones informáticas algunos fabricantes ya incluyen la simulación de membranas con aguas residuales. Aunque es posible que en la evaluación del ensuciamiento no se tengan en cuenta aquellos constituyentes característicos de las aguas residuales como pueden ser la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno o los sólidos en suspensión. En la bibliografía consultada durante la fase de investigación no se ha encontrado unas expresiones matemáticas o correlaciones que reflejen la influencia existente entre el factor de ensuciamiento y estos parámetros.

3.2. Objetivos definitivos

Se ha visto que los objetivos preliminares se basaron en investigar el ensuciamiento en los procesos de membranas que se emplean en los tratamientos de las aguas residuales. Esta investigación llevó a prestar especial atención a los procesos de ósmosis inversa y, por ello, se plantea como uno de los objetivos definitivos evaluar o estimar, el ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa existentes en la planta depuradora de Hoya del Pozo. También se propone como otro objetivo definitivo identificar y valorar las correlaciones que existen entre el ensuciamiento y cada una de las variables DQO, DBO₅ y SS. Finalmente, otro de los objetivos definitivos es determinar la relación que existe entre todas las variables anteriores y el ensuciamiento.

Metodología

Índice

4.1. Metodología genérica	73
4.2. Metodología específica	96

Continuando con el proceso de investigación de la tesis, se muestra la metodología genérica seguida de la metodología específica aplicada en esta tesis. La primera muestra los métodos y procedimientos que se suelen emplear en el tratamiento estadístico de datos así como los modelos de regresión generalmente usados para el ajuste de los datos. En cambio, la metodología específica explica el procedimiento que se ha seguido, de forma ordenada y detallada, en el presente trabajo de investigación, como aplicación de los métodos generales.

4.1. Metodología genérica

4.1.1. Análisis gráfico y exploratorio de datos

El análisis exploratorio de datos¹ (AED) es, básicamente, el tratamiento estadístico al que se someten las muestras recogidas durante un proceso de investigación. También puede considerarse como un conjunto de técnicas o herramientas gráficas y numéricas previo a la comprobación de hipótesis o análisis especializados [Keren y Lewis, 1993].

Con frecuencia se asocia «análisis gráfico» con análisis exploratorio de datos pero no deben ser confundidos. El análisis gráfico es una colección de procedimientos estadísticos basados en gráficos enfocados a caracterizar un aspecto determinado de los datos mientras que el análisis exploratorio de datos es un concepto más ambicioso, que combina procedimientos numéricos y gráficos. Asimismo, sirve como herramienta para investigar la estructura subyacente de un conjunto de datos sugiriendo modelos, relaciones e interpretaciones como primer paso de un estudio estadístico [Tukey, 1977].

El análisis exploratorio de datos es un conjunto de técnicas estadísticas univariante y multivariantes cuya finalidad es examinar los datos previamente a la aplicación de cualquier técnica

¹En inglés, Exploratory Data Analysis (EDA)

estadística [Salvador Figueras y Gargallo Valero, 2003]. De esta forma el analista consigue un entendimiento básico de sus datos y de las relaciones existentes entre las variables analizadas.

Por otro lado, este análisis exploratorio proporciona métodos sencillos para organizar y preparar los datos, detectar fallos en el diseño y recogida de datos, tratamiento y evaluación de datos ausentes, identificación de datos atípicos y comprobación de los supuestos subyacentes en la mayor parte de las técnicas multivariantes. En la realización de un análisis exploratorio de datos es recomendable seguir los siguientes pasos [Martín Martín, Q. et al., 2008]:

1. Preparar los datos para hacerlos accesibles a cualquier técnica estadística.
2. Realizar un examen gráfico de la naturaleza de las variables *individuales* a analizar y un análisis descriptivo numérico que permita cuantificar algunos aspectos gráficos de los datos.
3. Realizar un examen gráfico de las relaciones entre las variables analizadas y un análisis descriptivo numérico que cuantifique el grado de interrelación existente entre ellas.
4. Evaluar, si fuera necesario, algunos supuestos básicos subyacentes a muchas técnicas estadísticas como, normalidad, linealidad y homocedasticidad.
5. Identificar los posibles casos atípicos y evaluar el impacto potencial que puedan ejercer en análisis estadísticos posteriores.
6. Evaluar, si fuera necesario, el impacto potencial que pueden tener los datos ausentes sobre la representatividad de los datos analizados.

El análisis exploratorio de datos se compone de un conjunto de técnicas diseñadas para identificar modelos fundamentales, conceptualmente significativos, las relaciones entre los datos y para llamar la atención sobre aquellas observaciones que se desvían del modelo fundamental. Entre las principales herramientas gráficas se encuentran:

- Diagrama de datos ordenados.
- Diagrama de dispersión.
- Diagrama residual acumulativo.
- Diagrama de demora (lag-plot).
- Diagrama de linealidad de Cox y Box (box-cox linearity plot).
- Diagrama de normalidad de Cox y Box (box-cox normality plot).
- Diagrama de probabilidad (probability plot).
- Diagrama de probabilidad normal (normal probability plot).
- Diagrama de probabilidad del coeficiente de correlación (probability plot correlation coefficient plot (PPCC)).
- Diagrama de desviaciones típicas (standard deviation plot).
- Diagrama de localización (mean plot).
- Diagrama de cajas y bigotes (box-and-whisker plot).
- Gráfico de tronco y hojas (stem and leaf plot).

- Histograma.
- Diagrama de estrellas.

Como se ha comentado en este apartado, una vez organizados los datos, el segundo paso de un AED consiste en realizar una análisis estadístico gráfico y numérico de las variables *individuales*, lo que se conoce como *Análisis Univariante*, del problema con el fin de tener una idea inicial de la información contenida en el conjunto de datos así como detectar la existencia de posibles errores en la codificación de los mismos.

Posteriormente, puede realizarse un *Análisis Multivariante* cuya finalidad es analizar simultáneamente conjuntos de datos de diferentes variables.

En general, existen tres grandes grupos de técnicas multivariantes, tal como se refleja en la Figura 4.1.

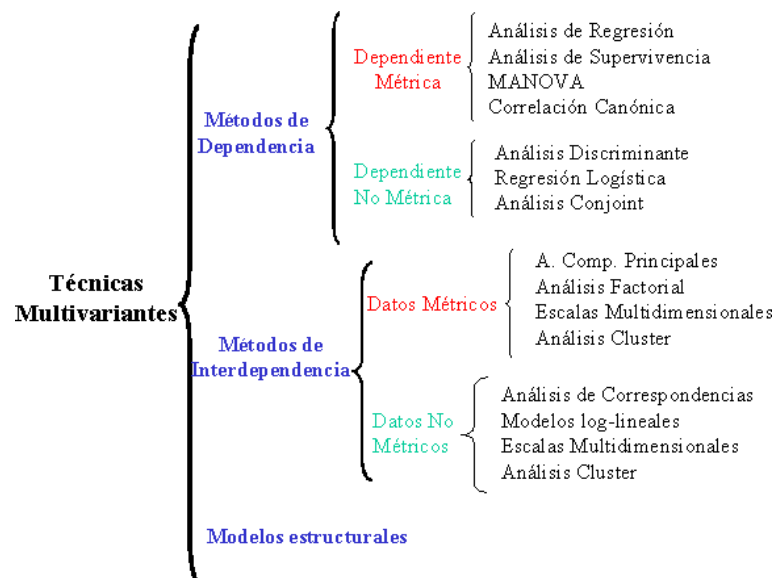


Figura 4.1: Resumen de técnicas de análisis multivariante
Fuente: [Salvador Figueras, 2000]

4.1.2. Generalidades sobre modelos matemáticos

La modelización matemática se puede considerar como la herramienta para simular o reproducir por métodos matemáticos, bien numéricamente o estadísticamente. Los modelos en general, han avanzado mucho en los últimos años, tanto en complejidad como en tamaño, hecho que se deriva del auge que se viene experimentando en el campo de los ordenadores [Zannetti, 1994], aunque se está produciendo un avance importante en la modelización estadística frente a la modelización numérica o determinística [Kolehmainen et al., 2001].

Un modelo matemático se puede definir, en cierta forma, como un laboratorio numérico, que sirve a los investigadores para verificar determinadas hipótesis, desarrollar ciertos experi-

mentos, y representar algunos escenarios, con objeto de predecir con la mayor precisión posible algunos fenómenos que tienen lugar en la realidad [Zannetti, 1994].

Por tanto, la modelización matemática se debe considerar como una herramienta práctica y objetiva que puede ayudar a responder ciertas cuestiones. No obstante, no se debe caer en el error de creer que las respuestas de los modelos son un fiel reflejo de la realidad, sino que se tiene que aceptar que si la construcción y la calibración del modelo ha sido la correcta, las respuestas obtenidas serán tanto más próximas a las que se obtendrían en la realidad [Milford, J. B. y Russell, A. G., 1993].

Un modelo matemático es una representación objetiva, en términos lógicos y matemáticos de un determinado fenómeno, basado en el conocimiento teórico del proceso que se ha empleado para la construcción de dicho modelo. En general, cualquier modelo matemático, debe describir las principales características del sistema en términos matemáticos, mediante ecuaciones que ligen los diferentes parámetros implicados en el proceso.

Otra definición de modelo matemático es la dada por [Jørgensen, 1991]: «*Conjunto de expresiones de los elementos de un problema en términos físicos o matemáticos*». No obstante, se debe entender la modelización como una nueva rama de la ciencia, pero no como la solución a todos los problemas que los investigadores no son capaces de resolver de otra manera.

Por otro lado, para Sinclair un modelo matemático [Sinclair, 1991] es una comprensión abstracta de la idea de un proceso y requiere la representación de:

- La realidad física del proceso (modelo físico abstracto o conceptual)
- Las ecuaciones o expresiones matemáticas del proceso (modelo cinético, térmico, de difusión, etc.).

4.1.3. Elementos de los modelos matemáticos

Según S.E. Jørgensen, un modelo matemático tiene cinco componentes en su formulación [Jørgensen, 1991]:

1. **Funciones fijas o variables externas.** Se trata de funciones o variables de naturaleza externa que influyen en el estado del sistema. El modelo se emplea para predecir lo que ocurre en el sistema cuando las funciones fijas se modifican.
2. **Variables de estado.** Describen el estado del sistema. La selección de las variables del estado es fundamental para la estructura del modelo. Cuando el modelo se usa en un contexto de gestión, los valores de las variables de estado predichas por cambio en las funciones fijas, pueden ser consideradas como los resultados del modelo, porque el modelo contendrá relaciones entre las funciones fijas y las variables de estado.
3. **Ecuaciones matemáticas.** Se usan para representar los procesos biológicos, químicos y físicos y describen la relación entre las funciones fijas y las variables de estado. El mismo tipo de proceso puede encontrarse en muchos contextos diferentes, lo que implica que la

misma ecuación puede emplearse en modelos diferentes. Esto no implica, sin embargo, que un mismo proceso sea siempre formulado por la misma ecuación.

4. **Parámetros.** Son coeficientes en la representación matemática de los procesos y pueden considerarse constantes para un sistema concreto.
5. **Constantes universales.** Tales como la constante de los gases y los pesos atómicos, que también se emplean en la mayoría de los modelos.

En general, la modelización de proceso trata de realizar la descripción precisa de la variación total de una cantidad y mediante su subdivisión en dos componentes:

1. Un componente determinístico dado por una función matemática de una o varias variables $x_1, x_2, \dots$.
2. Un componente aleatorio que sigue una distribución de probabilidad determinada.

Hay tres partes principales para cada modelo de regresión:

1. La variable dependiente o respuesta, por ejemplo, y
2. La función matemática, usualmente denominada $f(\vec{x}; \vec{\beta})$
3. Los errores aleatorios representados mediante ε

Por lo que la forma general del modelo es

$$y = f(\vec{x}; \vec{\beta}) + \varepsilon \quad (4.1)$$

La variable dependiente y varía en la forma que esperamos se describa mediante el proceso de modelado. Generalmente, se conoce que la variación de la variable dependiente está relacionada sistemáticamente con los valores de una o más variables.

La función matemática está formada por las variables independientes o predictoras $(x_1, x_2, \dots)$ y los parámetros $(\beta_0, \beta_1, \dots)$. Dicha función usada para describir la variación determinística de la variable dependiente se suele llamar “*función de regresión*”.

Los modelados de procesos se usan para cuatro propósitos: Estimación, Predicción, Calibración y Optimización.

El objetivo de la *estimación* es determinar el valor de la función de regresión para una combinación particular de valores de las variables independientes. A partir de pares de valores conocidos (x_i, y_i) se pueden obtener nuevos pares de valores desconocidos mediante interpolación. La *predicción* se emplea para determinar o el valor de una nueva observación de la variable dependiente y o los valores de una parte específica de todas las observaciones futuras de la variable dependiente y . Por otro lado, la *calibración* permite relacionar cuantitativamente las medidas realizadas mediante un sistema de medida con aquellas medidas de otro sistema de medida. Esto se hace de forma que las medidas pueden ser comparadas con unidades comunes o absolutas. Finalmente, la *optimización* se realiza para determinar los valores

de las entradas del proceso que se deberían usar para obtener la salida deseada del proceso. Los objetivos típicos de la optimización suelen ser maximizar el rendimiento de un proceso, o alcanzar una especificación determinada de un producto con una mínima variación dentro de unas tolerancias específicas.

4.1.4. Fases en el proceso de modelos de regresión

Todo proceso de modelización matemática requiere que se definan tres pasos significativos, calibración, verificación y validación [Jørgensen, 1991].

1. **Calibración:** Es un intento de encontrar la mejor concordancia entre los datos observados y los obtenidos con el modelo, mediante el ajuste de algunos parámetros seleccionados. Debe llevarse a cabo mediante ensayo y error, o con el empleo de software desarrollado para tal fin. En algunos modelos estáticos y en algunos modelos sencillos, que contengan unos pocos parámetros bien definidos o medidos directamente, puede no requerirse la calibración.
2. **Verificación.** Es una prueba de la lógica interna del modelo. La verificación es en gran parte una comprobación subjetiva del comportamiento del modelo.
3. **Validación.** Consiste en una o varias pruebas objetivas que permiten comprobar la adecuación de los datos obtenidos con el modelo a los datos observados. La selección de posibles test objetivos dependerá de los propósitos del modelo, aunque a menudo se emplean las desviaciones estándar entre las predicciones del modelo y las observaciones, y una comparación entre los valores observados y los predichos.

Según el manual de métodos estadísticos de la División de Ingeniería Estadística del NIST², los pasos básicos que se emplean para construir un modelo son los mismos de todos los métodos de modelado. Los detalles varían un poco entre métodos.

Las fases básicas para la construcción de un modelo de regresión son:

- Selección de la función objetivo.
- Ajuste.
- Validación.

Estos tres pasos básicos se realizan de forma iterativa hasta que se obtiene un modelo apropiado. En el paso *selección del modelo de regresión* la representación de los datos, el conocimiento del proceso y las condiciones de contorno del proceso se emplean para determinar la forma del modelo a ajustar. Luego, a partir del modelo seleccionado se emplea un método de ajuste apropiado para estimar los parámetros desconocidos del modelo.

Después de esto, el modelo se evalúa para comprobar si se cumplen las suposiciones implícitas. Si las suposiciones parecen válidas, el modelo se puede usar de forma representativa.

²National Institute of Standard and Technology

4.1.4.1. Selección del modelo de regresión

Seleccionar un modelo de forma correcta para ajustar un conjunto de datos requiere el uso de evidencias empíricas en los datos, conocimiento del proceso y, a veces, experimentos de ensayo y error. La construcción de un modelo siempre es un proceso iterativo y esta necesidad de realizar iteraciones proviene de la dificultad de seleccionar inicialmente una función que describa bien los datos. En consecuencia, es importante no pasar por alto cualquier fuente de información que indique la forma del modelo.

Una ayuda en la selección del modelo es un amplio conocimiento de las formas que las diferentes funciones matemáticas pueden adoptar, por ejemplo, las funciones polinómicas y racionales.

4.1.4.2. Ajuste de los parámetros

Después de seleccionar la forma básica de la función del modelo, el siguiente paso es estimar los parámetros desconocidos. En general, esto se consigue resolviendo un problema de optimización en el que la función objetivo relaciona la variable respuesta y con la parte funcional del modelo que contiene los parámetros desconocidos.

En teoría, hay tantas formas diferentes de estimar los parámetros como funciones objetivas. Sin embargo, unos pocos han dominado debido a que los resultados obtenidos tienen buenas propiedades estadísticas. Los dos principales métodos de estimación de parámetros para modelado de procesos son los de máxima similitud y los mínimos cuadrados. Ambos proporcionan estimadores de parámetros que tienen buenas propiedades aunque, sin embargo, ambos son sensibles a la presencia de datos atípicos.

También existen nuevos métodos de estimación de parámetros, llamados *robustos*, que intentan equilibrar las propiedades convenientes de los mínimos cuadrados con la baja sensibilidad a los datos atípicos de los de máxima similitud.

4.1.4.3. Validación del modelo de regresión

La validación del modelo es posiblemente la fase más importante de la construcción del mismo. A menudo parece que la validación consiste en dar el valor del estadístico R^2 (estimador de mínimos cuadrados) el cual mide una parte de la variabilidad total de la respuesta y que se explica mediante el modelo. Desafortunadamente, un alto valor de R^2 no garantiza que el modelo se ajusta bien a los datos.

Hay muchas herramientas estadísticas para la validación de modelos pero la primera de ellas que se emplea en la mayor parte de las aplicaciones es el análisis gráfico de los residuos. Los diferentes tipos de representaciones de residuos aportan información sobre la idoneidad del modelo.

Los métodos numéricos, tales como el estadístico R^2 también son útiles pero en un menor grado que los métodos gráficos. Estos últimos tienen la ventaja sobre los primeros que muestran fácilmente un amplio rango de aspectos complejos entre el modelo y los datos.

Los modelos de regresión pueden ser validados con otro conjunto de datos de similares características —extraídos de la misma población—, con el fin de evaluar su fiabilidad. Otra posibilidad, cuando se trabaja con muestras grandes, es dividir aleatoriamente la muestra en dos grupos y utilizarlos para obtener dos modelos con el fin compararlos para comprobar si se obtienen similares resultados.

Un índice empleado para validar el modelo se basa en estimar la ecuación de regresión en una de las submuestras y calcular el coeficiente de correlación R_a entre los valores observados y los valores estimados por la ecuación (este coeficiente coincide con el valor del coeficiente de correlación múltiple). Después se aplica la ecuación de regresión al otro grupo para calcular el valor estimado de Y para cada unidad de observación y calculamos el coeficiente de correlación R_b entre ese valor estimado y el valor realmente observado. La diferencia entre el cuadrado de ambos coeficientes $R_a^2 - R_b^2$ se denomina *índice de reducción en la validación cruzada*. Valores de este índice inferiores a 0,1 indican que el modelo es muy fiable mientras que valores superiores a 0,9 corresponden a modelos muy poco fiables.

Las técnicas gráficas de validación de modelos de regresión se apoyan en las siguientes representaciones:

1. Los valores observados y los ajustados frente a la variable independiente.
2. Los residuos frente a la variable independiente.
3. Los residuos frente a los valores que se predicen a partir del modelo matemático.
4. El diagrama de demora (lag plot) de los residuos para determinar si existe correlación en una serie temporal.
5. El histograma de los residuos.
6. El diagrama de probabilidad normal de los residuos.

4.1.5. Determinación de datos atípicos o anómalos

La identificación de valores atípicos permite ayudar a determinar si una muestra de n observaciones contiene o no valores anómalos. Los valores extraños o *atípicos* (outliers) son aquellos datos extremos, que parecen anómalos, y que unas veces son debidos a errores de registro al introducir los datos y otras veces son valores correctos realmente observados. También, son aquellos valores que no provienen de la misma distribución que el resto de la muestra. En el caso de realizar una regresión su presencia puede alterar de forma notable los resultados.

Para su determinación se emplean métodos gráficos y analíticos (test de Grubbs). El test de Grubbs puede ser empleado para comprobar y detectar los valores anómalos o atípicos de un conjunto de datos. Este test presupone la normalidad de los datos y sólo es capaz de detectar un único dato atípico. Por ello, la eliminación de todos los datos anómalos se consigue aplicando el test sucesivas veces hasta que no sean detectados.

4.1.6. Métodos estadísticos para la construcción de modelos de regresión

El análisis de datos se puede abordar desde distintos frentes. A continuación se presentan algunas técnicas estadísticas conocidas y consolidadas que son útiles para el modelado.

1. Regresión por mínimos cuadrados lineales.
2. Regresión por mínimos cuadrados no lineales.
3. Regresión por mínimos cuadrados ponderados.
4. LOESS (Locally Scatterplot Smoothing).

4.1.6.1. Regresión por mínimos cuadrados lineales

La regresión por mínimos cuadrados lineales es el método de modelado más ampliamente usado y, además, ha sido adaptado a una amplio rango de aplicaciones dando origen otros tipos de regresiones.

Usada directamente, esta regresión se puede emplear para ajustar datos con una función cualquiera de la forma

$$f(\vec{x}; \vec{\beta}) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots \quad (4.2)$$

en la que cada variable independiente x es multiplicada por un parámetro desconocido β , hay como máximo un parámetro desconocido independiente de x y todos los términos individuales se suman para obtener el valor de la función final.

Una función que cumple estos criterios se conoce como una «función lineal». Aunque hay tipos de datos que se describen mejor mediante funciones que no son lineales, muchos procesos de ingeniería se describen bien mediante modelos lineales. Esto se debe a que los procesos son inherentemente lineales o porque, en rangos o intervalos estrechos, cualquier proceso puede ser aproximado mediante un modelo lineal. Además, se pueden obtener buenos resultados a partir de un pequeño conjunto de datos.

En el método de los mínimos cuadrados los parámetros desconocidos se estiman minimizando la suma de los cuadrados de los residuos, es decir, las diferencias entre los valores de la variable dependiente observados (datos de origen) y los valores que se predicen a partir de la curva (o recta) de regresión. Una vez obtenida esta recta se puede evaluar la calidad de la regresión mediante el coeficiente de determinación R^2 , el cual mide la influencia de la variable independiente en la variable dependiente, es decir, si R^2 se aproxima a la unidad mejor es la regresión.

Aunque hay datos que se describen mejor mediante funciones no lineales, existen muchos procesos en ingeniería que se describen muy bien mediante modelos lineales. Esto es porque o bien los procesos son inherentemente lineales o bien, en un rango muy estrecho, los procesos pueden ser aproximados mediante un modelo lineal.

Los principales inconvenientes de los mínimos cuadrados lineales son las limitaciones en las formas que dichos modelos pueden tomar en rangos amplios, posiblemente pobres propiedades

de extrapolación y sensibilidad a los datos atípicos o erróneos. Asimismo, los modelos lineales pueden no ser eficaces extrapolando los resultados de un proceso en el que no se pueden recopilar datos en la región de interés.

El método de los mínimos cuadrados da una estimación óptima de los parámetros desconocidos pero es muy sensible a la presencia de datos atípicos. Por ello, a veces, uno o dos datos atípicos pueden alterar seriamente los resultados de un análisis por mínimos cuadrados.

4.1.6.2. Regresión por mínimos cuadrados no lineales

La regresión lineal ofrece una técnica óptima para ajustar la mejor línea a la nube de puntos de los datos. Sin embargo, se considera el hecho de que la relación entre las variables dependientes e independientes es lineal. Éste no siempre es el caso, y el primer paso en cualquier análisis de regresión es representar los datos para ver la posibilidad de usar un modelo lineal. Cuando esto no es posible se pueden emplear transformaciones para expresar los datos en una forma que sea compatible con la regresión lineal.

Prácticamente cualquier función se puede escribir de forma aproximada con un modelo de regresión no lineal el cual responde a la siguiente expresión:

$$y = f(\vec{x}; \vec{\beta}) + \varepsilon \quad (4.3)$$

Al contrario que la regresión lineal, hay muy pocas limitaciones en la forma de los parámetros que se pueden emplear en un modelo de regresión no lineal.

La mayor ventaja de la regresión por mínimos cuadrados no lineales sobre otras técnicas es el amplio rango de funciones que puede ajustar. Otra de las ventajas que tiene este método, al igual que la regresión lineal, es el uso eficiente de los datos. La regresión no lineal puede producir buenas estimaciones de los parámetros desconocidos partiendo de un reducido conjunto de datos.

Como en el caso de los mínimos cuadrados lineales, la regresión no lineal se basa en la determinación de los valores de los parámetros que minimizan la suma de los cuadrados de los residuos. Sin embargo, en el caso no lineal, la solución debe realizarse en una forma iterativa. Por ello, el principal inconveniente de esta técnica es la necesidad de usar procedimientos de optimización iterativos. El uso de estos procesos iterativos requiere conocer y aportar los valores iniciales de los parámetros desconocidos. Valores iniciales incorrectos pueden causar que el proceso iterativo converja hacia un mínimo local más que a un mínimo global.

El método de Gauss-Newton es un algoritmo para minimizar la suma de los cuadrados de los residuos entre los datos y las ecuaciones no lineales. El mayor inconveniente de este método es que puede converger con lentitud, oscilar ampliamente y, tal vez, puede no converger.

4.1.6.3. Regresión por mínimos cuadrados ponderados

Una de las consideraciones más comunes en la mayoría de los métodos de modelización de procesos es que cada dato aporta información precisa de la parte determinística respecto a la variación total del proceso. Es decir, la desviación estándar del error es constante para todos los valores de las variables independientes. Esto es lo que se conoce como “*homocedasticidad*”. Sin embargo, esta suposición no permanece constante en la realidad.

En casos de no homocedasticidad los mínimos cuadrados ponderados se pueden usar para maximizar la eficiencia de la estimación de los parámetros. Esto se realiza dando a cada dato su propia cantidad de influencia sobre las estimaciones de los parámetros.

Al contrario que la regresión por mínimos cuadrados lineales y no lineales, la regresión por mínimos cuadrados ponderados no se relaciona con un tipo particular de función usada para describir la relación entre las variables del proceso.

En su lugar, reflejan el comportamiento de los errores aleatorios en el modelo mediante la incorporación de constantes no negativas, es decir, pesos, relacionados con cada dato. El tamaño del peso indica la precisión de la información contenida la observación dada. La optimización del ajuste ponderado para encontrar las estimaciones de los parámetros permite determinar la contribución de cada observación a la estimación final del parámetro. Es importante destacar que el peso de cada observación se da relativo a los pesos de las otras observaciones.

La regresión por mínimos cuadrados ponderados es un método que hace un buen uso de pequeños subconjuntos de datos. La principal ventaja de este método sobre otros es la capacidad de manipular regresiones en las que los datos son de calidad variable.

Si la desviación estándar de las variables aleatorias residuales no es constante para todos los niveles de las variables independientes, usando los mínimos cuadrados ponderados con los pesos que son inversamente proporcionales a la varianza en cada nivel de la variable independiente, se consigue la estimación de los parámetros más precisa posible.

La gran desventaja de este método es el hecho de que la teoría se basa en la suposición de que los pesos se conocen con exactitud. El efecto de usar pesos estimados es difícil de determinar pero la experiencia indica que pequeñas variaciones en los pesos no afectan a menudo en un análisis de regresión. Es importante tener esto en cuenta y sólo usar este método cuando los pesos pueden ser estimados con precisión respecto a otro.

También este método, al igual que los anteriores (4.1.6.1, 4.1.6.2), es sensible a los datos atípicos.

4.1.6.4. LOESS

Las denominaciones LOWESS y LOESS provienen del término «locally weighted scatter plot smooth» dado que ambos métodos emplean la regresión lineal ponderada localmente para suavizar los datos.

El proceso de suavizado se considera local porque cada valor suavizado se determina mediante puntos próximos definidos en el intervalo. El proceso es ponderado porque se define una función de regresión ponderada para las observaciones contenidas en el intervalo. Además de esta función de regresión ponderada se puede emplear una función ponderada robusta, la cual hace resistente el proceso ante valores atípicos.

Los métodos se diferencian por el modelo empleado en la regresión, es decir, LOWESS emplea un polinomio lineal o de primer orden mientras que LOESS usa un polinomio de segundo orden o cuadrático.

El procedimiento regresión local con suavizado sigue los siguientes pasos en cada observación:

1. Se calculan los pesos de regresión para cada dato en el intervalo. Los pesos se dan mediante la ecuación 4.4

$$w_i = \left(1 - \left| \frac{x - x_i}{d(x)} \right|^3 \right)^3 \quad (4.4)$$

donde x es la variable independiente que se suavizará, x_i son los valores de los puntos próximos a x en el intervalo definido y $d(x)$ es la distancia a lo largo de la abscisa del intervalo.

Por otro lado, existen otras características de las ponderaciones. Una de ellas es que los puntos que se suavizarán tienen el peso mayor y, además, más influencia en el ajuste. Otra es que los puntos exteriores al intervalo tienen un peso nulo y sin influencia en dicho intervalo.

2. Se realiza la regresión por mínimos cuadrados lineales ponderados. Si se aplica la herramienta LOWESS se usa un polinomio de primer grado y si se aplica LOESS entonces se emplea uno de segundo grado.
3. Se obtiene el valor suavizado mediante la regresión ponderada en la variable independiente de interés.

En la Figura 4.2 se muestran los distintos valores suavizados en un mismo intervalo de estudio.

La Figura 4.3 muestra las distintas soluciones que se pueden obtener en función del intervalo (span) elegido.

Si el cálculo del suavizado supone el mismo número de observaciones adyacentes o vecinas al punto en estudio, la función peso es simétrica. Sin embargo, si el número de puntos alrededor del punto en estudio no es simétrico, la función peso es asimétrica. En ambos casos, se aprecia que el ancho del intervalo nunca cambia.

El principal inconveniente de este método es que no proporciona una expresión matemática concreta que caracterice a la representación gráfica obtenida. Es decir, esta regresión no se

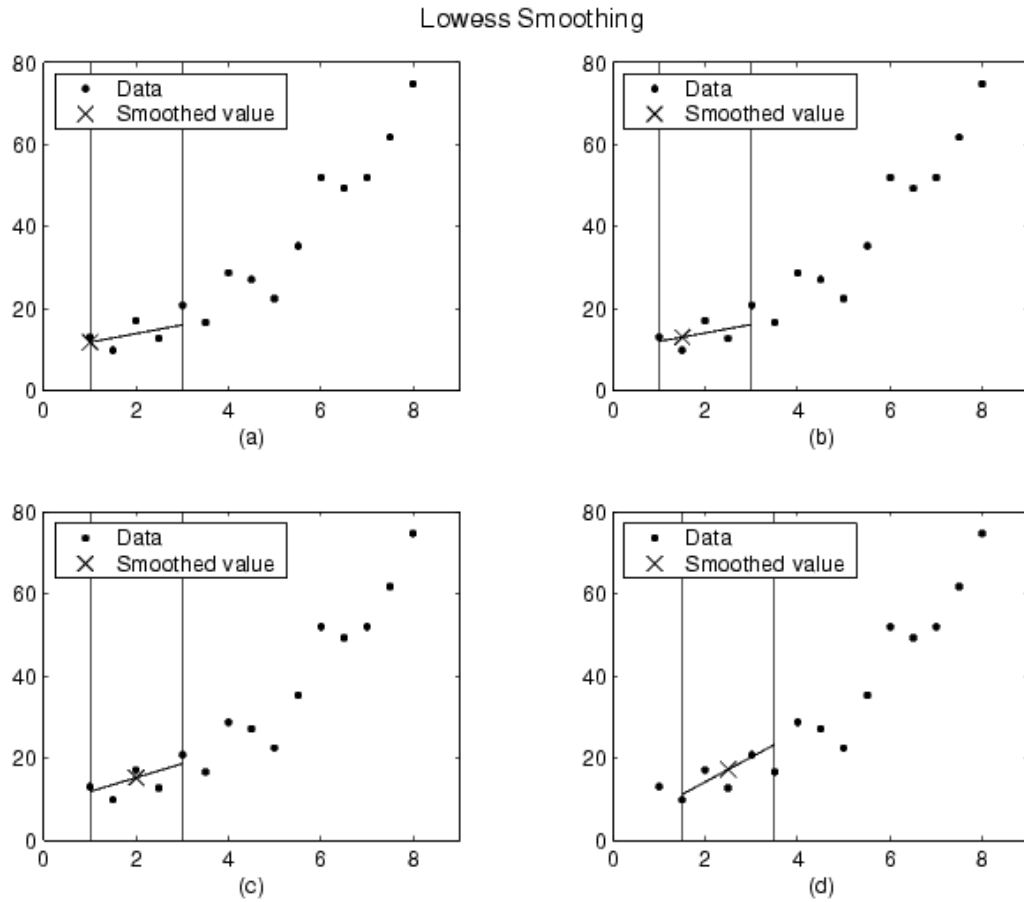


Figura 4.2: Suavizado lowess
Fuente: <http://www.mathworks.com>

puede simplificar mediante una fórmula matemática. Este inconveniente origina que no se pueda transmitir a la comunidad científica o a cualquier otra persona los resultados del ajuste. La única forma de transpasar esta información es suministrando los datos junto con la herramienta informática LOESS.

4.1.7. Supuestos subyacentes en el modelo

La mayoría de los métodos de para crear un modelo de regresión parten de unas condiciones previas o supuestos que se resumen en los siguientes puntos:

- El proceso es un proceso estadístico. Aunque parezca una trivialidad es necesario aclarar que un proceso es estadístico cuando presenta variaciones aleatorias de los datos. En caso contrario, se trataría más bien de un proceso puramente determinístico.
- Las medias de los residuos estandarizados son cero. Es decir, $\epsilon = 0$

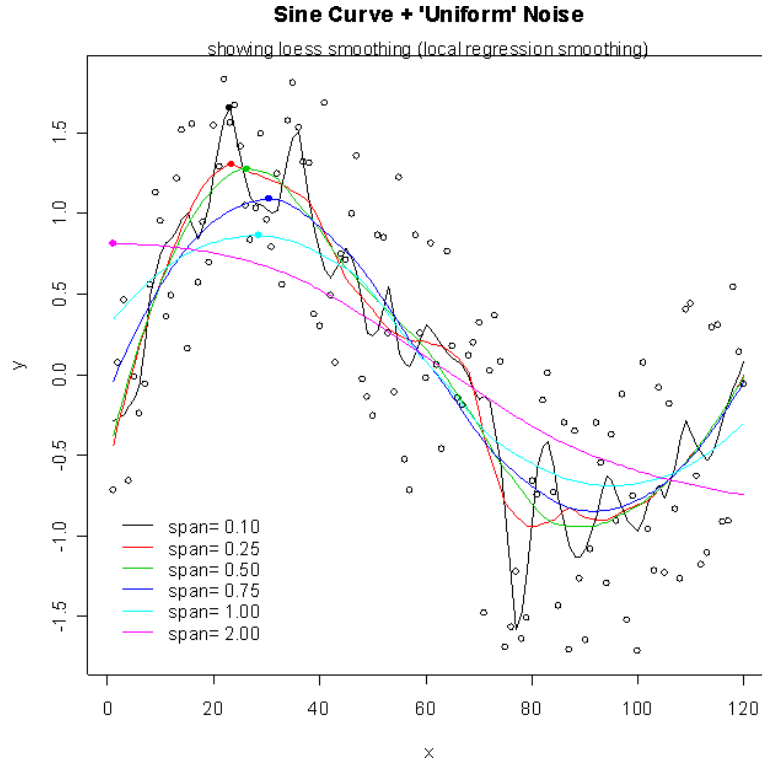


Figura 4.3: Suavizado a diferentes intervalos

Fuente: [Earl F. Glynn, 2009]

- Las variables residuales estandarizados tienen una desviación estándar constante (homocedasticidad) .
- Las variables residuales aleatorias siguen una distribución de probabilidad normal.
- Los datos son muestreados aleatoriamente. Esto garantiza que cada muestra es representativa del proceso.

Existen dos tipos de residuos, los ordinarios y los estandarizados. Se define el residuo *ordinario* (ε) asociado a una observación muestral como la diferencia entre el valor observado (y_i) y el valor esperado o la predicción del modelo ajustado ($f(\vec{x}; \vec{\beta})$)

$$\varepsilon_i = y_i - f(\vec{x}_i; \vec{\beta}) \quad (4.5)$$

Dado que la varianza σ^2 de los datos no es constante es usual tipificarlos, es decir, modificarlos de forma que los residuos tengan una media igual a cero y una varianza próxima a uno. Estos residuos se denominan residuos *estandarizados*. En la estandarización, a cada valor se le resta la media y se divide por una única desviación estándar del conjunto de residuos.

Un tipo particular de residuo estandarizado es el residuo *estudentizado*, que es aquel que permite mostrar las observaciones que se alejan del valor previsto. En la *estudentización* de los residuos no es necesario restar la media, ya que la media de los residuos es cero. Sólo se divide por la desviación estándar distinta para cada observación. La desviación utilizada, se calcula

utilizando todos los residuos, salvo el que está siendo considerado. De forma resumida se puede afirmar que los residuos *estudentizados* permiten localizar los valores atípicos (outliers).

Con el objeto de satisfacer las premisas o supuestos implícitos de los datos es necesario llevar a cabo una serie de pruebas o test. Las principales pruebas que se pueden emplear para determinar si un conjunto de datos (muestra) proviene de una distribución de probabilidad determinada, por ejemplo, normal, exponencial, Weibull, ... son el test de Kolmogórov-Smirnov, el de chi-cuadrado de Pearson, el de Anderson-Darling y el de Shapiro-Wilk.

Cuando las muestras son pequeñas ($n < 10$) se desconoce si es válido suponer la normalidad de los datos. Por ello, es conveniente utilizar pruebas no paramétricas (*Prueba de Wilcoxon de los rangos con signo*, *Prueba de Wilcoxon para contrastar datos pareados*, *Prueba de Mann-Whitney para muestras independientes*, *Coeficiente de correlación de Spearman*), al menos para corroborar los resultados obtenidos a partir de la utilización de la teoría basada en la normal.

4.1.8. Estudio de la normalidad

Muchos métodos estadísticos se basan en la hipótesis de normalidad de la variable objeto de estudio. De hecho, si la falta de normalidad de la variable es suficientemente fuerte, muchos de los contrastes utilizados en los análisis estadístico-inferenciales no son válidos. Incluso aunque las muestras grandes tiendan a disminuir los efectos perniciosos de la no normalidad, se tiene que evaluar la normalidad de todas las variables incluidas en el análisis [Salvador Figueras y Gargallo Valero, 2003].

Existen varios métodos para evaluar la normalidad de un conjunto de datos que pueden dividirse en dos grupos: los métodos gráficos (histograma, diagrama de cuantiles,...) y los contrastes de hipótesis (Kolmogórov-Smirnov, Shapiro-Wilk,...).

Las pruebas de bondad de ajuste se basan, principalmente, en la máxima distancia (Kolmogórov-Smirnov, Kuiper, Goodman) y en la distancia cuadrática (Fisz-Cramer-von Mises, Anderson-Darling, Tiku).

Los siguientes métodos se apoyan en la obtención de la probabilidad denominada **valor-P**. En función de su valor se aceptará o rechazará la hipótesis nula H_0 . Para ello, si el **valor-P** está por debajo del nivel de significación elegido, (p.e., 0,05) el apoyo a H_0 es escaso y la hipótesis nula debe rechazarse (aceptándose la hipótesis alternativa H_A). En cambio, si el **valor-P** está por encima del nivel de significación elegido, el apoyo a H_0 es suficiente y la hipótesis nula puede ser aceptada.

Por ello, se puede definir el **valor-P** como la probabilidad, cuando la hipótesis nula H_0 es cierta o se acepta, de obtener un valor de la prueba que es igual o mayor que su valor observado.

El **valor-P** de una muestra para contrastar H_0 frente a H_A se define como «el mínimo nivel de significación, α , para el cual los datos observados indican que habría que rechazar la hipótesis nula». Un **valor-P** próximo a cero indica el rechazo de H_0 mientras que un **valor-P** alejado de cero conduce a aceptar H_0 .

Se utiliza para valorar si una muestra procede de una distribución específica. Los test de Kolmogórov-Smirnov (K-S), Anderson-Darling (A-D) y Shapiro-Wilk (S-W), no concluyen que la distribución sea normal, sino que los datos examinados «hacen improbable que la distribución no sea la normal».

4.1.8.1. Prueba de Kolmogórov-Smirnov

La prueba de Kolmogórov-Smirnov se utiliza para determinar la bondad de ajuste de dos distribuciones de probabilidad entre sí. Es más sensible a los valores cercanos a la mediana que a los extremos de la distribución.

Este contraste, que es válido únicamente para variables continuas, compara la función de distribución (probabilidad acumulada) teórica con la observada, y calcula un valor de discrepancia que corresponde a la diferencia máxima en valor absoluto entre la distribución observada y la distribución teórica. Asimismo, proporciona un valor de probabilidad *P*, denominado **valor-P**, que corresponde a la probabilidad de obtener una distribución que discrepe tanto como la observada si verdaderamente se hubiera obtenido una muestra aleatoria, de tamaño *n*, de una distribución normal. Si esa probabilidad (**valor-P**) es grande o mayor que un cierto nivel de confianza o significación, no hay razones estadísticas para suponer que nuestros datos no proceden de una distribución normal, es decir, que se acepta la hipótesis nula de igualdad de distribuciones normales. En cambio, si la probabilidad es muy pequeña no se acepta la suposición del modelo probabilístico para los datos.

Esta prueba se basa en la idea de comparar la función de distribución acumulada de los datos observados con la de una distribución, por ejemplo, normal, midiendo la máxima distancia entre ambas curvas. Como en cualquier test de hipótesis, la hipótesis nula se rechaza cuando el valor del estadístico supera un cierto valor crítico que se obtiene de una tabla de probabilidad.

El estadístico de bondad de ajuste de Kolmogórov-Smirnov se define como se muestra en la ecuación 4.6.

$$K - S = \max |F(Y_i) - \frac{i}{N}| \quad (4.6)$$

donde *F* es la distribución acumulativa teórica y la distribución de los datos.

Alternativas a este test son las pruebas de Shapiro-Wilk y de Anderson-Darling, las cuales también permiten verificar la normalidad de una distribución.

4.1.8.2. Prueba de Anderson-Darling

El test de Anderson-Darling se emplea para comprobar si una muestra de datos proviene de una distribución específica. Es una modificación del test de Kolmogórov-Smirnov y le da menos peso o ponderación a los valores extremos que la prueba de Kolmogórov-Smirnov. También se trata de una distribución libre en el sentido que los valores críticos no dependen de la

distribución específica que se está comprobando. Esto tiene la ventaja de permitir una prueba más sensible y la desventaja que los valores críticos se deben calcular para cada distribución.

La prueba de Anderson-Darling es una prueba no paramétrica. La fórmula para el estadístico A determina si los datos $\{Y_1 < \dots < Y_N\}$ vienen de una distribución con función acumulativa F :

$$A^2 = -N - S$$

donde

$$S = \sum_{k=1}^N \frac{2k-1}{N} [\ln F(Y_k) + \ln (1 - F(Y_{N+1-k}))] \quad (4.7)$$

El estadístico de la prueba se puede entonces comparar los valores críticos que se obtienen de las tablas de probabilidad para cada una de las siguientes distribuciones (normal, log-normal, exponencial, Weibull, logística, valor extremo, doble exponencial, uniforme y Pareto generalizada).

4.1.8.3. Prueba de Shapiro-Wilk

Esta prueba es menos conocida que las dos anteriores pero se recomienda cuando la muestra es pequeña ($n < 30$) aunque se puede aplicar a muestras mayores. Mide el ajuste de la muestra a una recta, empleando la distribución de probabilidad normal.

Para cada valor observado, la función de distribución o probabilidad acumulada observada se representa frente a la prevista, en el eje vertical, por el modelo de distribución normal. Si el ajuste es bueno, los puntos se deben distribuir aproximadamente según una recta a 45°.

En cualquier caso siempre es adecuado efectuar una representación gráfica de tipo histograma de los datos, y comparar el valor de la media y la mediana, así como evaluar el coeficiente de asimetría y apuntamiento, además de llevar a cabo una representación en escala probabilística de la distribución de probabilidad esperada versus observada.

El test de Shapiro-Wilk se define matemáticamente como:

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n w_i X'_i)^2}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \quad (4.8)$$

donde la sumatoria va desde 1 hasta n siendo n el número de observaciones o datos. El vector X contiene los datos originales, X' contiene los datos pedidos, $\bar{X}$ es la media aritmética de los datos. Estudios de simulaciones de Monte Carlo han indicado que la prueba de Shapiro-Wilk tiene buenas propiedades para un amplio rango de distribuciones.

La hipótesis nula H_0 para este test es que los datos provienen de una distribución normal. Si se elige un nivel de confianza de 0,05 y el valor de **valor-P** es menor que 0,05, entonces se rechaza la hipótesis nula. Si el valor de **valor-P** es mayor que 0,05, entonces se acepta la hipótesis nula y la muestra proviene de una distribución normal.

4.1.8.4. Chi-cuadrado

La prueba chi-cuadrado es aquella en la que el estadístico utilizado sigue una distribución χ^2 si la hipótesis nula es cierta. Las aplicaciones de esta pruebas son:

- El contraste de χ^2 de Pearson
- El contraste de χ^2 de Pearson con corrección de Yates
- La prueba de Bartlett de homocedasticidad

La prueba de chi-cuadrado se usa para comprobar si la desviación estándar de una población es igual a un valor específico. Este test puede hacerse de forma bilateral, cuando se comprueba que la desviación estándar es o menor o mayor que el valor especificado, o unilateral, cuando sólo se comprueba si la desviación estándar es mayor o menor.

Mediante el contraste (χ^2) de Pearson se agrupan los datos en k clases ($k > 5$), como si se fuera a construir un histograma, cubriendo todo el rango posible de valores, siendo deseable disponer, aproximadamente, del mismo número de datos en cada clase y al menos de tres datos en cada una.

Haciendo uso del modelo de probabilidad que se desea verificar (normal, logarítmico,...) se calcula la probabilidad P_i asignada a cada clase, por lo que para una muestra de n datos, la frecuencia teórica o esperada, según ese modelo de probabilidad, es $T_i = n * P_i$

Se calcula entonces el siguiente índice de discrepancia entre las frecuencias observadas y las que era previsible encontrar si el modelo fuera el adecuado:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(O_i - T_i)^2}{T_i} \quad (4.9)$$

Siendo O_i el dato observado en la clase i . Si el modelo es correcto se distribuye aproximadamente como una (χ^2).

4.1.9. Pruebas de homocedasticidad

4.1.9.1. Prueba de Bartlett

La prueba de Bartlett se usa para comprobar si k muestras tienen la misma varianza. Varianzas iguales en las muestras se conoce como *homogeneidad de las varianzas* o como *homocedasticidad*. Este requisito es necesario que se cumpla antes de realizar, por ejemplo, un análisis de la varianza.

Esta prueba es sensible a muestras que no siguen una distribución normal y se define matemáticamente considerando como hipótesis nula H_0 aquella que hace iguales a las varianzas y como hipótesis alternativa H_A , las varianzas no iguales en al menos dos grupos.

El programa DATAPLOT permite realizar el test de Bartlett a una muestra determinada dando como resultado el valor del estadístico, los grados de libertad, el punto crítico superior

de la distribución chi-cuadrado (χ^2) para un nivel de significación de 0,05 y 0,01. Se rechaza la hipótesis nula cuando el valor del estadístico de contraste T es superior al correspondiente punto crítico que se obtiene de la distribución χ^2 , es decir, cuando se cumple la ecuación 4.10:

$$T > \chi_{\alpha, k-1}^2 \quad (4.10)$$

en donde $\chi_{\alpha, k-1}^2$ es el punto crítico superior de la distribución chi-cuadrado con $(k - 1)$ grados de libertad y un nivel de confianza de α .

4.1.9.2. Prueba de Levene

La prueba de Levene se emplea para comprobar la igualdad de varianza en diferentes muestras. Es una alternativa al test de Bartlett con la principal diferencia que es menos sensible a muestras que no siguen una distribución normal.

La hipótesis nula considera las varianzas de las muestras iguales. Si el resultado del estadístico **valor-P** del test de Levene es menor que 0,05, las diferencias que se obtienen en las varianzas se debe a que han sucedido de forma aleatoria. Así pues, la hipótesis nula de igualdad de varianzas se rechaza y se concluye que hay diferencia entre las varianzas.

El estadístico que se obtiene de esta prueba (W) se contrasta con la distribución F de Fisher-Snedecor $F_{(\alpha, k-1, N-k)}$ donde α es el nivel de significación (normalmente 0,05 y 0,01) y $k - 1$ y $N - k$ son los grados de libertad.

4.1.10. Análisis factorial

El análisis factorial es un método multivariable reductivo que permite describir la información relevante contenida en las observaciones en un pequeño número de factores, que explican un alto porcentaje de la varianza del conjunto. Es decir, intenta identificar variables subyacentes o factores que expliquen la configuración de las correlaciones dentro de un conjunto de variables observadas.

Permite extraer factores comunes de un conjunto de p variables cuantitativas de forma que un número pequeño de los factores pueden representar un gran porcentaje de la variabilidad de las variables originales. La expresión de la covarianza entre las variables en términos de un número pequeño de factores significativos puede ser de gran ayuda para profundizar en los datos que son analizados.

El análisis factorial se suele emplear en la reducción de los datos para identificar un pequeño número de factores que explique la mayoría de la varianza observada. También puede utilizarse para generar hipótesis relacionadas con los mecanismos causales o para inspeccionar las variables para posteriores análisis, por ejemplo, para identificar la colinealidad antes de realizar un análisis de regresión lineal.

El coeficiente de correlación muestral es de gran utilidad debido a que la fase inicial del análisis factorial es el cálculo de las correlaciones entre todas las variables del estudio. Para que se

pueda realizar un análisis factorial es necesario que se cumplan dos condiciones, el *principio de parsimonia*, según el cual cualquier fenómeno se debe explicar con el menor número de factores y el de interpretabilidad, según el cual los factores deben ser susceptibles de interpretación.

El modelo básico del análisis factorial se puede expresar en la forma:

$$z_j = a_{j1}F_1 + a_{j2}F_2 + \cdots + a_{jm}F_m + u_jY_j \quad (j=1, \dots, n)$$

Así cada una de las n variables observadas se escribe linealmente en términos de m (inferior a n), factores comunes, que explican las correlaciones entre las variables, y un factor único, que explica la varianza restante incluyendo el error de esa variable.

Por tanto, la varianza de cada una de las variables analizadas se puede descomponer en dos partes, una, la *comunalidad* que representa la varianza explicada por los factores comunes; y la otra, la *especificidad* que representa la parte de la varianza específica de cada variable.

Un análisis factorial completo se puede obtener realizando los siguientes pasos:

1. Formulación del problema.
2. Análisis de la matriz de correlaciones.
3. Extracción de los factores.
4. Determinación del número de factores.
5. Rotación de los factores.
6. Interpretación de factores.
7. Validación del modelo (cálculo de las puntuaciones factoriales).

La muestra debe ser representativa de la población objeto de estudio y del mayor tamaño posible. Como norma general, deberán existir por lo menos cuatro o cinco veces más observaciones que variables y en nuestro caso se cumple esta recomendación.

Por otro lado, uno de los requisitos que debe cumplirse para que el Análisis Factorial tenga sentido es que las variables estén altamente intercorrelacionadas. Por tanto, si las correlaciones entre todas las variables son bajas, el Análisis Factorial puede no ser adecuado. El grado de asociación entre las variables se puede determinar mediante el test de esfericidad de Bartlett o mediante la medida de adecuación de la muestra KMO (Kaiser, Meyer y Olkin). En este último caso, si $KMO \geq 0,75$ es aconsejable realizar un análisis factorial, si $0,75 > KMO \geq 0,5$ la idea es aceptable y si $KMO < 0,5$ es inaceptable.

La extracción de factores se puede realizar una vez estudiada la matriz de correlaciones y confirmando la idoneidad del análisis factorial. La extracción de los factores puede realizarse mediante alguno de los siguientes métodos: método de las componentes principales, método de los ejes principales, método de la máxima verosimilitud, método de mínimos cuadrados no ponderados, método de mínimos cuadrados generalizados.

Si el número de variables es alto (mayor que 30), como en el caso de esta tesis, todos los métodos anteriores tienden a dar el mismo resultado.

4.1.10.1. Correlación

La correlación es una medida de la relación entre dos variables. Es decir, indica si el valor de una variable se modifica sustancialmente como respuesta al cambio en los valores de la otra variable. El coeficiente de correlación puede variar entre -1 y +1. Un coeficiente de correlación de -1 indica que el valor de una variable disminuye cuando el valor de la otra variable aumenta. En cambio, si el coeficiente de correlación es +1 indica que cuando el valor de una variable se incrementa, la otra variable también se incrementa.

Coeficientes de correlación positivos menores que 1 significan que un incremento del valor de una variable hace tender a valores mayores de la otra variable, pero siendo el incremento no regular. Un coeficiente de correlación igual a 0 indica que no hay correlación entre las variables.

Tipos de coeficientes de correlación

Cuando se emplea el término correlación se refiere a la correlación lineal entre dos variables continuas y se calcula usando la función producto momento de Pearson el cual permite reflejar el grado de dependencia lineal entre dos conjuntos de datos. Un coeficiente de correlación Pearson de 1 se obtiene cuando un aumento del valor de una variable causa un aumento del valor de otra variable en una manera lineal. Es decir, doblando el valor de una variable dobla el valor de otra variable.

El coeficiente producto momento de Pearson es un estadístico que se emplea para medir el grado de relación de dos variables cuantitativas. A diferencia de la covarianza, la correlación de Pearson es independiente de la escala de medida de las variables.

El cálculo del coeficiente de correlación lineal se realiza dividiendo la covarianza por el producto de las desviaciones estándar de ambas variables:

$$r = \frac{\sigma_{XY}}{\sigma_X \cdot \sigma_Y} \quad (4.11)$$

Siendo σ_{XY} , la covarianza de (X, Y) y, σ_X y σ_Y , las desviaciones típicas de las distribuciones marginales.

El valor del índice de correlación varía en el intervalo $[-1, +1]$:

- Si $r = 0$, no existe relación lineal pero es posible que existan relaciones no lineales entre las dos variables.
- Si $r = 1$, existe una correlación positiva total, es decir, presenta una dependencia total entre las dos variables de forma que cuando una de ellas aumenta, la otra también lo hace en idéntica proporción.
- Si $r = -1$, existe una correlación negativa total, es decir, presenta una dependencia total entre las dos variables de forma que cuando una de ellas aumenta, la otra disminuye en idéntica proporción.

Por otro lado, existen las correlaciones canónicas permiten identificar las asociaciones entre dos conjuntos de variables. Esto se hace encontrando combinaciones lineales de las variables en los dos conjuntos que presentan correlaciones fuertes. De esta manera, el par de combinaciones lineales con la correlación más fuerte forma el primer conjunto de variables canónicas. El segundo conjunto de variables canónicas es el par de combinaciones lineales que muestran la siguiente correlación más fuerte entre todas las combinaciones que no están correlacionadas con el primer conjunto.

Para el tratamiento de correlaciones no lineales es preferible emplear el coeficiente de correlación de Spearman el cual proporciona una medida de la correlación entre dos variables aleatorias continuas. El estadístico ρ viene dado por la expresión:

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum D^2}{N(N^2 - 1)} \quad (4.12)$$

donde D es la diferencia $(x - y)$ y N es el número de parejas.

El coeficiente de correlación de Spearman será igual a la unidad si un cambio positivo de una variable produce un cambio positivo de otra variable incluso si la respuesta no es lineal.

4.1.11. Modelos de regresión

Como paso final del estudio de los datos es preciso seleccionar una expresión matemática que de forma correcta se ajuste a los datos. Esta etapa se realiza de forma iterativa partiendo de la representación gráfica de los datos y del conocimiento previo de diferentes expresiones matemáticas se selecciona la función matemática. Las funciones pueden ser, principalmente, lineales, polinómicas, múltiple-lineales y racionales. Después de seleccionar la forma básica de expresión matemática a ensayar, se realiza la estimación de los parámetros desconocidos de la función. Hay muchas formas diferentes de estimar estos parámetros aunque el método principalmente usado es el de mínimos cuadrados.

Seguidamente, a la hora de resumir la presentación de los modelos de regresión, es conveniente:

- Indicar en una tabla los coeficientes de la ecuación de regresión, con su error estándar, estadístico de contraste para el coeficiente (t , chi-cuadrado (χ^2), F de Fisher-Snedecor, ...) y valor de probabilidad asociado (**valor-P**).
- Especificar qué variables fueron candidatas a ser evaluadas en la ecuación de regresión.
- Especificar si se evaluó la posible presencia de interacción entre las variables.
- Especificar si se comprobó la posible existencia de colinealidad entre variables.
- Especificar si se revisaron los valores extremos y si éstos se incluyeron en el modelo o no, y cómo afectan a los resultados.
- Especificar qué diagnósticos se han realizado sobre el modelo.

Por último y con el objeto de garantizar que idoneidad de la función seleccionada se estudia la validez de la misma mediante técnicas de validación como pueden ser el análisis del coeficiente de determinación y el análisis de los residuos (histograma, probabilidad acumulada, ...).

4.1.12. Análisis dimensional

En muchas ocasiones es posible presentar un conjunto de datos experimentales es de forma adimensional. El análisis adimensional permite reducir el número y complejidad de las variables que intervienen en la descripción de un fenómeno físico. En general, si un fenómeno depende de n variables dimensionales, el análisis dimensional reduce el problema a sólo k variables adimensionales, donde la reducción $(n - k)$ puede ser igual a 1, 2, 3 ó 4, dependiendo de la complejidad del problema. Generalmente, $(n - k)$ es igual al número de dimensiones independientes [White, 2008].

Existen muchos métodos para reducir una serie de variables dimensionales en un número más reducido de grupos adimensionales. Uno de ellos es el *Teorema Pi de Buckingham*, donde el término Pi (Π) se emplea para representar el producto de variables. Los parámetros adimensionales encontrados con el teorema son productos de potencias denominadas Π_1, Π_2, Π_3 , etc. Este método permite determinar estos parámetros en orden secuencial sin necesidad de recurrir a exponentes libres y se basa en los siguientes seis pasos:

1. Elaboración de una lista de las n variables a estudiar.
2. Redacción de las dimensiones de cada variable de acuerdo con el sistema MLT³
3. Determinación de m , número de dimensiones diferentes o fundamentales que se emplean en las variables del problema.
4. Determinación del número de parámetros adimensionales independientes en los que se pueden agrupar las variables del problema.
5. Adición de una variable adimensional a las m variables y formación de un producto de potencias.
6. Escritura de la función adimensional resultante

4.1.12.1. Teorema de Pi

El teorema Pi se expresa de la siguiente forma:

1. Sea la ley física $f(q_1, q_2, \dots, q_n) = 0$, libre de unidades, en donde $q_1, q_2, \dots, q_n$ son magnitudes dimensionales.
2. Sea $L_1, L_2, \dots, L_m$, dimensiones básicas, siendo $m < n$, y

$$[q_i] = L_1^{a_{1i}}, L_2^{a_{2i}}, \dots, L_m^{a_{mi}}; i = 1, 2, \dots, n \quad (4.13)$$

³MLT= Masa-Longitud-Tiempo

3. Si A es una matriz de $m \times n$ elementos y rango r

$$A = \begin{pmatrix} a_{11} & . & . & . & . & a_{1n} \\ a_{21} & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \\ . & . & . & . & . & . \\ a_{m1} & . & . & . & . & a_{mn} \end{pmatrix} \quad (4.14)$$

Entonces

- Existen $n - r$ cantidades adimensionales $\Pi_1, \Pi_2, \dots, \Pi_{n-r}$ independientes que pueden formarse con las $q_1, q_2, \dots, q_n$.
- La ley física $f(q_1, q_2, \dots, q_n) = 0$, es equivalente a $F(\Pi_1, \Pi_2, \dots, \Pi_{n-r}) = 0$

En esencia, el teorema expresa que es posible describir un fenómeno con una cantidad de parámetros *adimensionales* ($\Pi_1, \Pi_2, \dots, \Pi_{n-r}$) que es menor que la cantidad de parámetros *dimensionales* involucrados ($q_1, q_2, \dots, q_n$).

4.2. Metodología específica

La metodología de trabajo que se ha empleado se resume en los siguientes puntos:

1. Recopilación de los datos iniciales.
2. Estimación del factor de ensuciamiento.
3. Análisis estadístico de datos.
4. Análisis dimensional

4.2.1. Recopilación de los datos iniciales

El trabajo de investigación se inició a principios del año 2007. Por esas fechas y después de varias conversaciones con D. Marcos Gil, ingeniero responsable de Aguas de Telde, S.L., se mantuvo una reunión con D. Carmelo Santana, Jefe de Servicio de Desalación y Depuración del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria.

Aguas de Telde es la empresa responsable de la explotación y gestión de la Planta Depuradora de Hoya del Pozo (T.M. de Telde) y el Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria tiene, según sus estatutos entre otras funciones la de *gestión y control del dominio público hidráulico, así como de los servicios públicos regulados en la Ley*, así como la *ejecución de los programas de calidad de las aguas, así como su control*.

Por este motivo, se solicitó al Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria una autorización para la obtención de los datos de explotación de la Planta de Hoya del Pozo. Sin la colaboración de ambas entidades no hubiese sido posible la realización de la presente tesis.

Una vez obtenido el permiso por parte del Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, el personal de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Hoya del Pozo nos facilita, en formato digital, dos carpetas denominadas **INDICADORES** y **TERCIARIO**. La estructura de la información digital se refleja en la Figura 4.4.

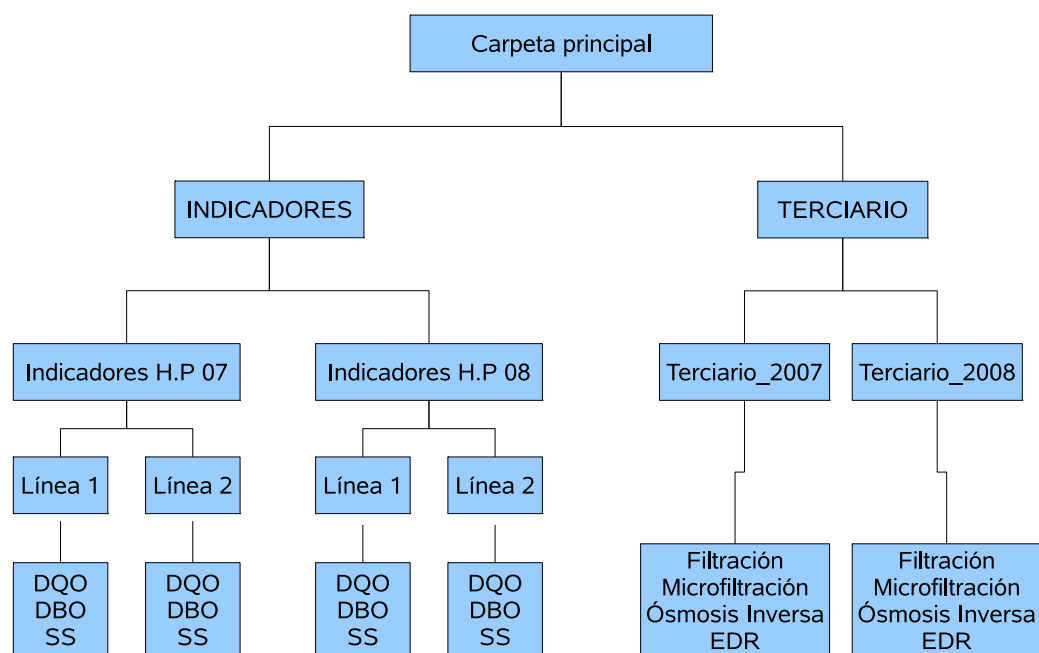


Figura 4.4: Estructura de datos iniciales.

Fuente: Elaboración propia

Como se aprecia, los datos corresponden a los años 2007 y 2008 tanto para los llamados **INDICADORES** que corresponden a los parámetros DQO, DBO₅ y SS procedentes del efluente del secundario como para el denominado **TERCIARIO** que corresponde a los datos de operación y funcionamiento del proceso de ósmosis inversa.

En un primer análisis de los datos se observa que no se dispone del índice SDI (Silt Density Index). Si se dispusiese de este parámetro tanto a la entrada como a la salida del tratamiento de ósmosis inversa se podría haber incluido en el tratamiento estadístico de esta tesis.

También hay meses en los que no se conoce la presión del agua de rechazo ni la caída de presión (ΔP) en los filtros de cartucho, sin embargo, desconocimiento de estos datos no resulta ser trascendental a la hora de determinar el factor de ensuciamiento.

Respecto a los **INDICADORES**, los datos fueron suministrados tal como se aprecia en la Tabla 4.1.

Puesto que no se refleja el día exacto del mes en el que se tomó la muestra de agua residual para ser analizada, fue necesario revisar y analizar todos los informes del laboratorio que se

Mes-año		1ª semana	2ª semana	3ª semana	4ª semana	5ª semana	Nº de análisis	Total fuera de criterios	Fuera de criterios tras 3 análisis consecutivos
01/07	Entrada planta	675	1020	907	440		4	0	0
	Salida planta	44	121	96	61				
	Rendimiento (%)	93,48	88,14	89,42	86,14				
	Fuera de criterios								
	Rend. Objetivo (%)	75	75	75	75				
	Salida Obj.max.	125	125	125	125				
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...

Tabla 4.1: Extracto de la Demanda Química de Oxígeno en la LÍNEA 1. Enero de 2007

encuentran archivados en la EDAR. Generalmente, las muestras de DQO y DBO₅ se toman los jueves y las de SS los martes y jueves aunque a veces han tomado muestras otro día de la semana.

El hecho de realizar analíticas, como mínimo, una vez por semana hace que el número máximo de días a estudiar en los dos años sea de 96 ($24 \cdot 4$).

Además, respecto a los datos del proceso de ósmosis inversa, sólo se tiene información de los siguientes catorce meses:

- Abril a agosto de 2007.
- Noviembre de 2007.
- Febrero a mayo de 2008.
- Septiembre a diciembre de 2008.

En total hay diez meses de los que no se dispone dato alguno, por tanto el número máximo de días a estudiar pasa de 96 a 56 $[(24 - 10) \cdot 4]$.

Por otro lado, en el archivador de los datos de los indicadores (DQO, DBO₅ y SS) no aparecen los correspondientes a los meses de enero a mayo de 2007, por lo que, aún disponiendo de dichos datos en formato digital, no se pueden ser empleados para realacionarlos con los de la ósmosis inversa porque se desconoce la fecha exacta de la muestra.

Resumiendo, la única forma de relacionar el factor de ensuciamiento de las membranas ósmosis inversa con las variables DQO, DBO₅ y SS es disponiendo, para un día en concreto, de estas tres variables junto con los datos del proceso de ósmosis inversa de ese mismo día.

El número de días en los que se cumplen las condiciones anteriores es de 42, es decir, sólo se pueden aprovechar 42 de los 56 días de los que se podrían considerar completamente.

4.2.2. Estimación del factor de ensuciamiento

Como ya se ha mencionado, uno de los objetivos de la tesis es relacionar el factor de ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa con las variables DQO, DBO₅ y SS. Para ello, es necesario determinar el factor de ensuciamiento en cada uno de los días de los que se conocen íntegramente las tres variables.

Para evaluar este factor es necesario partir de la expresión del modelo de solución-difusión (apartado 2.2.1.3), que de forma resumida puede expresarse como:

$$J_V = L_P \cdot (\Delta P - \Delta \pi)$$

Expresado en función del caudal de permeado a través de una membrana se obtiene la ecuación 4.15, es decir, el caudal es directamente proporcional a la superficie S y a la presión neta $(\Delta P - \Delta \pi)$, siendo la constante de proporcionalidad A el coeficiente de permeabilidad de la membrana.

$$Q = A \cdot S \cdot (\Delta P - \Delta \pi) \quad (4.15)$$

El fabricante de membrana FilmTec™ incorpora el factor de ensuciamiento a la anterior ecuación en su Manual Técnico [FilmTec™, 2008] tal como se muestra en la siguiente ecuación:

$$Q = N_E S_E \bar{A}(\bar{\pi})(TCF)(FF)P_f - \frac{\overline{\Delta P}_{fc}}{2} P_p - \pi_f \left[\frac{\bar{C}_{fc}}{C_f} p_f - (1 - \bar{R}) \right]$$

Para que esta ecuación tenga la misma forma que la que la ecuación 4.15 es necesario hacer unos pequeños cambios tipográficos de manera que se obtiene la 4.16:

$$Q = N_E \cdot S_E \cdot \bar{A}(\bar{\pi}) \cdot (TCF) \cdot (FF) \cdot \left[P_f - \frac{\overline{\Delta P}_{fc}}{2} - P_p - \pi_f \left[\frac{\bar{C}_{fc}}{C_f} p_f - (1 - \bar{R}) \right] \right] \quad (4.16)$$

en donde:

Q = Caudal de permeado en *gpd* (galones por día).

N_E = número de elementos.

S_E = Área activa total en ft^2 (pie cuadrado).

$\bar{A}(\bar{\pi}) = 0,125 - 0,011 \left[\frac{\bar{\pi} - 25}{35} \right]$ = permeabilidad media de la membrana en *gfd/psi* (galones por pie cuadrado día en cada libra por pulgada cuadrada).

P_f = presión de alimentación en *psi* (libra por pulgada cuadrada).

$\overline{\Delta P}_{fc} = 0,04 \cdot \bar{q}_{fc}^2$ = caída de presión media en *psi*.

$\bar{q}_{fc}^2$ = caudal medio aritmético en *gpm* (galones por minuto).

(TCF) = factor de corrección de temperatura que responde a la expresión:

$$TCF = e^{[2640 \cdot (\frac{1}{298} - \frac{1}{273+T})]}; T \geq 25^\circ C \quad (4.17)$$

$$TCF = e^{[3020 \cdot (\frac{1}{298} - \frac{1}{273+T})]}; T \leq 25^\circ C$$

La ecuación 4.16 se encuentra integrada dentro de la herramienta informática elaborada por el fabricante de las membranas de ósmosis inversa. En concreto, las membranas del tratamiento

terciario de Hoya del Pozo son del fabricante FilmTec™⁴ Corporation el cual ha elaborado el programa informático denominado ROSA (Reverse Osmosis System Analysis). Este programa permite predecir de modo rápido y sencillo el rendimiento y la economía de explotación de los elementos FilmTec™ en sistemas específicos. Asimismo, incluye una librería de datos técnicos para cada una de los tipos de membranas que fabrica.

Los datos que se usaron en el programa ROSA se extrajeron de la información inicial (Tabla 4.6) y sólo se consideraron seis parámetros, tal como se muestra en la Tabla 4.2.

DATOS DEL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA					
Fecha	Bastidor de Ósmosis Inversa				
dd-mm-aa	Caudal (m ³ /h)	Factor Conversión	Temperatura (°C)	pH	Presión (bar)
	Agua Entrada 1ª etapa	Bastidor O.I. (%)	Agua Entrada 1ª Etapa	Agua Entrada	Agua Entrada 1ª Etapa
1-oct-08	50	72	26,8	6,2	17

Tabla 4.2: Extracto de los datos del proceso de ósmosis inversa empleados en el ROSA

El procedimiento para la determinación de cada factor de ensuciamiento se realizó de forma iterativa introduciendo los datos de forma manual en cada una de las cinco pestañas que aparecen en el programa ROSA.

Pestaña 1) Project Information. En esta ventana se introdujeron los datos generales del proyecto a estudiar y se seleccionaron las unidades de medida a emplear (m³/h, bar, °C).

Pestaña 2) Feed Data. En esta pestaña se seleccionó el tipo de agua que en este caso es «Efluente para terciario con SDI<3». También se introdujeron el pH, la temperatura y los valores de los iones del agua de alimentación. Un ejemplo de la pantalla en cuestión se observa en la Figura 4.5

Con el objeto de conocer la composición específica estándar del agua residual que habitualmente trata la EDAR de Hoya del Pozo se realizó un toma de muestra que posteriormente se analizó en el laboratorio acreditado Control Analítico de Fuentes Medioambientales (CAFMA) de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. La toma se realizó un día normal trabajo. Los resultados de dicho análisis se muestran en la Figura 4.6.

⁴FilmTec Corporation es una filial participada al 100% de The Dow Chemical Company

ROSA Control Panel - ANALITICA_REAL_sin ajuste ionico_2_mayo

File Options Element Value Analysis Help

System Permeate Flow: 41.99 m³/h System Feed Flow: 51.00 m³/h System Recovery: 82.34%

Water Type: Tertiary Effluent (Microfiltration) SDI < 3

Feed Percentage: 100.0 (%) Feed Number: 1 Feed Streams: 1

Ions	mg/l	ppm CaCO3	meq/l	Total Conc.(mg/l)
Ammonium (NH4)	103.2	286.053	5.721	103.20
Potassium (K)	37	47.312	0.946	37.00
Sodium (Na)	337	732.927	14.659	337.00
Magnesium (Mg)	25.5	104.887	2.098	25.50
Calcium (Ca)	30.1	75.100	1.502	30.10
Strontium (Sr)	0.34	0.388	0.008	0.34
Barium (Ba)	18	13.106	0.262	18.00
Carbonate (CO3)	0.924	1.539	0.031	0.92
Bicarbonate (HCO3)	342	280.305	5.606	342.00
Nitrate (NO3)	65	52.415	1.048	65.00
Chloride (Cl)	423	596.565	11.931	423.00
Fluoride (F)	1.19	3.132	0.063	1.19
Sulfate (SO4)	193	201.042	4.021	193.00
Silica (SiO2)	21.5	n.a.	n.a.	21.50
Boron (B)	0.71	n.a.	n.a.	n.a.

System Temp: 23.5 °C System pH: 7.40

Specify individual solutes

Total Dissolved Solids: 1601.8 mg/l

Feed Parameters

Temperature: 23.5 °C

Flow Rate: 51.0 m³/h

pH: 7.4

Charge Balance

Cations: 25.20

Anions: 22.70

Balance: 2.49

Buttons: Add Chloride, Add Sulfate, Adjust Cations, Adjust Anions, Adjust All Ions

1) Project Information 2) Feed Data 3) Scaling 4) System Configuration 5) Report

Thursday, November 26, 2009 Ready...

Case 1 of 1

Figura 4.5: Pestaña 2) Feed Data

Una vez introducidos los resultados del análisis del agua residual, el programa ajustó de forma automática algunos iones de ciertas sales resultando la composición iónica del agua residual que se muestra en la Tabla 4.3.

Amonio (NH ₄)	103,20	mg/l
Potasio (K)	37,00	mg/l
Sodio (Na)	337,00	mg/l
Magnesio (Mg)	25,50	mg/l
Calcio (Ca)	30,10	mg/l
Estroncio (Sr)	0,34	mg/l
Bario (Ba)	18,00	mg/l
Carbonatos (CO ₃)	0,92	mg/l
Bicarbonatos (HCO ₃)	342,00	mg/l
Nitratos (NO ₃)	65,00	mg/l
Cloruros (Cl)	423,00	mg/l
Fluoruros (F)	1,19	mg/l
Sulfatos (SO ₄)	193,00	mg/l
Sílice (SiO ₂)	21,50	mg/l
Boro (B)	3,98	mg/l

Tabla 4.3: Valores de los iones ajustados por el programa ROSA

Pestaña 3) **Scaling**. Aquí se muestra otra vez la temperatura asignada en la Pestaña 2 y se especifica la conversión (*Recovery*), es decir, el porcentaje del agua de entrada que se obtiene



UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS
DE GRAN CANARIA



AENOR
Gestión Ambiental
CGM-05/008



ES-05/008



ENAC
ENSAYOS
Nº 323/LE 525



EMAS
E.IC.000030



CAFMA
CONTROL ANALÍTICO DE
FUENTES MEDIOAMBIENTALES

INFORME DE ENSAYO

Empresa:	UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE G.C. (Jaime Sadhwani Alonso)
Dirección:	Campus Universitario de Tafira
Código de oferta:	OT-143/08
Código informe:	J. SADHWANI/A-01/08

Descripción de la muestra: Agua. Una botella de polietileno de 1 litro enviada por el cliente.
Referencia del cliente: Efluente EDAR.
Fecha Recepción: 15/10/08 **Fecha Inicio:** 15/10/08 **Fecha Terminación:** 30/10/08
Referencia de CAFMA: A-10/08/226

PARÁMETROS	MÉTODO	UNIDADES	RESULTADOS
* Amonio	APHA 4500-NH ₃ -C Edición 20	mg NH ₄ ⁺ /l	103,2
* Bario	APHA 3500 Ba Edición 20	mg Ba/l	< 18
Bicarbonatos	PEE/CAF/A15 Revisión 8	mg HCO ₃ ⁻ /l	342
Calcio	PEE/CAF/A14 Revisión 7	mg Ca/l	30,1
Carbonatos	PEE/CAF/A15 Revisión 8	mg CO ₃ ²⁻ /l	< 10
Cloruros	APHA 4500 Cl Edición 20	mg Cl/l	423
* Fluoruros	PEE/CAF/A13 Revisión 7	mg F/l	1,19
Magnesio	PEE/CAF/A14 Revisión 7	mg Mg/l	25,5
Nitratos	PEE/CAF/A05 Revisión 7	mg NO ₃ ⁻ /l	65
pH	PEE/CAF/A28 Revisión 4	---	7,6
Potasio	PEE/CAF/A24 Revisión 6	mg K/l	37
* Sílice	APHA 4500-SiO ₂ Edición 20	mg SiO ₂ /l	21,5
Sodio	PEE/CAF/A23 Revisión 7	mg Na/l	337
Sólidos en suspensión	PEE/CAF/A30 Revisión 6	mg/l	6
* Sulfatos	APHA 4500 SO ₄ E Edición 20	mg SO ₄ ²⁻ /l	193

PARÁMETROS SUBCONTRATADOS (Nº 109/LE 285)

PARÁMETROS	MÉTODO	UNIDADES	RESULTADOS
Boro	PE-D/0025 ICP-OES	mg /l	0,71
Estroncio	PE-D/0025 ICP-OES	mg /l	0,34



Los parámetros marcados con * no están incluidos en el alcance de la acreditación. (Expediente 323/LE525).
 Las incertidumbres de los parámetros acreditados se encuentran a disposición del cliente que las solicita.

J. SADHWANI/A-01/08 PÁGINA 1 DE 2

EDIFICIO CAFMA. PARQUE CIENTÍFICO Y TECNOLÓGICO.
CAMPUS UNIVERSITARIO DE TAFIRA. C.P. 35017. LAS PALMAS DE GRAN CANARIA

TFNO:(928)459538 FAX:(928)459544
E-mail: jgonzalez@dip.ulpgc.es

Figura 4.6: Composición química del agua residual

como permeado. Una muestra de dicha ventana se presenta en la Figura 4.7. También se ha seleccionado la opción de «No adición de productos químicos».

ROS Control Panel - ANALITICA_REAL_sin ajuste ionico_2_mayo

File Options Element Value Analysis Help

System Permeate Flow: 41.00 m³/h System Feed Flow: 50.00 m³/h System Recovery: 82.00%

Scaling Calculation Options

- ☒ No chemicals added
- ☐ User-adjusted pH
- ☐ Ion exchange softening

Scale Calculations

Ca Leakage: 0.1 mg/l

Mg Leakage: 0 mg/l

Antiscalants are required. Consult your antiscalant manufacturer for dosing and maximum allowable system recovery.

	Feed	Adj. Feed	Concentrate
pH	7.7	7.7	8.44
LSI	0.052	0.049	2.244
Stiff & Davis Index	0.306	0.288	1.831
TDS (mg/l)	1.603	1.690	9.389
Ionic Strength (molal)	0.028	0.029	0.164
HCO ₃ (mg/l)	342.000	342.000	1900.000
CO ₂ (mg/l)	7.957	7.957	7.957
CO ₃ (mg/l)	1.843	1.843	10.238
CaSO ₄ (% Saturation)	1.07	1.05	10.86
BaSO ₄ (% Saturation)	106.124	101.147	523.836
SrSO ₄ (% Saturation)	0.84	0.81	5.05
CaF ₂ (% Saturation)	5.67	5.67	971.58
SiO ₂ (% Saturation)	17.62	17.62	68.45
Mg(OH) ₂ (% Saturati	0.0022	0.0022	0.38

Recovery: 82.00 (%)

Temperature: 23.5 °C

☒ Use Original Feed

☐ Use Adjusted Feed

User-adjusted pH

Dosing Chemical: H₂SO₄

pH: 7.7 GO

Concentrate LSI: 2.244 GO

1) Project Information 2) Feed Data 3) Scaling 4) System Configuration 5) Report

Thursday, November 26, 2009 Ready...

Case 1 of 1

Figura 4.7: Pestaña 3) Scaling

Pestaña 4) System Configuration Esta pestaña contiene la mayoría de las variables del proceso y permite crear la configuración completa del sistema. En nuestro caso se trata una configuración de un sólo paso con dos etapas, de forma que el concentrado de la primera etapa se introduce en la segunda etapa, extrayendo así más agua producto o permeada en la segunda etapa. Se introdujeron los valores invariables como son el modelo de la membrana, el número de cajas de presión en cada etapa y el número de elementos en cada caja de presión.

Para cada uno de los días estudiados, se introdujeron el caudal de entrada (Feed Flow), la conversión (Recovery), la temperatura de operación y, por último, el factor de ensuciamiento. Una muestra de esta pantalla se observa en la Figura 4.8.

La determinación del factor de ensuciamiento se realizó por tanteo, es decir, se introducía un valor al azar y luego se observaban los resultados del programa, en especial, la presión de alimentación de las membranas. Tal como se observa en la expresión 4.16, si la presión de alimentación es mayor que la obtenida realmente en la planta, entonces hay que aumentar el factor de ensuciamiento. Es decir, para disminuir la presión de alimentación hay que aumentar el factor de ensuciamiento.

De la misma expresión 4.16 se deduce que al subir la temperatura manteniendo constante los el caudal de entrada y la conversión, baja la presión de alimentacion, y viceversa.

Pestaña 5) Report Por último, seleccionando esta pestaña se despliega una ventana con toda la información inicial y la resultante de los cálculos. La condición para tomar como válido

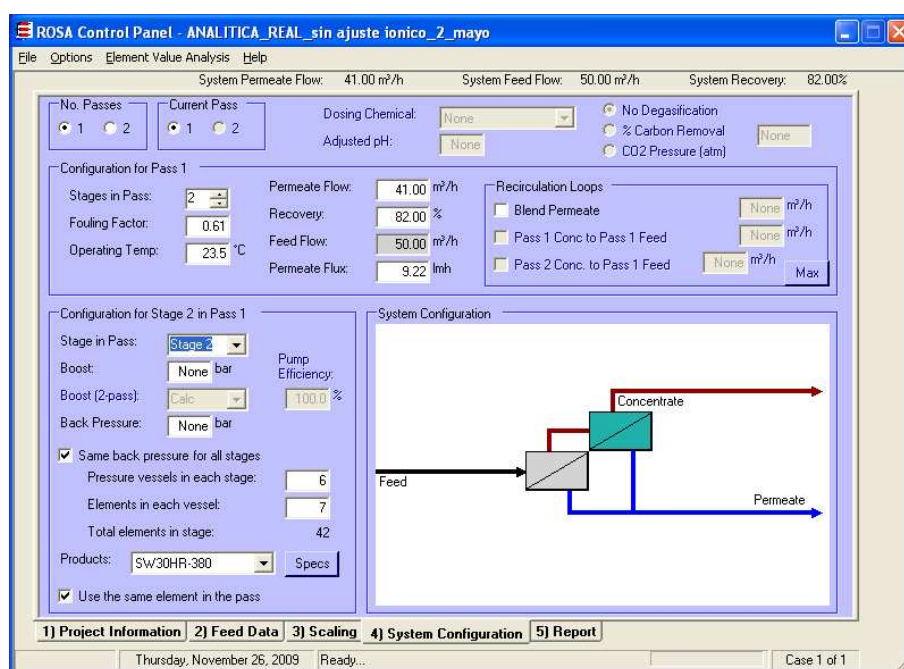


Figura 4.8: Pestaña 4) System Configuration

el factor de ensuciamiento es que la presión de alimentación obtenida mediante el programa informático coincida con la presión de alimentación real de la planta. Una pantalla de ejemplo se muestra en la Figura 4.9.

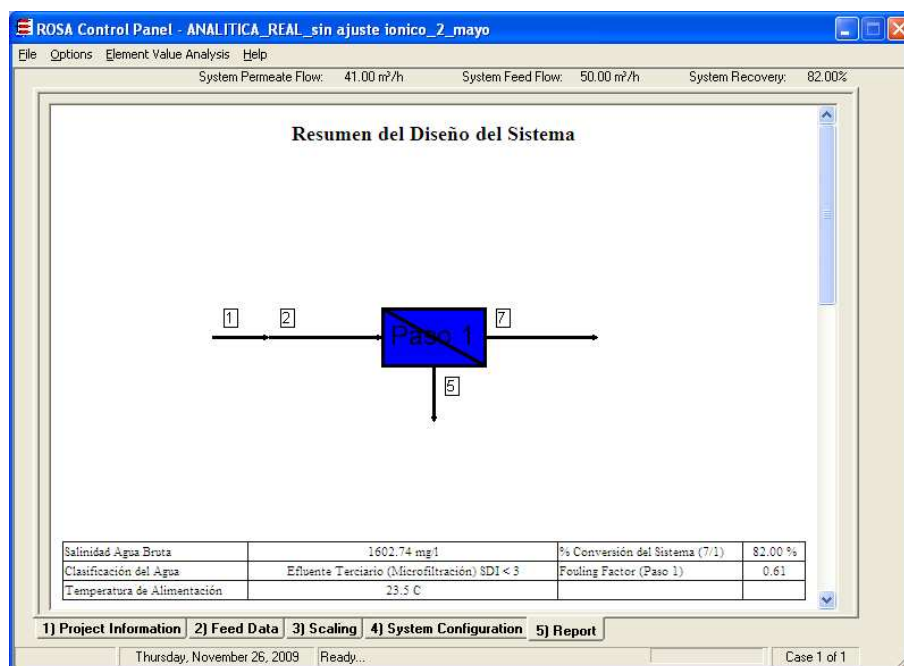


Figura 4.9: Pestaña 5) Report

Introduciendo los datos de cada uno de los días a estudiar en el programa ROSA se obtuvo el factor de ensuciamiento para ese día concreto, es decir, para ese punto de funcionamiento. Dicho factor incluye la corrección por temperatura (TCF), según la expresión 4.17, por lo que se determinó dicha corrección y se tuvo en cuenta para determinar posteriormente el factor de ensuciamiento **sin** factor de corrección. La Tabla 4.4 muestra de forma breve el factor de corrección de temperatura y los coeficientes de los factores de ensuciamiento **con** y **sin** corrección de temperatura.

DATOS DEL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA								
Fecha	Bastidor de Ósmosis Inversa					Resultados		
dd-mm-aa	Caudal (m ³ /h)	Factor Conversión Bastidor O.I. (%)	Temperatura (°C)	pH	Presión (bar)	Factor de ensuciamiento con corrección de temperatura	TCF	Factor de ensuciamiento sin corrección de temperatura
	Agua Entrada 1ª etapa		Agua Entrada 1ª Etapa	Agua Entrada	Agua Entrada 1ª Etapa			
1-oct-08	50	72	26,8	6,2	17	0,395	1,054	0,3745

Tabla 4.4: Extracto de estimación del factor de ensuciamiento mediante el programa ROSA

4.2.3. Análisis estadístico

El análisis estadístico de los datos de esta tesis se ha elaborado mediante el programa DATAPLOT⁵ diseñado por miembros de la División de Ingeniería Estadística del National Institute of Standard and Technology (NIST). Este software es ampliamente usado por la comunidad científica en el tratamiento estadístico de datos.

Asimismo se ha utilizado el programa informático STATGRAPHICS Centurion XV Versión 15.2.06 para el desarrollo de ciertos tratamientos de datos estadísticos.

A modo de síntesis, el análisis estadístico realizado en la presente tesis se muestra en el mapa conceptual metodológico de la Figura 4.10, en el cual se aprecian las siguientes etapas o fases:

1. Estudio de los datos iniciales.

Como ya se ha comentado en el apartado 4.2.1 los datos iniciales se pueden clasificar en dos grupos, uno relacionado con los indicadores de calidad DQO, DBO₅ y SS, y otro, conteniendo la información sobre el proceso de ósmosis inversa.

Las concentraciones de los indicadores se han obtenido semanalmente tanto a la entrada como a la salida de cada una de las dos líneas de tratamiento. El primer procesamiento de datos que se realizó consistió en resumir en una tabla las concentraciones a la salida de la EDAR de los indicadores de las dos líneas (Tabla 4.5).

⁵DATAPLOT es una marca registrada pero sin copyright, no utiliza la licencia GNU aunque permite descargar el código fuente del programa desde su página web:
<http://www.itl.nist.gov/div898/software/dataplot/homepage.htm>

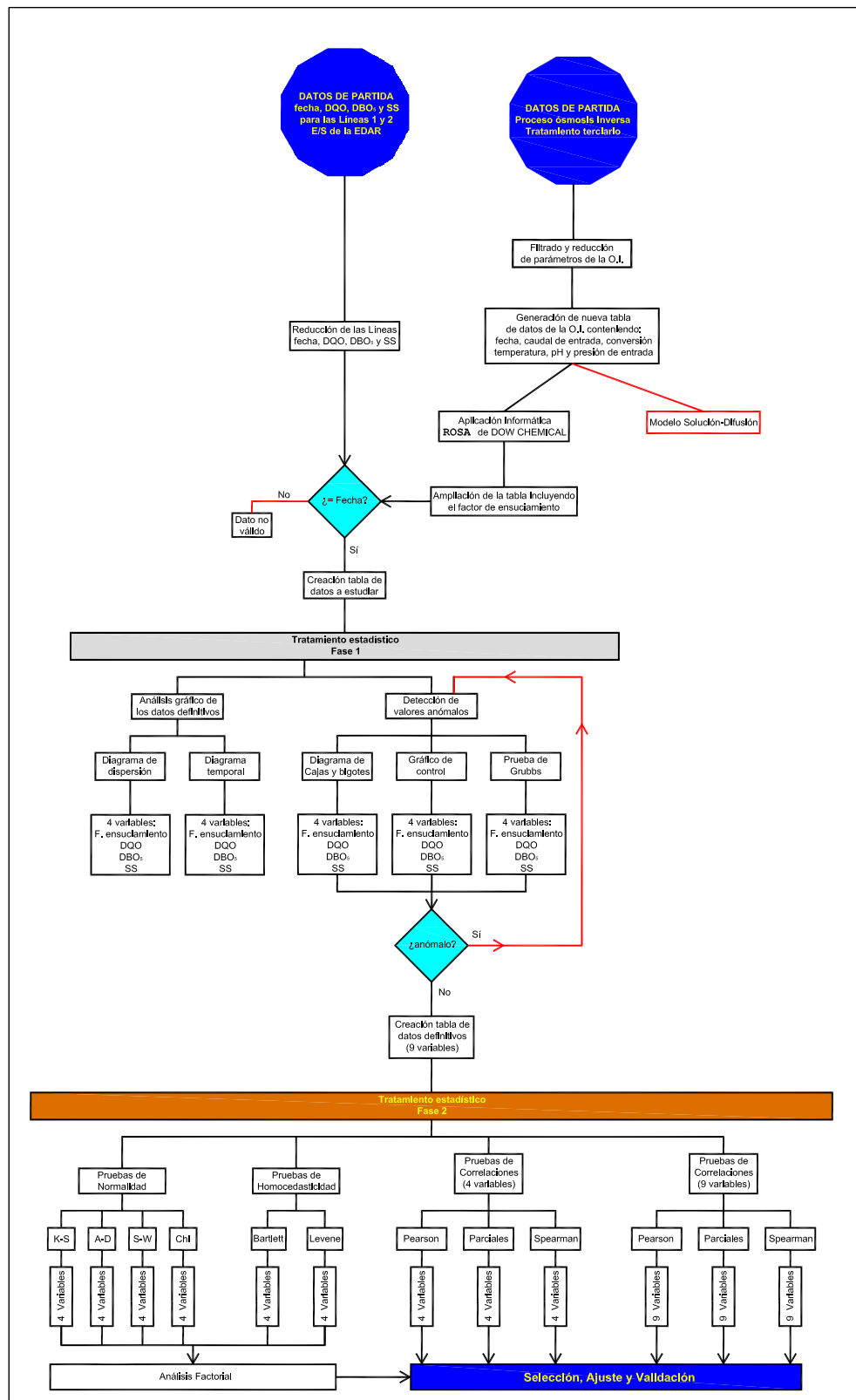


Figura 4.10: Esquema metodológico

DQO		DBO ₅		SS	
L1	L2	L1	L2	L1	L2
87	118	12,3	12,9	25	25

Tabla 4.5: Extracto de la concentraciones de DQO, DBO₅ y SS en cada línea.

Por otro lado, los datos correspondientes al proceso de ósmosis inversa son: caudal de entrada a la primera y segunda etapa, caudal del agua producto de la primera y segunda etapa, caudal del agua producto total, factor de conversión de la primera y segunda etapa y del conjunto de etapas, temperatura del agua de entrada, conductividad de agua de entrada a la primera etapa y del agua producto total, pH del agua de entrada, presión en la aspiración de la bomba de alta presión, presión a la entrada de la primera y segunda etapa y caídas de presión en la primera y segunda etapa y en el bastidor. Un extracto de los datos de ósmosis inversa se muestra en la Tabla 4.6.

DATOS PROCESO - OI																						
Fecha		Bastidor de Ósmosis Inversa																				
	Caudal (m³/h)	Caudal (m³/h)	Caudal (m³/h)	Caudal (m³/h)	Caudal (m³/h)	Factor de Conversión 1ª Etapa (%)	Factor de Conversión 2ª Etapa (%)	Factor Conversión Bastidor O.I.(%)	Temperatura (°C)	SDI	Conduct. (µS/cm)	Caudal. (m³/h)	pH	Presión (bar)	Presión (bar)	Presión (bar)	Presión (bar)	Presión (bar)	ΔP 1ª Etapa (bar)	ΔP 2ª Etapa (bar)	ΔP Bastidor (bar)	ΔP Filtros de cartucho (bar)
dd-mm-aa	Agua Entrada 1ª etapa	Agua Producto 1ª etapa	Agua Entrada 2ª etapa	Agua Producto 2ª etapa	Agua Producto Total				Agua Entrada 1ª Etapa	Agua Entrada 1ª Etapa	Agua Producto 1ª Etapa	Agua Producto Total	Agua Entrada	Agua Aspiración a BAP	Agua entrada 1ª Etapa	Agua entrada 2ª Etapa	Agua Rechazo					
1-oct-08	50	29	21	7	36	58	33.33	72	26.8		1987	310	6.2	4.8	17	15	14		2	1	3	0.7

Tabla 4.6: Extracto de datos del proceso de ósmosis inversa

A partir de esta Tabla 4.6 se elaboró otra conteniendo sólo aquéllos más relevantes, como son la fecha, el caudal de entrada a la primera etapa, el factor de conversión del bastidor, la temperatura, el pH y la presión a la entrada de la primera etapa (Tabla 4.2).

Se aplicaron los datos del proceso de ósmosis a la ecuación del modelo de solución-difusión suministrada por el fabricante de las membranas de ósmosis inversa (FilmTec™) para obtener el factor de ensuciamiento pero no se obtuvieron resultados satisfactorios. Por este motivo y con el mismo objetivo, se empleó el programa del mismo fabricante, denominado ROSA. Mediante esta aplicación informática se consiguió evaluar el factor de ensuciamiento para cada uno de los días de los que se disponían datos del proceso de ósmosis.

2. Elaboración de la tabla de resultados a estudiar.

Para cada día concreto en el que se disponía de datos del proceso de ósmosis inversa se comprobó la existencia de datos de los indicadores de calidad. En el caso de existir, se calculó, para cada variable DQO, DBO₅ y SS, el valor medio de las dos líneas.

Después de haber calculado los valores medios de los indicadores y de haber realizado la estimación del factor de ensuciamiento en las fechas concretas, se creó una tabla de resultados (cuyo extracto se muestra en la Tabla 4.7) englobando los datos del proceso de

ósmosis, los valores medios de los indicadores de calidad y el factor de ensuciamiento sin la corrección por temperatura. Este último factor se obtiene a partir del factor de ensuciamiento suministrado por el programa ROSA y del factor de corrección de temperatura (TCF) aportado por el fabricante mediante las expresiones 4.17.

TABLA DE RESULTADOS									
Fecha	Bastidor de Ósmosis Inversa					Resultados			
dd-mm-aa	Caudal (m ³ /h)	Factor Conversión Bastidor O.I. (%)	Temperatura (°C)	pH	Presión (bar)	Factor de ensuciamiento sin corrección de temperatura	DQO	DBO ₅	SS
	Agua Entrada 1ª etapa		Agua Entrada 1ª Etapa	Agua Entrada	Agua Entrada 1ª Etapa				
1-oct-08	50	72	26,8	6,2	17	0,3745	102	12,60	25,00

Tabla 4.7: Extracto de los resultados a estudiar

En definitiva, se agruparon los datos de los indicadores de calidad con los de la ósmosis inversa que se generaron el mismo día. Se realizó este procedimiento de esta manera porque se han encontrado días en los que el bastidor de ósmosis ha estado parado o no se han registrado datos y, además, debido a que los datos de los indicadores sólo se obtienen una vez por semana.

Una vez obtenida la tabla con los datos a estudiar se inicia lo que se ha denominado «Tratamiento estadístico, Fase 1» en la que se realiza un análisis gráfico y analítico de detección de valores anómalos para cada una de las cuatro variables, factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS.

3. Representación gráfica de las variables.

La mejor manera de ilustrar el valor de una magnitud es mediante su representación gráfica, por ello, el primer paso para examinar cualquier conjunto de datos consiste en representar su correspondiente diagrama de dispersión. Esta representación se ha realizado para cada una de las cuatro variables anteriormente señaladas y permite evaluar de forma visual y rápida la dispersión de los valores y su rango de variación.

Otra forma de valorar la evolución temporal de los datos es mediante el diagrama o representación de secuencias cronológicas en el que, en abscisas, se indica o la fecha del dato o su número ordinal correspondiente de forma cronológica. Este tipo de gráfico permite visualizar claramente la tendencia, por ejemplo, ascendente o descendente, de una variable y también el rango de oscilación de la misma. Asimismo, se han representado las secuencias cronológicas de las cuatro variables consideradas en esta fase del tratamiento estadístico.

4. Detección de valores atípicos.

La identificación de valores atípicos o anómalos se ha realizado tanto de forma gráfica

como de forma analítica. La forma gráfica se ha realizado empleando dos tipos de representaciones conocidas como diagrama de cajas y bigotes y como diagrama de control o de la media y desviación típica. Este diagrama se obtiene añadiendo a la representación de secuencias cronológicas las líneas correspondientes a la media, $\pm\sigma$, $\pm2\sigma$, $\pm3\sigma$ y $\pm4\sigma$, siendo σ la desviación típica de esa muestra.

Se han representado los diagramas de cajas y bigotes de las variables en estudio los cuales reflejan cinco parámetros de cada muestra: límite inferior, primer cuartil (q_1), mediana (q_2), tercer cuartil (q_3) y límite superior. A partir de estos cinco parámetros se pueden obtener fácilmente otros dos: el rango y el rango intercuartílico ($q_3 - q_1$) el cual abarca el 50% de los datos. Además, también muestran, de forma clara, la simetría o asimetría de la distribución, la dispersión de los valores y los datos atípicos o anómalos. Se considera que un dato es atípico si se encuentra más alejado de 1,5 veces el recorrido intercuartílico desde el cuartil 1 y 3 hacia los extremos. Se considera que un anómalo extremo si se encuentra más alejado de 3 veces el rango intercuartílico.

La forma analítica de detectar valores atípicos es mediante la prueba de Grubbs, tal como se indicó en el apartado 4.1.5. Este test permite identificar sólo un dato anómalo y, por ello, es necesario realizar esta prueba de forma iterativa eliminando en el valor anormal hasta conseguir que la prueba sea favorable. Se ha aplicado la prueba de Grubbs a las variables hasta conseguir que todas las muestras no presenten valores anómalos.

5. Elaboración de la tabla de resultados definitivos a estudiar.

Con la eliminación de los datos anómalos o atípicos se consigue preparar la tabla de resultados definitivos y se concluye esta fase del estudio. A continuación, se llega a lo que se ha considerado «Tratamiento estadístico, Fase 2». En esta fase se aplica las pruebas de bondad de ajuste a la distribución normal y los tests de homocedasticidad, como requisito previo al análisis factorial.

6. Realización de pruebas de bondad de ajuste a la normalidad de los datos.

Antes de realizar un análisis de factores es necesario comprobar si los datos se ajustan a la distribución de probabilidad normal o, lo que es lo mismo, comprobar que los datos examinados «no hacen probable que la distribución no sea la normal». Esta comprobación se consigue realizando lo que se conoce como pruebas de bondad de ajuste a la normalidad y entre las más empleadas están los tests de Kolmogórov-Smirnov (K-S), de Anderson-Darling (A-D), de Shapiro-Wilk (S-W) y de chi-cuadrado.

La prueba de Kolmogórov-Smirnov considera que la media μ del parámetro en estudio es igual a cero y que su desviación típica σ vale la unidad, es decir, compara los datos con la distribución normal $N(0, 1)$ estándar o tipificada. Por ello, la aplicación informática DATAPLOT hace uso de la media μ y la desviación típica σ del parámetro a estudiar para, posteriormente, determinar la variable Z tipificada, mediante la ecuación 4.18.

$$Z = \frac{\xi - \mu}{\sigma} \quad (4.18)$$

El programa informático tiene predefinidas las variables `ksloc` y `ksscale` para almacenar los valores de la media μ y la desviación típica σ , respectivamente. Por este motivo, antes de ejecutar la orden que realiza la prueba se han modificado, mediante el comando `let`, estas variables adaptándolas a cada una de las cuatro variables en estudio.

Después de realizar la prueba de Kolmogórov-Smirnov se han realizado las de Anderson-Darling (A-D), de Shapiro-Wilk (S-W) y de chi-cuadrado para cada uno de los cuatro parámetros (factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS.)

A modo de resumen, se ha preparado una tabla en la que se recogen cada una de las pruebas realizadas junto con la aceptación o el rechazo de la hipótesis de normalidad.

7. Realización de pruebas de homocedasticidad.

Respecto a las homogeneidad de las varianzas se han realizado dos pruebas conocidas como prueba de Bartlett y de Levene entre pares de variables. En general, el test más empleado es el de Bartlett a pesar de ser más sensible que el de Levene a la pérdida de normalidad. Se han aplicado ambas pruebas a cada par de variables de las cuatro en estudio considerando como hipótesis nula la igualdad de sus varianzas (homocedasticidad) y como hipótesis alternativa varianzas no iguales (heterocedasticidad).

Posteriormente, se ha mostrado un resumen de los resultados obtenidos al aplicar estos métodos de comprobación de las varianzas.

8. Detección y análisis de correlaciones.

Una vez que se ha comprobado la normalidad de las variables y la igualdad de varianzas entre ellas se ha pasado a estudiar las correlaciones existentes entre cada par de parámetros.

Lo primero que se ha hecho es obtener la representación gráfica, en forma matricial, de los pares de variables. Sobre cada subgráfica se ha mostrado la curva suavizada mediante la regresión por mínimos cuadrados lineales ponderados LOWESS para identificar la tendencia de los datos.

Una vez obtenida la representación gráfica de las correlaciones se determina la matriz de correlaciones lineales con sus correspondientes coeficientes de correlación lineal (r), entendiéndose como tal aquel número comprendido entre menos uno y más uno. Por ello, se suele emplear su cuadrado que se conoce como coeficiente de determinación (r^2). Otra forma de evaluar las relaciones entre las variables consiste en calcular el determinante de la matriz de correlaciones de forma que si dicho determinante es muy bajo las correlaciones son muy altas.

La siguiente tarea a realizar consiste en aplicar el procedimiento de correlaciones parciales para calcular los coeficientes de correlación parcial, los cuales describen la relación lineal existente entre dos variables mientras se controlan los efectos del resto de variables.

Teniendo en cuenta que el procedimiento anterior no es adecuado para detectar dos variables que están perfectamente relacionadas de forma no lineal, es necesario aplicar entonces, el método de correlación de Spearman. Esta técnica calcula el coeficiente de correlación de Spearman para cuantificar el grado de dependencia monótona entre variables y su alta o baja correlación no lineal.

Las tres técnicas de detección y análisis de correlaciones se aplicaron, en primer lugar, a cuatro variables (factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS) y posteriormente, a nueve variables que son las cuatro anteriores más el factor de conversión, la temperatura, el pH, la presión de alimentación y el caudal de entrada.

9. Análisis factorial.

Finalizada la detección y análisis de correlaciones se ha realizado un análisis factorial con el objeto de explicar siguiendo las características de los modelos lineales un conjunto de variables mediante un número reducido de factores. La primera tarea a realizar es analizar la matriz de correlaciones entre las variables. Uno de los requisitos que se tienen que cumplir para realizar un análisis factorial es que las correlaciones sean altas. Esto se comprueba observando el **valor-P** en la matriz de correlaciones el cual tiene que ser igual o próximo a cero.

Mediante la obtención de la matriz de valores propios y porcentaje de varianza se puede obtener el número de factores que explican el mayor porcentaje de la variabilidad en los datos originales. Los factores que presenten un valor propio superior a la unidad formarán parte del grupo de factores principales. Esto se conoce como criterio de extracción de factores de Kaiser.

Para decidir cuáles son los factores principales es necesario obtener la matriz de ponderaciones o de cargas antes rotar. Luego, mediante un método de rotación varimax se rota la matriz de cargas de los factores extraídos. La rotación varimax maximiza la varianza de las cargas cuadradas en cada columna de la matriz de cargas.

Finalmente, para cada factor hay que extraer las variables iniciales considerando aquellas cuyo peso sea superior a 0,5 en la matriz de cargas después de la rotación varimax.

10. Selección, ajuste y validación.

Finalmente, considerando los resultados obtenidos tanto en el estudio de correlaciones como en el análisis factorial se procede a seleccionar, ajustar y validar varias expresiones matemáticas que relacionan el factor de ensuciamiento con las variables en estudio.

La selección se ha realizado partiendo de las funciones matemáticas básicas conocidas, es decir, expresiones lineales, polinómicas, múltiples variables lineales y racionales.

El ajuste de los datos a las expresiones seleccionadas, es decir, la determinación de los parámetros de la función seleccionada, se ha realizado mediante regresión de mínimos cuadrados. Por ello, en cada caso, se buscado la expresión que mejor relaciona cada una de las variables en estudio con el factor de ensuciamiento. Por otro lado, junto con estas expresiones se han representado sus intervalos de confianza que permiten identificar el patrón de comportamiento del factor de ensuciamiento frente a las variables.

La validación de las diferentes expresiones se ha realizado considerando el coeficiente de determinación y el estudio de los residuos (histograma, probabilidad acumulada, ...)

4.2.4. Análisis dimensional

Tal como se comentó en el apartado 4.1.12, es posible aplicar el Teorema de Pi para encontrar una expresión que describa un proceso físico gobernado por una relación dimensionalmente homogénea. Para ello, es necesario que se cumpla el Principio de Homogeneidad Dimensional (PHD) según el cual cualquier ecuación que describe por completo un fenómeno físico debe ser dimensionalmente homogénea, es decir, las dimensiones en ambos lados de la ecuación deben ser las mismas y las dimensiones de todos los términos aditivos de la ecuación deben ser iguales.

Este método a priori puede permitir obtener una o varias expresiones que relacionan el factor de ensuciamiento con la DQO, DBO₅ y SS. Los pasos del Teorema de Pi que se han aplicado son:

- Elaboración de una lista de las n variables a estudiar.
- Redacción de las dimensiones de cada variable de acuerdo con el sistema MLT.
- Determinación del número de dimensiones diferentes o fundamentales m que se emplean en las variables del problema.
- Determinación del número de parámetros adimensionales independientes en los que se pueden agrupar las variables del problema.
- Creación de grupos.

Análisis de resultados

Índice

5.1. Introducción	113
5.2. Representación de variables a estudiar	113
5.3. Representación gráfica de las variables en estudio	115
5.4. Resultados de la detección de valores atípicos	120
5.5. Realización de pruebas de normalidad	130
5.6. Realización de pruebas de homocedasticidad	137
5.7. Detección y análisis de correlaciones	142
5.8. Análisis factorial	150
5.9. Selección, ajuste y validación de modelos de regresión	153
5.10. Aplicación del Teorema de Pi	170

5.1. Introducción

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos atendiendo a tres formas distintas. La primera se basa en la agrupación de datos en tablas. La segunda consiste en la representación gráfica de resultados y, por último, se mostrarán los resultados de aplicaciones informáticas estadísticas en formato texto.

En los apartados siguientes se muestran los resultados obtenidos en cada una de las fases del estudio, comentadas en la metodología específica, así como el análisis y discusión de los mismos.

El tratamiento estadístico que se ha realizado en este capítulo se ha basado en las variables: factor de ensuciamiento, demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y sólidos en suspensión (SS).

5.2. Representación de variables a estudiar

La Tabla 5.1 sintetiza parte de los datos representativos del proceso de ósmosis inversa junto con los resultados del factor de ensuciamiento sin corrección de temperatura y con los

valores medios (de las dos líneas de producción) de la demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y sólidos en suspensión.

TABLA DE RESULTADOS									
Fecha	Bastidor de Ósmosis Inversa					Resultados			
dd/mm/aa	Caudal (m ³ /h)	Factor Conversión Bastidor O.I. (%)	Temperatura (°C)	pH	Presión (bar)	Factor de ensuciamiento sin corrección de temperatura	DQO	DBO ₅	SS
	Agua Entrada 1ª etapa		Agua Entrada 1ª Etapa	Agua Entrada	Agua Entrada 1ª Etapa				
05/04/07	50	82,00	20,30	7,70	17,20	0,6874	102,50	12,60	25,00
12/04/07	47	80,85	21,60	7,10	17,40	0,5661	76,00	11,15	10,00
26/04/07	47	80,85	21,90	7,10	17,20	0,5608	68,00	8,95	22,50
03/05/07	45	77,78	23,60	7,00	17,00	0,4559	87,50	16,95	32,50
10/05/07	45	77,78	24,90	7,00	17,00	0,4147	35,00	9,20	10,00
24/05/07	50	76,00	23,00	7,00	17,00	0,5177	58,50	12,25	17,50
14/06/07	41	76,00	23,70	7,60	18,00	0,3744	80,50	7,90	22,50
21/06/07	56	71,43	24,90	7,90	17,40	0,4603	26,50	7,35	17,50
28/06/07	66	71,21	24,60	7,30	19,40	0,4963	42,50	7,10	17,50
05/07/07	61	73,77	26,50	7,60	16,20	0,5131	48,50	10,25	32,50
12/07/07	55	67,27	26,50	7,60	16,60	0,4014	78,00	15,10	17,50
19/07/07	58	72,41	26,70	7,60	16,50	0,4596	115,50	13,20	27,50
26/07/07	56	68,75	26,60	7,50	16,60	0,5351	170,00	13,20	30,00
02/08/07	50	72,00	26,00	7,60	17,20	0,3887	68,50	7,45	7,50
09/08/07	61	73,77	26,40	7,70	17,00	0,4889	80,00	12,40	35,00
16/08/07	61	73,77	26,80	7,70	17,00	0,4766	36,00	7,40	22,50
07/11/07	57	71,93	24,50	7,70	16,60	0,5134	42,00	7,70	10,00
21/11/07	49	73,47	27,40	7,70	17,00	0,3616	47,50	8,55	17,50
07/02/08	50	72,00	23,20	6,20	17,00	0,4784	42,50	14,90	22,50
21/02/08	54	66,67	19,70	6,40	16,36	0,6442	36,50	6,95	12,50
06/03/08	60	75,00	24,20	7,70	16,20	0,5994	16,50	5,00	17,50
03/04/08	49	77,55	23,80	7,80	17,00	0,4896	50,50	13,00	17,50
10/04/08	50	82,00	26,10	7,10	17,10	0,4572	50,50	9,90	30,00
24/04/08	51	82,35	23,50	7,40	16,90	0,5693	70,50	7,55	15,00
30/04/08	50	90,00	25,20	7,70	16,30	0,6015	88,50	19,00	15,00
08/05/08	60	68,33	25,10	7,20	16,50	0,4934	88,00	11,60	17,50
14/05/08	60	71,67	25,00	7,60	17,00	0,5072	76,00	10,30	17,50
22/05/08	60	70,00	24,70	7,50	16,60	0,5182	79,50	9,60	25,00
29/05/08	60	70,00	25,40	7,60	16,80	0,4876	64,00	15,05	20,00
05/09/08	59	69,49	25,80	7,10	16,20	0,4824	69,50	8,35	5,00
11/09/08	60	71,67	26,90	7,20	15,30	0,5072	60,50	5,00	12,50
25/09/08	54	66,67	26,60	6,40	16,36	0,3935	90,50	15,40	27,50
01/10/08	50	72,00	26,80	6,20	17,00	0,3745	72,00	6,30	12,50
09/10/08	50	72,00	25,80	6,20	17,00	0,3989	41,00	5,30	10,00
16/10/08	49	71,43	25,90	6,20	17,00	0,3843	81,00	11,35	32,50
24/10/08	50	72,00	24,30	6,20	17,00	0,4414	68,00	5,00	20,00
06/11/08	50	72,00	24,20	6,20	17,00	0,4447	71,00	12,55	12,50
13/11/08	50	72,00	24,40	6,20	17,00	0,4382	71,00	8,20	15,00
20/11/08	49	71,43	23,50	6,20	17,00	0,4539	78,50	11,40	15,00
04/12/08	49	71,43	21,80	6,20	17,00	0,5143	63,50	5,00	12,50
11/12/08	49	71,43	21,50	6,20	17,00	0,5259	85,00	12,00	27,50
18/12/08	50	72,00	21,20	6,20	17,00	0,5544	123,50	12,55	27,50

Tabla 5.1: Resultados de los datos a estudiar

La fecha refleja el día en el que se realizaron las analíticas de las variables anteriores y, además, se tomaron los datos del proceso de ósmosis (caudal de alimentación, factor de

conversión, temperatura del agua de alimentación, pH, y presión de alimentación).

El tratamiento estadístico de los resultados se ha realizado haciendo uso de dos aplicaciones informáticas, una de ellas se denomina DATAPLOT y la otra aplicación se conoce como STATGRAPHICS Centurion XV Versión 15.2.06.

El programa DATAPLOT es una herramienta informática muy potente que tiene integradas y programadas muchas funciones estadísticas pero que presenta un entorno gráfico poco versátil y ameno. Tanto los datos como el procesamiento de los mismos hay que realizarlo mediante programación. En el Anexo A se incluye el código fuente que se ha programado para realizar los diversos ensayos o ajustes estadísticos. Además, los resultados no gráficos los suministra en modo texto en inglés y, por ello, en esta tesis se han incluido las salidas o resultados de este programa respetando el formato original y en el idioma inglés.

5.3. Representación gráfica de las variables en estudio

Dado que se intenta buscar alguna relación del factor de ensuciamiento frente a otras variables, es interesante, en una primera aproximación, representar gráficamente los valores del factor de ensuciamiento y de cada una de las variables.

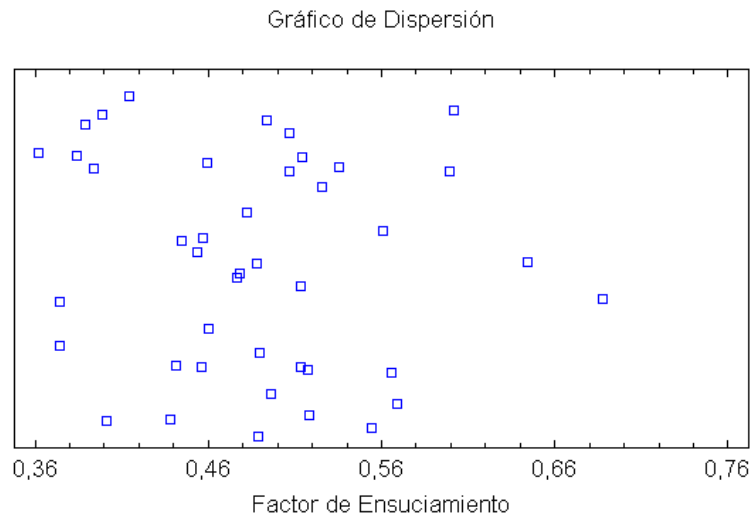


Figura 5.1: Diagrama de dispersión del factor de ensuciamiento

Los valores de factor de ensuciamiento obtenidos mediante el programa ROSA para los diferentes puntos de funcionamiento oscilan entre 0,3616 a 0,6874, siendo el valor medio de los valores estudiados igual a 0,4852 (Figuras 5.1 y 5.2).

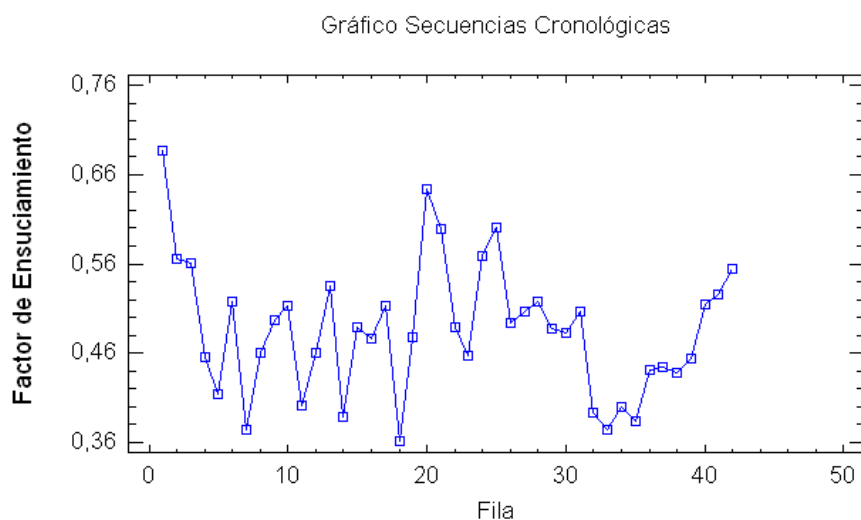


Figura 5.2: Representación cronológica del factor de ensuciamiento

A simple vista se observa que los valores oscilan alrededor del valor medio, dando lugar a una posible distribución normal de los mismos.

El diagrama de dispersión de la Demanda Química de Oxígeno varía entre 16,5 y 170 mg/l lo cual muestra un amplio rango de valores (Figura 5.3).

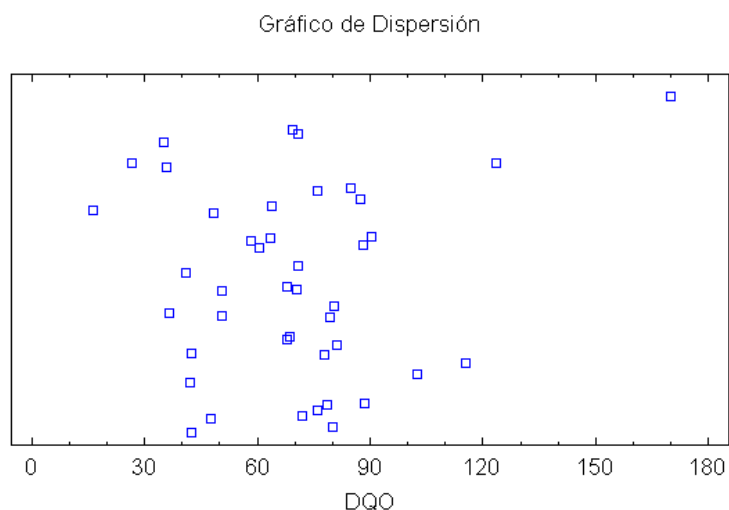


Figura 5.3: Diagrama de dispersión de la DQO

La representación temporal de los valores se muestra en la Figura 5.4. Analizando la evolución temporal de la Demanda Química de Oxígeno se aprecian indicios de un dato anómalo cuyo valor es superior a 150 mg/l y próximo a 180 mg/l.

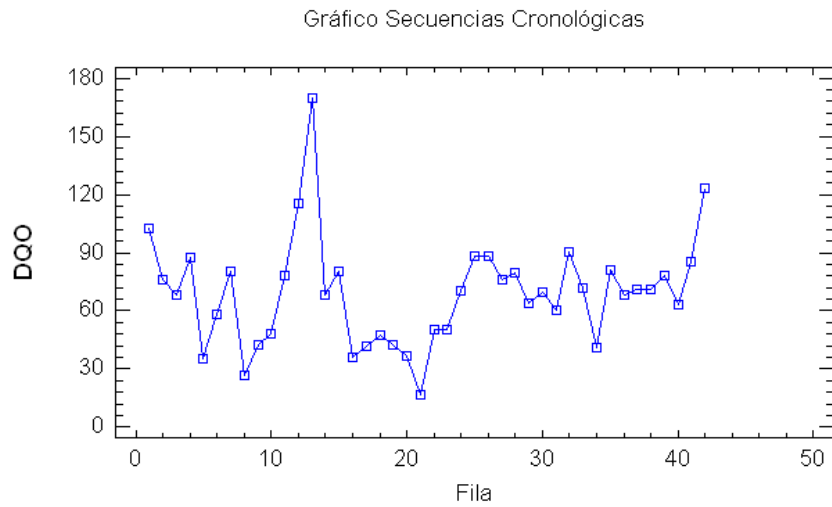


Figura 5.4: Representación cronológica de la DQO

La Demanda Bioquímica de Oxígeno toma un valor inferior de 5 mg/l y máximo de 19 mg/l y, aunque parezca lo contrario, estas mediciones están agrupadas en una franja o rango estrecho de tan sólo 14 mg/l. (Figura 5.5).

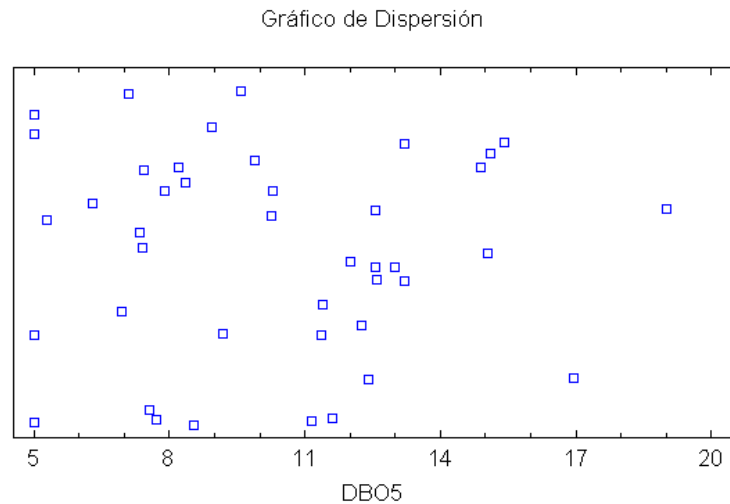


Figura 5.5: Diagrama de dispersión de la DBO_5

Es posible que el valor próximo a 20 mg/l sea un valor anómalo, pero esto se comprobará más adelante cuando se aplique el correspondiente test de comprobación.

La representación cronológica de la Demanda Bioquímica de Oxígeno se muestra en la Figura 5.6.

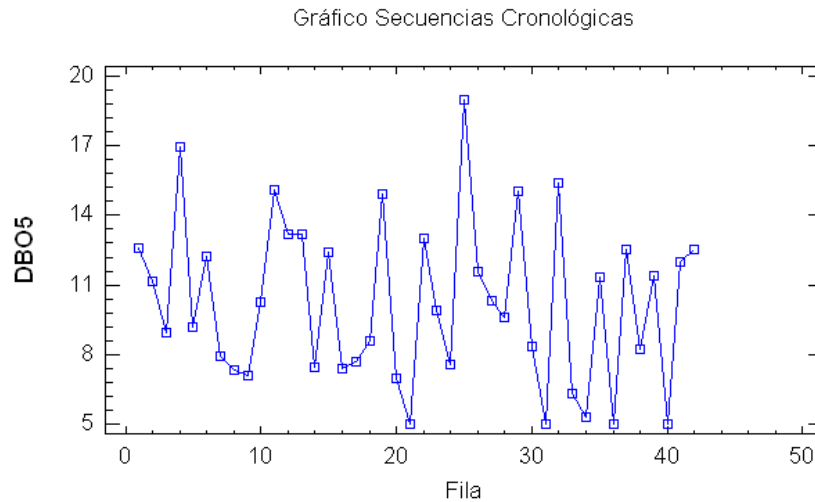


Figura 5.6: Representación cronológica de la DBO_5

Por último, los sólidos en suspensión se muestran en la Figura 5.7. Se observa una variación no muy amplia de 30 mg/l (entre 5 y 35 mg/l).

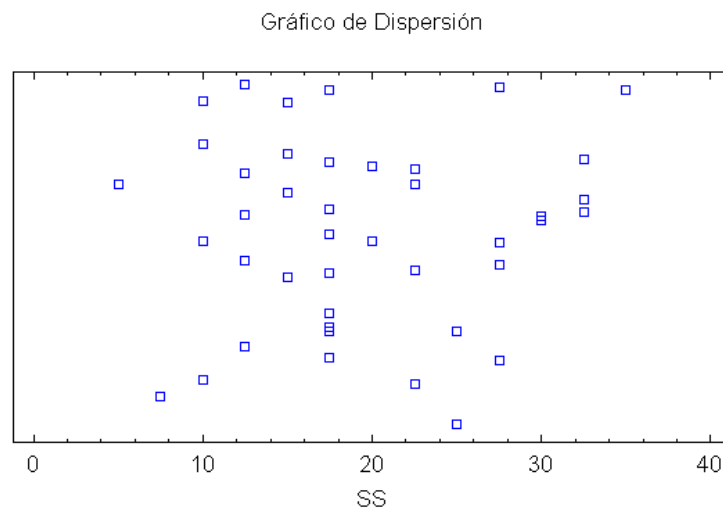


Figura 5.7: Diagrama de dispersión de los sólidos en suspensión

También se observa que los sólidos en suspensión pueden seguir una distribución normal ya que no se aprecian valores alejados del grupo de datos. La detección de los datos atípicos se realizará en apartados posteriores.

A continuación se representan los valores obtenidos de los sólidos en suspensión de forma cronológica, es decir, ordenados en función del día en el que se determinaron.

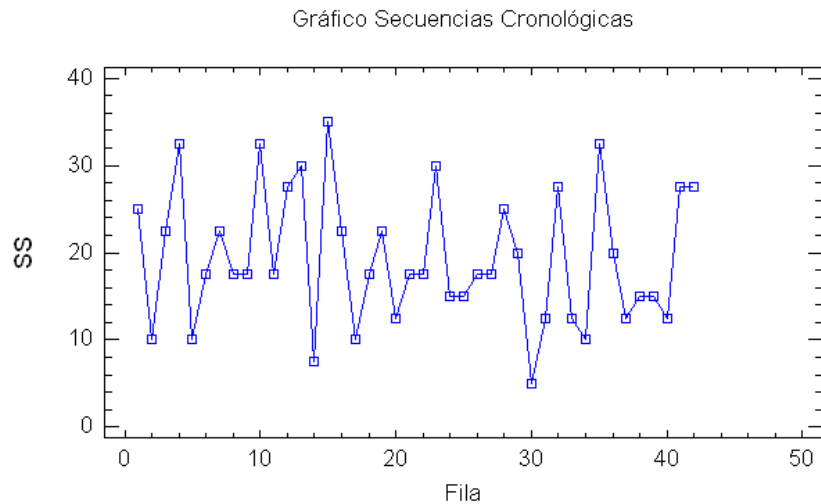


Figura 5.8: Representación cronológica de los sólidos en suspensión

No se aprecian indicios aparentes de la existencia de datos atípicos a la vista de la representación gráfica de la Figura 5.8.

Después de la representación de las variables en estudio, es interesante mostrar de forma agrupada los principales estadísticos de medidas de tendencia central para cada una de las variables.

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS
Número de datos	42	42	42	42
Media Aritmética	0,4865	69,07	10,24	19,40
Varianza	0,0054	771,75	12,27	58,48
Desviación Estándar	0,0739	27,78	3,502	7,65
Coefficiente de Variación	15,18 %	40,22 %	34,21 %	39,41 %
Mínimo	0,3616	16,50	5,00	5,00
Máximo	0,6874	170,00	19,00	35,00
Rango (Máx.-Mín.)	0,3258	153,50	14,00	30,00
Sesgo Estandarizado	1,26	2,91	0,98	0,825
Curtosis Estandarizada	0,40	4,29	-0,56	-1,01

Tabla 5.2: Resumen de estadísticos para el Factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS

Resulta interesante analizar el sesgo estandarizado y la curtosis estandarizada, los cuales pueden indicar si la muestra proviene de una distribución normal. Si los datos provienen de una distribución normal, tanto la asimetría como la curtosis estandarizada tienen que encontrarse

dentro del rango de -2 a +2. Por ello, en la Tabla 5.2 se ha destacado en color rojo aquellos valores que se encuentran fuera del rango señalado.

En el caso de los parámetros estudiados, dichos valores se encuentran dentro del rango esperado $[-2; +2]$ para todas las variables excepto para la DQO. Esta situación indica que la existencia de desviaciones significativas de la normalidad en la DQO, lo que tiende a invalidar cualquier prueba estadística que tenga como referencia a la desviación estándar.

5.4. Resultados de la detección de valores atípicos

Este apartado identifica los posibles valores atípicos en muestras de poblaciones que siguen una distribución normal.

El análisis gráfico para cada variable se inicia mostrando el correspondiente diagrama de cajas y bigotes y, posteriormente, el diagrama de la media y desviación típica (denominado, a veces, gráfico de control). Asimismo, se añade para cada caso los resultados analíticos de la prueba de Grubbs.

5.4.1. Análisis de la variable Factor de ensuciamiento

a) Diagrama de cajas y bigotes.

La primera variable a estudiar es el factor de ensuciamiento cuyo diagrama de cajas y bigotes se muestra en la Figura 5.9.

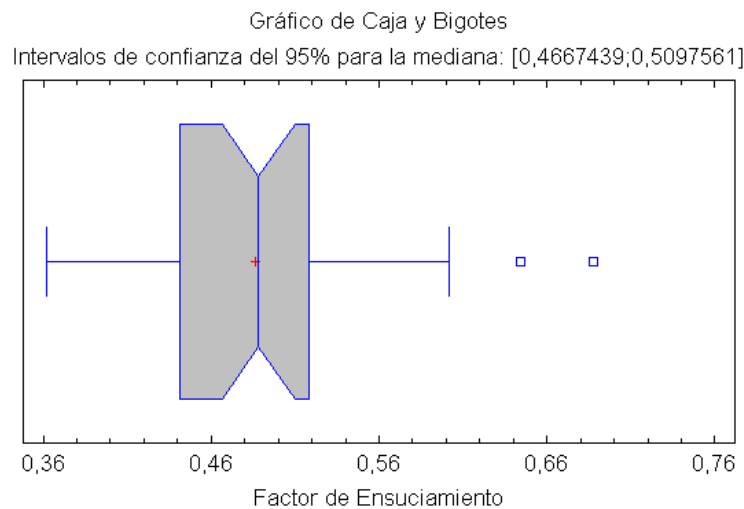


Figura 5.9: Diagrama de cajas y bigotes del factor de ensuciamiento

Al analizar el diagrama de cajas y bigotes se observa que hay dos posibles puntos alejados que permiten pensar que pueden tratarse de los atípicos en torno a 0,66.

b) Diagrama de la media y desviación típica.

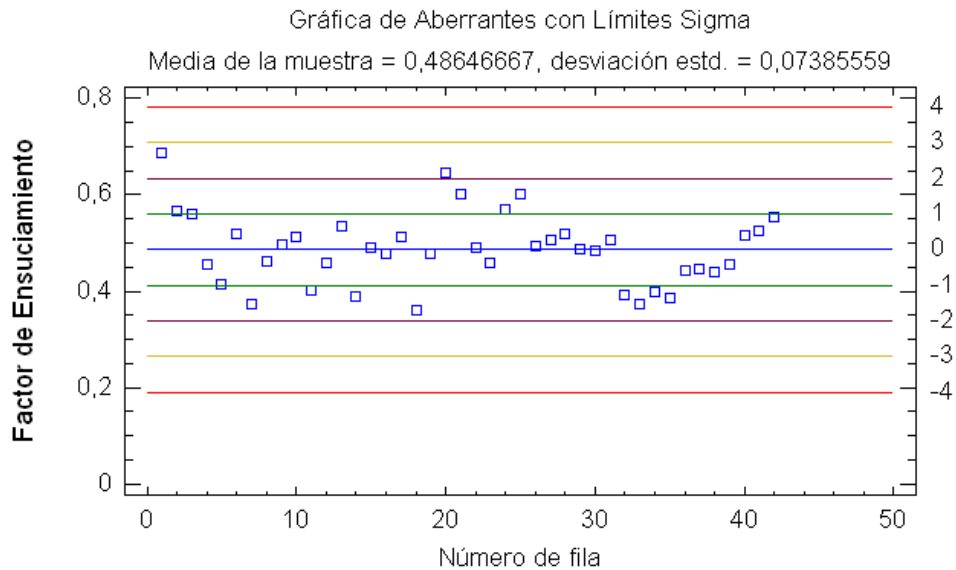


Figura 5.10: Valores atípicos en el factor de ensuciamiento

Se observa en la Figura 5.10 que los valores se encuentran a menos de 3σ .

c) Prueba de Grubbs.

Para comprobar si los valores alrededor de 0,66 son atípicos es necesario realizar una prueba o test específica. El resultado de dicho test para la variable factor de ensuciamiento es el siguiente:

```
>grubbs test fouling

GRUBBS TEST FOR OUTLIERS (TEST FOR BOTH MIN AND MAX)
(ASSUMPTION: NORMALITY)

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS    =      42
  MINIMUM                   =    0.3616000
  MEAN                      =    0.4864667
  MAXIMUM                   =    0.6874000
  STANDARD DEVIATION        =    0.7385559E-01

  GRUBBS TEST STATISTIC     =    2.720625

2. PERCENT POINTS OF THE REFERENCE DISTRIBUTION
   FOR GRUBBS TEST STATISTIC
  0      % POINT =    0.000000
  50     % POINT =    2.433255
  75     % POINT =    2.640820
  90     % POINT =    2.887483
  95     % POINT =    3.056733
  97.5   % POINT =    3.213338
  99     % POINT =    3.403682
  100    % POINT =    6.326437

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
   THERE ARE NO OUTLIERS.
```

Por tanto, se puede afirmar con nivel de confianza del 95% que no existen valores atípicos, aunque a priori, se pensó que podían presentarse dos valores anormales.

5.4.2. Análisis de la variable Demanda Química de Oxígeno

a₁) Diagrama de cajas y bigotes.

De la representación gráfica de la DQO y del resumen de los estadísticos de la Tabla 5.2 se observa que es posible que exista un valor atípico.

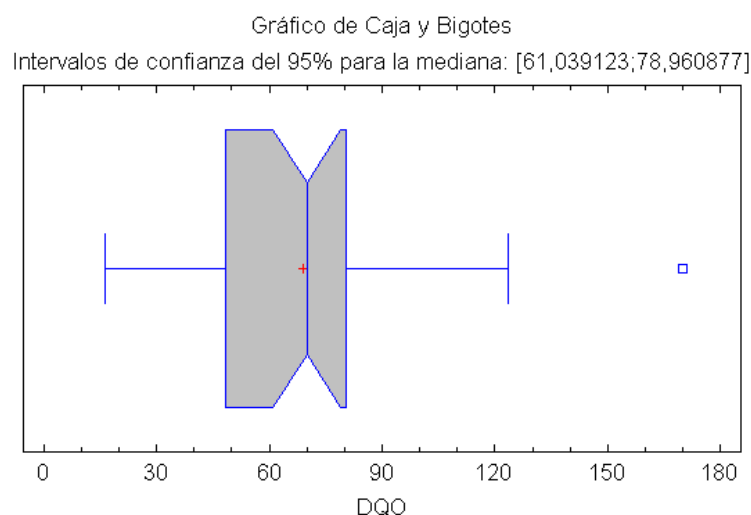


Figura 5.11: Diagrama de cajas y bigotes de la DQO

b₁) Diagrama de la media y desviación típica.

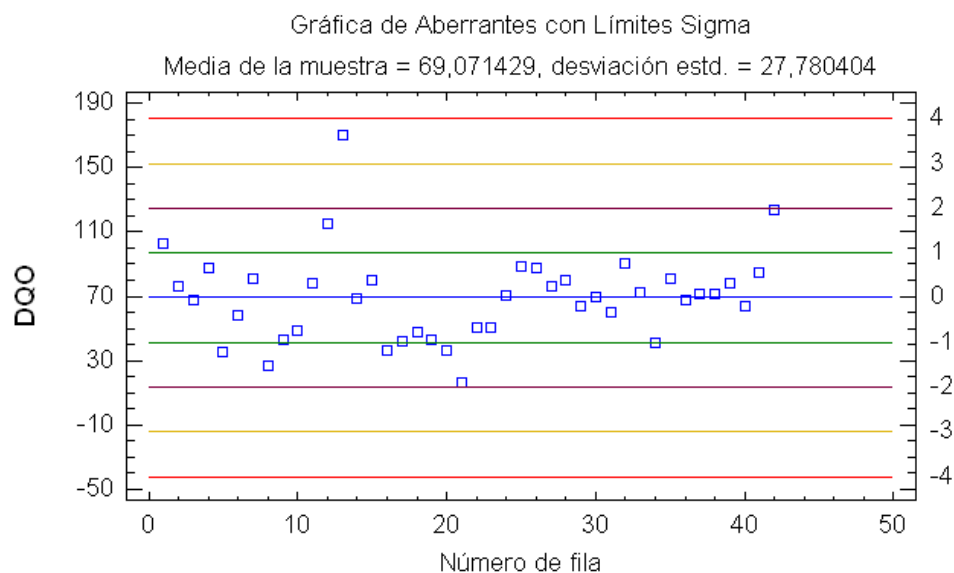


Figura 5.12: Valores atípicos en la DQO

En la Figura 5.12 se observa la presencia de un valor que se encuentra alejado de la media más de tres veces la desviación típica, por tanto, es posible que sea un valor atípico.

c₁) Prueba de Grubbs.

La confirmación de la existencia del valor anómalo que se aprecia en las Figuras 5.11 y 5.12 se obtiene realizando el test de Grubbs.

```
>grubbs test dqo

GRUBBS TEST FOR OUTLIERS (TEST FOR BOTH MIN AND MAX)
(ASSUMPTION: NORMALITY)

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      42
  MINIMUM                     =    16.50000
  MEAN                        =    69.07143
  MAXIMUM                     =    170.0000
  STANDARD DEVIATION          =    27.78041

  GRUBBS TEST STATISTIC       =    3.633085

2. PERCENT POINTS OF THE REFERENCE DISTRIBUTION
   FOR GRUBBS TEST STATISTIC
   0          % POINT      =    0.000000
   50         % POINT      =    2.433255
   75         % POINT      =    2.640820
   90         % POINT      =    2.887483
   95         % POINT      =    3.056733
   97.5       % POINT      =    3.213338
   99         % POINT      =    3.403682
   100        % POINT      =    6.326437

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
   THE VALUE,    170.0000    , IS AN OUTLIER.
```

Con un nivel de confianza del 95% se concluye que el valor más extremo (170) es un dato atípico y, por tanto, puede ser eliminado.

Como se ha encontrado un dato atípico en la variable DQO, se ha de eliminar y repetir el proceso hasta que todos los parámetros a estudiar carezcan de valores anómalos. Eliminando el valor 170 de la variable DQO se obtiene el resumen de los estadísticos que se muestra en la Tabla 5.3.

	DQO
Número de datos	41
Media Aritmética	66,61
Varianza	530,17
Desviación Estándar	23,02
Coficiente de Variación	34,57 %
Mínimo	16,50
Máximo	123,50
Rango (Máx.-Mín.)	107,00
Sesgo Estandarizado	0,29
Curtosis Estandarizada	0,16

Tabla 5.3: Resumen de estadísticos para la DQO

Ahora, a la vista del sesgo y la curtosis que se obtienen después de eliminar el dato anómalo, se observa que la muestra puede provenir de una distribución normal.

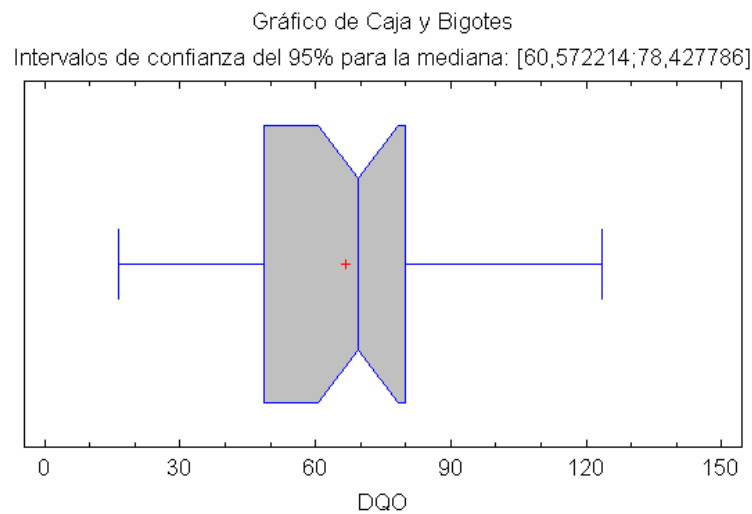
a₂) Diagrama de cajas y bigotes.

Figura 5.13: Diagrama de cajas y bigotes de la DQO después de eliminar un dato

No se aprecian valores por debajo del cuartil inferior (q_1) ni tampoco por encima del cuartil superior (q_3) lo que hace pensar que no existen valores atípicos.

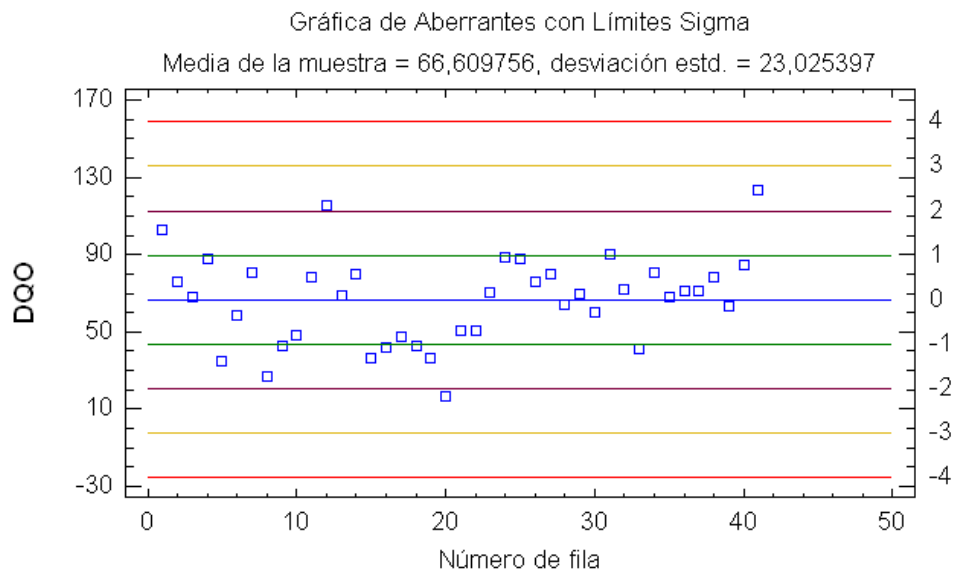
b₂) Diagrama de la media y desviación típica.

Figura 5.14: Valores atípicos en la DQO después de eliminar un dato

Se observa en la Figura 5.14 que los valores se encuentran alrededor del valor medio, encontrándose el más alejado a poco más de dos veces la desviación típica (2σ).

c₂) Prueba de Grubbs.

Volviendo a realizar el test de Grubbs a la variable DQO pero esta vez considerando sólo 41 datos, se obtiene:

```
>grubbs test dqo

GRUBBS TEST FOR OUTLIERS (TEST FOR BOTH MIN AND MAX)
(ASSUMPTION: NORMALITY)

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  MINIMUM                     =    16.50000
  MEAN                        =    66.60976
  MAXIMUM                     =    123.5000
  STANDARD DEVIATION          =    23.02540

  GRUBBS TEST STATISTIC       =    2.470761

2. PERCENT POINTS OF THE REFERENCE DISTRIBUTION
  FOR GRUBBS TEST STATISTIC
  0          % POINT =    0.000000
  50         % POINT =    2.423642
  75         % POINT =    2.631231
  90         % POINT =    2.877663
  95         % POINT =    3.046570
  97.5       % POINT =    3.202740
  99         % POINT =    3.392360
  100        % POINT =    6.246951

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE ARE NO OUTLIERS.
```

Es decir, la eliminación de un valor de la muestra de DQO ha sido suficiente para superar el test de Grubbs y, con ello, disponer de un conjunto de datos cuyos valores son cercanos a la media.

5.4.3. Análisis de la variable Demanda Bioquímica de Oxígeno

a) Diagrama de cajas y bigotes.

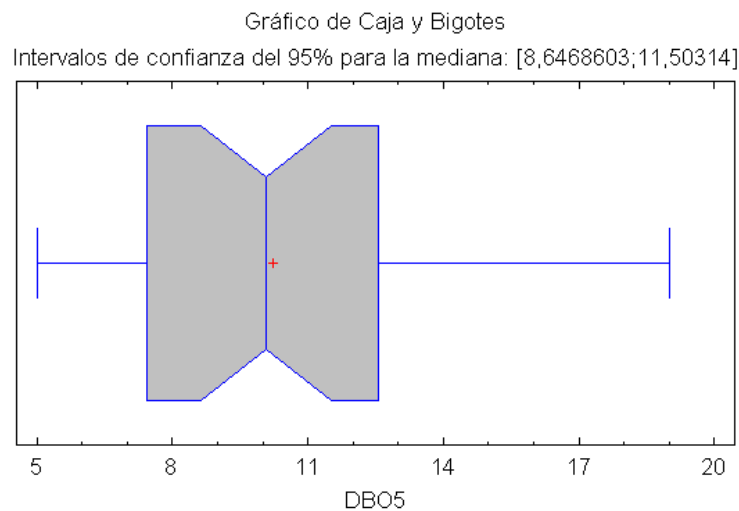


Figura 5.15: Diagrama de cajas y bigotes de la DBO₅

La Demanda Bioquímica de Oxígeno no parece que presente valores anómalos a la vista de las Figuras 5.15 y 5.16.

b) Diagrama de la media y desviación típica.

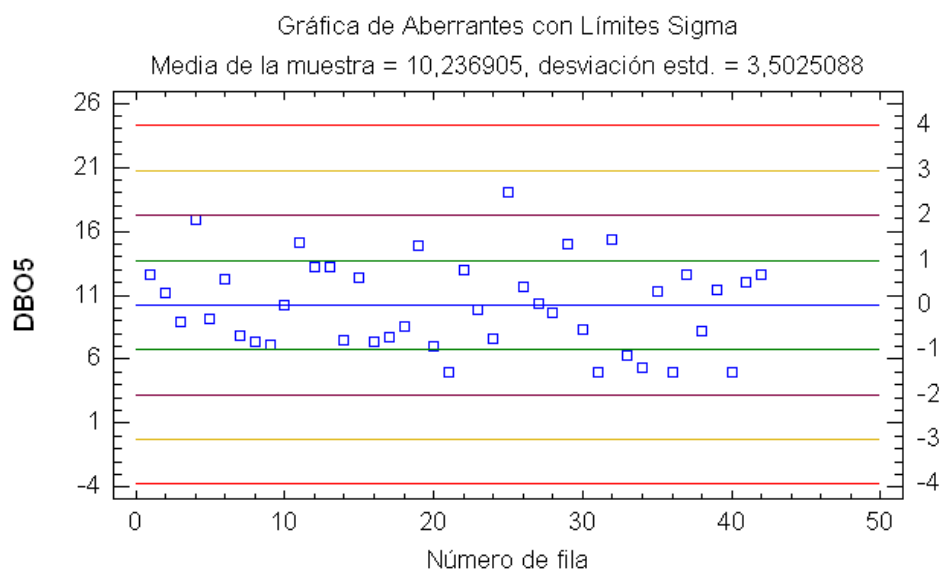


Figura 5.16: Valores atípicos en la DBO₅

c) Prueba de Grubbs.

```
>grubbs test dbo5

GRUBBS TEST FOR OUTLIERS (TEST FOR BOTH MIN AND MAX)
(ASSUMPTION: NORMALITY)

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS    =      42
  MINIMUM                   =      5.000000
  MEAN                      =     10.23691
  MAXIMUM                   =     19.00000
  STANDARD DEVIATION        =      3.502509

  GRUBBS TEST STATISTIC     =      2.501948

2. PERCENT POINTS OF THE REFERENCE DISTRIBUTION
   FOR GRUBBS TEST STATISTIC
  0          % POINT      =      0.000000
  50         % POINT      =      2.433255
  75         % POINT      =      2.640820
  90         % POINT      =      2.887483
  95         % POINT      =      3.056733
  97.5       % POINT      =      3.213338
  99         % POINT      =      3.403682
  100        % POINT      =      6.326437

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE ARE NO OUTLIERS.
```

El test de Grubbs confirma con un 95% de confianza que no hay presencia de valores anómalos en la muestra de Demanda Bioquímica de Oxígeno.

5.4.4. Análisis de la variable sólidos en suspensión

a) Diagrama de cajas y bigotes.

Por último, se analizan los sólidos en suspensión sin que se encuentren valores anómalos.

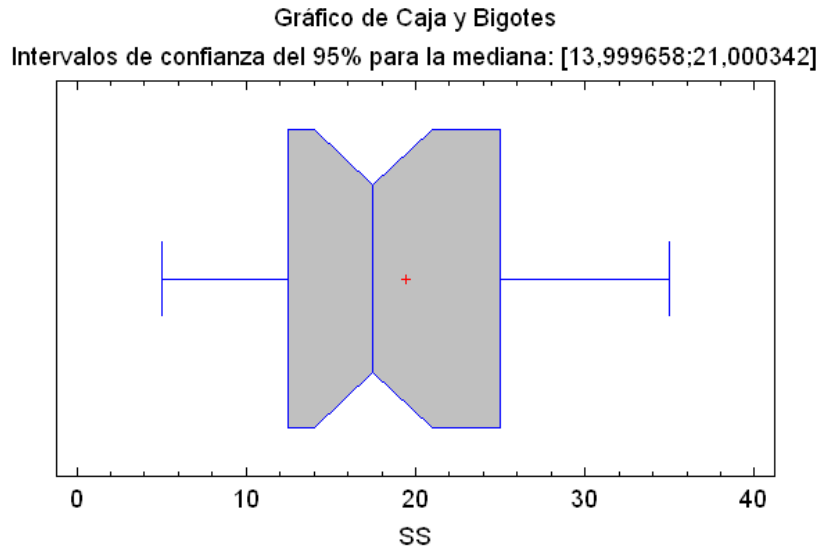


Figura 5.17: Diagrama de cajas y bigotes de la SS

b) Diagrama de la media y desviación típica.

No se aprecian valores que se encuentren alejados de la media más de 2σ .

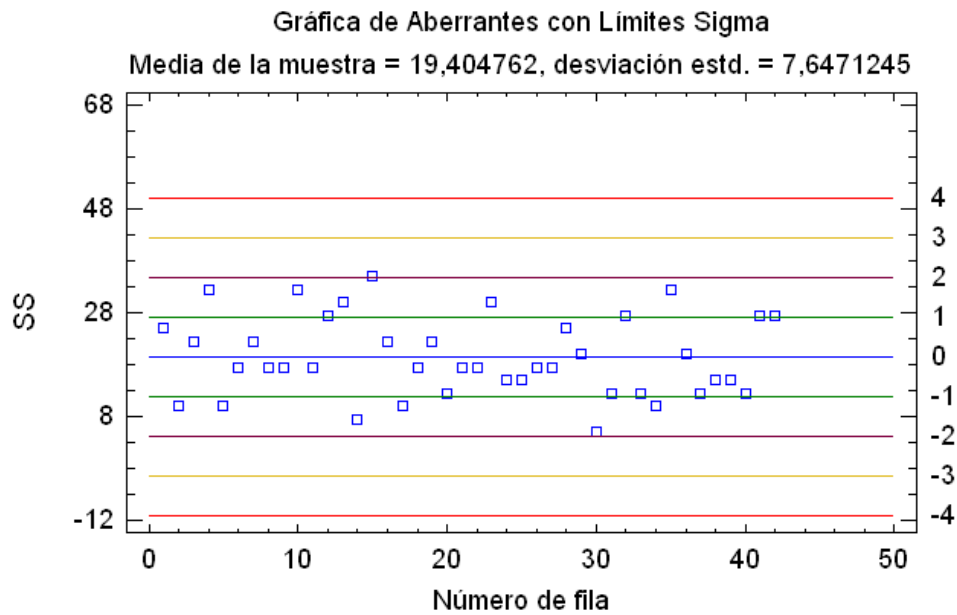


Figura 5.18: Valores atípicos en la SS

c) Prueba de Grubbs.

```

>grubbs test ss

                GRUBBS TEST FOR OUTLIERS (TEST FOR BOTH MIN AND MAX)
                (ASSUMPTION: NORMALITY)

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      42
  MINIMUM                     =      5.000000
  MEAN                         =     19.40476
  MAXIMUM                     =     35.00000
  STANDARD DEVIATION           =     7.647124

  GRUBBS TEST STATISTIC        =     2.039360

2. PERCENT POINTS OF THE REFERENCE DISTRIBUTION
   FOR GRUBBS TEST STATISTIC
    0          % POINT =     0.000000
   50          % POINT =     2.433255
   75          % POINT =     2.640820
   90          % POINT =     2.887483
   95          % POINT =     3.056733
  97.5         % POINT =     3.213338
   99          % POINT =     3.403682
  100          % POINT =     6.326437

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
   THERE ARE NO OUTLIERS.

```

Al igual que sucedió con la DBO_5 , tanto si consideramos 42 valores como si consideramos 41 valores, los resultados que se obtienen al aplicar el test de Grubbs confirman que no hay presencia de datos atípicos en la variable SS.

5.4.5. Resumen de los datos definitivos a estudiar

Un vez concluida la primera fase del tratamiento estadístico se obtiene como resultado el conjunto de datos a estudiar. En este caso, se ha encontrado un único valor anómalo en la variable DQO y, por consiguiente, sólo se han eliminado el resto de valores del mismo día, correspondiente al 26 de junio de 2007.

Tras la eliminación de los valores se ha podido obtener conjuntos de datos que no presentan ningún dato anómalo en las variables DQO, DBO_5 y SS.

En la Tabla 5.4 se reflejan todos los datos que no formarán parte del resto del estudio estadístico y se ha tachado la línea correspondiente al dato eliminado.

TABLA DE RESULTADOS									
Fecha	Bastidor de Ósmosis Inversa					Resultados			
dd/mm/aa	Caudal (m ³ /h)	Factor Conversión	Temperatura (°C)	pH	Presión (bar)	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS
	Agua Entrada 1ª etapa	Bastidor O.I. (%)	Agua Entrada 1ª Etapa	Agua Entrada	Agua Entrada 1ª Etapa	sin corrección de temperatura			
05/04/07	50	82,00	20,30	7,70	17,20	0,6874	102,50	12,60	25,00
12/04/07	47	80,85	21,60	7,10	17,40	0,5661	76,00	11,15	10,00
26/04/07	47	80,85	21,90	7,10	17,20	0,5608	68,00	8,95	22,50
03/05/07	45	77,78	23,60	7,00	17,00	0,4559	87,50	16,95	32,50
10/05/07	45	77,78	24,90	7,00	17,00	0,4147	35,00	9,20	10,00
24/05/07	50	76,00	23,00	7,00	17,00	0,5177	58,50	12,25	17,50
14/06/07	41	76,00	23,70	7,60	18,00	0,3744	80,50	7,90	22,50
21/06/07	56	71,43	24,90	7,90	17,40	0,4603	26,50	7,35	17,50
28/06/07	66	71,21	24,60	7,30	19,40	0,4963	42,50	7,10	17,50
05/07/07	61	73,77	26,50	7,60	16,20	0,5131	48,50	10,25	32,50
12/07/07	55	67,27	26,50	7,60	16,60	0,4014	78,00	15,10	17,50
19/07/07	58	72,41	26,70	7,60	16,50	0,4596	115,50	13,20	27,50
26/07/07	56	68,75	26,60	7,50	16,60	0,5351	170,00	13,20	30,00
02/08/07	50	72,00	26,00	7,60	17,20	0,3887	68,50	7,45	7,50
09/08/07	61	73,77	26,40	7,70	17,00	0,4889	80,00	12,40	35,00
16/08/07	61	73,77	26,80	7,70	17,00	0,4766	36,00	7,40	22,50
07/11/07	57	71,93	24,50	7,70	16,60	0,5134	42,00	7,70	10,00
21/11/07	49	73,47	27,40	7,70	17,00	0,3616	47,50	8,55	17,50
07/02/08	50	72,00	23,20	6,20	17,00	0,4784	42,50	14,90	22,50
21/02/08	54	66,67	19,70	6,40	16,36	0,6442	36,50	6,95	12,50
06/03/08	60	75,00	24,20	7,70	16,20	0,5994	16,50	5,00	17,50
03/04/08	49	77,55	23,80	7,80	17,00	0,4896	50,50	13,00	17,50
10/04/08	50	82,00	26,10	7,10	17,10	0,4572	50,50	9,90	30,00
24/04/08	51	82,35	23,50	7,40	16,90	0,5693	70,50	7,55	15,00
30/04/08	50	90,00	25,20	7,70	16,30	0,6015	88,50	19,00	15,00
08/05/08	60	68,33	25,10	7,20	16,50	0,4934	88,00	11,60	17,50
14/05/08	60	71,67	25,00	7,60	17,00	0,5072	76,00	10,30	17,50
22/05/08	60	70,00	24,70	7,50	16,60	0,5182	79,50	9,60	25,00
29/05/08	60	70,00	25,40	7,60	16,80	0,4876	64,00	15,05	20,00
05/09/08	59	69,49	25,80	7,10	16,20	0,4824	69,50	8,35	5,00
11/09/08	60	71,67	26,90	7,20	15,30	0,5072	60,50	5,00	12,50
25/09/08	54	66,67	26,60	6,40	16,36	0,3935	90,50	15,40	27,50
01/10/08	50	72,00	26,80	6,20	17,00	0,3745	72,00	6,30	12,50
09/10/08	50	72,00	25,80	6,20	17,00	0,3989	41,00	5,30	10,00
16/10/08	49	71,43	25,90	6,20	17,00	0,3843	81,00	11,35	32,50
24/10/08	50	72,00	24,30	6,20	17,00	0,4414	68,00	5,00	20,00
06/11/08	50	72,00	24,20	6,20	17,00	0,4447	71,00	12,55	12,50
13/11/08	50	72,00	24,40	6,20	17,00	0,4382	71,00	8,20	15,00
20/11/08	49	71,43	23,50	6,20	17,00	0,4539	78,50	11,40	15,00
04/12/08	49	71,43	21,80	6,20	17,00	0,5143	63,50	5,00	12,50
11/12/08	49	71,43	21,50	6,20	17,00	0,5259	85,00	12,00	27,50
18/12/08	50	72,00	21,20	6,20	17,00	0,5544	123,50	12,55	27,50

Tabla 5.4: Identificación de datos anómalos.

Como consecuencia de la disminución de datos se han recalculado los nuevos valores de los estadísticos de medidas de centralización y de dispersión. El resumen de dichos estadísticos se muestra en la Tabla 5.5.

Se observa que el sesgo estandarizado y la curtosis estandarizada de todas la variables toman valores dentro del rango esperado $[-2; +2]$.

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS
Número de datos	41	41	41	41
Media Aritmética	0,4852	66,61	10,16	19,15
Varianza	0,0055	530,17	12,35	57,06
Desviación Estándar	0,0743	23,02	3,51	7,55
Coefficiente de Variación	15,32 %	34,57 %	34,57 %	39,45 %
Mínimo	0,3616	16,50	5,00	5,00
Máximo	0,6874	123,50	19,00	35,00
Rango (Máx.-Mín.)	0,3258	107,00	14,00	30,00
Sesgo Estandarizado	1,36	0,29	1,11	0,96
Curtosis Estandarizada	0,43	0,16	-0,48	-0,83

Tabla 5.5: Resumen de estadísticos de factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS

5.5. Realización de pruebas de bondad de ajuste a la normalidad

Con el objeto de conocer si una población se ajusta a una distribución de probabilidad determinada, p.e., normal, se pueden realizar alguna de las pruebas siguientes:

1. Prueba de Kolmogórov-Smirnov (K-S)
2. Prueba de Anderson-Darling (A-D)
3. Prueba de Shapiro-Wilk (S-W)
4. Chi-cuadrado χ^2

5.5.1. Prueba de Kolmogórov-Smirnov

Esta prueba considera como hipótesis nula H_0 que los datos siguen la distribución de probabilidad normal $N(0, 1)$ y calcula el estadístico Kolmogórov-Smirnov para realizar el contraste. La hipótesis nula se rechaza si el estadístico de la prueba K-S, es mayor que el valor crítico obtenido de una tabla determinada. El programa compara el estadístico K-S con los valores críticos de dos tablas de probabilidad distintas una de las cuales es considerada como estándar y la otra como de más precisión. Se establecen tres niveles de confianza distintos del 90% ($\alpha = 10\%$), 95% ($\alpha = 5\%$) y 99% ($\alpha = 1\%$)

5.5.1.1. Factor de ensuciamiento

El estadístico K-S de contraste realizado al factor de ensuciamiento resultó ser 0,1094925 que es menor que el valor crítico que se obtiene (0,212) para un $\alpha = 5\%$. En base a este

resultado se puede aceptar con un 95% de confianza que los datos del factor de ensuciamiento provienen de una distribución normal, dado que la prueba acepta la hipótesis nula H_0 .

```
>let ksloc = mean fouling
THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSLOC          = 0.48528048E+00
>let ksscale = standard deviation fouling
THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSSCALE         = 0.74366942E-01
>normal kolmogorov smirnov goodness of fit test fouling
KOLMOGOROV-SMIRNOV GOODNESS-OF-FIT TEST
NULL HYPOTHESIS H0:      DISTRIBUTION FITS THE DATA
ALTERNATE HYPOTHESIS HA: DISTRIBUTION DOES NOT FIT THE DATA
DISTRIBUTION:            NORMAL
NUMBER OF OBSERVATIONS   =          41
TEST:
KOLMOGOROV-SMIRNOV TEST STATISTIC = 0.1094925
ALPHA LEVEL      CUTOFF      CONCLUSION
10%              0.191*      ACCEPT H0
                0.186**
5%              0.212*      ACCEPT H0
                0.207**
1%              0.255*      ACCEPT H0
                0.249**
* - STANDARD LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N) )
** - MORE ACCURATE LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N + SQRT(N/10)) )
```

5.5.1.2. Demanda Química de Oxígeno

Para la aplicación de la prueba de Kolmogórov-Smirnov a la DQO es necesario, previamente, introducir su media y desviación típica.

```
>let ksloc = mean dqo
THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSLOC          = 0.66609756E+02
>let ksscale = standard deviation dqo
THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSSCALE         = 0.23025396E+02
>normal kolmogorov smirnov goodness of fit test dqo
KOLMOGOROV-SMIRNOV GOODNESS-OF-FIT TEST
NULL HYPOTHESIS H0:      DISTRIBUTION FITS THE DATA
ALTERNATE HYPOTHESIS HA: DISTRIBUTION DOES NOT FIT THE DATA
DISTRIBUTION:            NORMAL
NUMBER OF OBSERVATIONS   =          41
TEST:
KOLMOGOROV-SMIRNOV TEST STATISTIC = 0.1094389
ALPHA LEVEL      CUTOFF      CONCLUSION
10%              0.191*      ACCEPT H0
                0.186**
5%              0.212*      ACCEPT H0
                0.207**
1%              0.255*      ACCEPT H0
                0.249**
* - STANDARD LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N) )
** - MORE ACCURATE LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N + SQRT(N/10)) )
```

El estadístico K-S que se obtiene en este caso es 0,1094389 por lo que, se puede aceptar con un 95% de confianza que los datos de la DQO provienen de una distribución normal.

5.5.1.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno

El estadístico K-S que se obtiene para la variable DQO 0,09168339 por lo que se acepta con un 95% de confianza que los datos provienen de una distribución normal.

```
>let ksloc = mean dbo5

THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSLOC          = 0.10164634E+02

>let ksscale = standard deviation dbo5

THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSSCALE         = 0.35141721E+01

>normal kolmogorov smirnov goodness of fit test dbo5

                KOLMOGOROV-SMIRNOV GOODNESS-OF-FIT TEST

NULL HYPOTHESIS HO:      DISTRIBUTION FITS THE DATA
ALTERNATE HYPOTHESIS HA: DISTRIBUTION DOES NOT FIT THE DATA
DISTRIBUTION:             NORMAL
NUMBER OF OBSERVATIONS    =          41

TEST:
KOLMOGOROV-SMIRNOV TEST STATISTIC      = 0.9168339E-01

ALPHA LEVEL      CUTOFF      CONCLUSION
    10%          0.191*      ACCEPT HO
                   0.186**
    5%           0.212*      ACCEPT HO
                   0.207**
    1%           0.255*      ACCEPT HO
                   0.249**

* - STANDARD LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N) )
** - MORE ACCURATE LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N + SQRT(N/10)) )
```

5.5.1.4. Sólidos en suspensión

Por último, se ha realizado la prueba de Kolmogórov-Smirnov a la variable sólidos en suspensión.

```
>let ksloc = mean ss

THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSLOC          = 0.19146341E+02

>let ksscale = standard deviation ss

THE COMPUTED VALUE OF THE CONSTANT KSSCALE         = 0.75541744E+01

>normal kolmogorov smirnov goodness of fit test ss

                KOLMOGOROV-SMIRNOV GOODNESS-OF-FIT TEST

NULL HYPOTHESIS HO:      DISTRIBUTION FITS THE DATA
ALTERNATE HYPOTHESIS HA: DISTRIBUTION DOES NOT FIT THE DATA
DISTRIBUTION:             NORMAL
NUMBER OF OBSERVATIONS    =          41

TEST:
KOLMOGOROV-SMIRNOV TEST STATISTIC      = 0.1716270

ALPHA LEVEL      CUTOFF      CONCLUSION
    10%          0.191*      ACCEPT HO
                   0.186**
    5%           0.212*      ACCEPT HO
                   0.207**
    1%           0.255*      ACCEPT HO
                   0.249**

* - STANDARD LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N) )
** - MORE ACCURATE LARGE SAMPLE APPROXIMATION ( C/SQRT(N + SQRT(N/10)) )
```


En este último caso se obtuvo como estadístico de comparación 0,1716270, por lo que se puede aceptar con un 95% de confianza que los datos de los sólidos en suspensión provienen de una distribución normal, dado que la prueba acepta la hipótesis nula H_0 .

5.5.2. Prueba de Anderson-Darling

Esta prueba realiza un test unilateral y se acepta la hipótesis si el estadístico A-D es menor que el valor crítico recogido en tablas.

5.5.2.1. Factor de ensuciamiento

La aplicación de esta prueba a la variable factor de ensuciamiento ha dado que el estadístico A-D ajustado es igual a 0,3942941 siendo inferior al valor crítico (0,735) para un nivel de confianza del 95% se puede afirmar que la muestra proviene de una distribución normal.

```
>ANDERSON DARLING NORMAL fouling

      ANDERSON-DARLING 1-SAMPLE TEST
      THAT THE DATA CAME FROM A NORMAL DISTRIBUTION

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  MEAN                        =    0.4852805
  STANDARD DEVIATION          =    0.7436694E-01

  ANDERSON-DARLING TEST STATISTIC VALUE =    0.3641804
  ADJUSTED TEST STATISTIC VALUE      =    0.3942941

2. CRITICAL VALUES:
  90      % POINT      =    0.6160000
  95      % POINT      =    0.7350000
  97.5    % POINT      =    0.8610000
  99      % POINT      =    1.021000

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THE DATA DO COME FROM A NORMAL DISTRIBUTION.
```

5.5.2.2. Demanda Química de Oxígeno

Los resultados que obtenidos en aplicación del test de Anderson-Darling a la DQO son:

```
>ANDERSON DARLING NORMAL dqo

      ANDERSON-DARLING 1-SAMPLE TEST
      THAT THE DATA CAME FROM A NORMAL DISTRIBUTION

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  MEAN                        =    66.60976
  STANDARD DEVIATION          =    23.02540

  ANDERSON-DARLING TEST STATISTIC VALUE =    0.4003430
  ADJUSTED TEST STATISTIC VALUE      =    0.4334469

2. CRITICAL VALUES:
  90      % POINT      =    0.6160000
  95      % POINT      =    0.7350000
  97.5    % POINT      =    0.8610000
  99      % POINT      =    1.021000

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THE DATA DO COME FROM A NORMAL DISTRIBUTION.
```

5.5.2.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno

En este caso, el estadístico del test de Anderson-Darling (0,4140387) es inferior al valor crítico considerando un nivel de confianza del 95% (0,735) por lo que los datos provienen de una distribución normal.

```
>ANDERSON DARLING NORMAL dbo5

      ANDERSON-DARLING 1-SAMPLE TEST
      THAT THE DATA CAME FROM A NORMAL DISTRIBUTION

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  MEAN                        =    10.16463
  STANDARD DEVIATION          =    3.514172

  ANDERSON-DARLING TEST STATISTIC VALUE =    0.4140387
  ADJUSTED TEST STATISTIC VALUE      =    0.4482751

2. CRITICAL VALUES:
  90      % POINT      =    0.6160000
  95      % POINT      =    0.7350000
  97.5    % POINT      =    0.8610000
  99      % POINT      =    1.0210000

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THE DATA DO COME FROM A NORMAL DISTRIBUTION.
```

5.5.2.4. Sólidos en suspensión

Finalmente, para un nivel de confianza del 95%, la prueba de Anderson-Darling aplicada a la variable SS dio un valor del estadístico igual a 0,6497476, lo cual permite afirmar que la variable SS sigue una distribución normal.

```
>ANDERSON DARLING NORMAL ss

      ANDERSON-DARLING 1-SAMPLE TEST
      THAT THE DATA CAME FROM A NORMAL DISTRIBUTION

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  MEAN                        =    19.14634
  STANDARD DEVIATION          =    7.554174

  ANDERSON-DARLING TEST STATISTIC VALUE =    0.6497476
  ADJUSTED TEST STATISTIC VALUE      =    0.7034745

2. CRITICAL VALUES:
  90      % POINT      =    0.6160000
  95      % POINT      =    0.7350000
  97.5    % POINT      =    0.8610000
  99      % POINT      =    1.0210000

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THE DATA DO COME FROM A NORMAL DISTRIBUTION.
```

Resumiendo, tras la aplicación de las pruebas de Anderson-Darling a las variables factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS, se concluye que las muestras provienen de una distribución normal.

5.5.3. Prueba de Shapiro-Wilk

La prueba de Shapiro-Wilk está basada en la comparación de los cuartiles de la distribución normal ajustada a los datos. El test suministra el valor del estadístico Shapiro-Wilk y el **valor-P** el cual indica la probabilidad de encontrar una muestra más desfavorable que la que se estudia si los datos proceden de una distribución normal. Cuanto más pequeño es el **valor-P** menos probable será que la distribución sea normal.

5.5.3.1. Factor de ensuciamiento

Debido a que el **valor-P** (0,2771362) de la prueba realizada es mayor o igual a 0,05, no se puede rechazar, es decir, se puede aceptar la idea de que la variable factor de ensuciamiento proviene de una distribución normal con 95% de confianza.

```
>WILKS SHAPIRO NORMALITY TEST fouling

      WILKS SHAPIRO TEST FOR NORMALITY

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  LOCATION PARAMETER          =    0.4852805
  SCALE PARAMETER              =    0.7436694E-01

  WILKS SHAPIRO TEST STATISTIC VALUE =    0.9671382

2. CRITICAL VALUES:
  P-VALUE                     =    0.2771362

3. CONCLUSIONS:
  AT THE 90% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 95% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 97.5% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 99% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
```

5.5.3.2. Demanda Química de Oxígeno

```
>WILKS SHAPIRO NORMALITY TEST dqo

      WILKS SHAPIRO TEST FOR NORMALITY

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  LOCATION PARAMETER          =    66.60976
  SCALE PARAMETER              =    23.02540

  WILKS SHAPIRO TEST STATISTIC VALUE =    0.9786403

2. CRITICAL VALUES:
  P-VALUE                     =    0.6242191

3. CONCLUSIONS:
  AT THE 90% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 95% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 97.5% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 99% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
```

5.5.3.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno

```
>WILKS SHAPIRO NORMALITY TEST dbo5

      WILKS SHAPIRO TEST FOR NORMALITY

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  LOCATION PARAMETER          =    10.16463
  SCALE PARAMETER              =    3.514172

  WILKS SHAPIRO TEST STATISTIC VALUE =    0.9623115

2. CRITICAL VALUES:
  P-VALUE                      =    0.1893758

3. CONCLUSIONS:
  AT THE 90% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 95% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 97.5% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 99% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
```

5.5.3.4. Sólidos en suspensión

```
>WILKS SHAPIRO NORMALITY TEST ss

      WILKS SHAPIRO TEST FOR NORMALITY

1. STATISTICS:
  NUMBER OF OBSERVATIONS      =      41
  LOCATION PARAMETER          =    19.14634
  SCALE PARAMETER              =    7.554174

  WILKS SHAPIRO TEST STATISTIC VALUE =    0.9594635

2. CRITICAL VALUES:
  P-VALUE                      =    0.1506318

3. CONCLUSIONS:
  AT THE 90% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 95% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 97.5% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
  AT THE 99% LEVEL, WE ACCEPT THE NORMALITY ASSUMPTION.
```

5.5.4. Chi-cuadrado

La prueba de chi-cuadrado divide el rango de estudio en un número determinado de clases o intervalos igualmente probables y luego compara el número de observaciones que caen dentro de cada clase o intervalo con el número esperado de observaciones.

	Estadístico	Valor-P	¿Valor-P>0,05?
Factor de ensuciamiento	13,317073	0,501723	Se acepta
DQO	10,829268	0,69939336	Se acepta
DBO ₅	20,780488	0,10739149	Se acepta
SS	44,0	0,00005919	Se rechaza

Tabla 5.6: Resumen de la prueba Chi-cuadrado

Como se observa en la Tabla 5.6 la prueba chi-cuadrado de bondad de ajuste a una distribución normal no se acepta con

5.5.5. Resumen de las pruebas de normalidad

Los resultados referentes a la bondad de ajuste a la distribución normal y obtenidos con un nivel de confianza del 95% se han resumido en la Tabla 5.7.

	Prueba			
	Kolmogorov-Smirnov	Anderson-Darling	Shapiro-Wilk	Chi-cuadrado
Factor de ensuciamiento	Se acepta	Se acepta	Se acepta	Se acepta
DQO	Se acepta	Se acepta	Se acepta	Se acepta
DBO ₅	Se acepta	Se acepta	Se acepta	Se acepta
SS	Se acepta	Se acepta	Se acepta	Se rechaza

Tabla 5.7: Resumen de las pruebas de normalidad

5.6. Realización de pruebas de homocedasticidad

A la hora de comparar o estudiar variables muchos tipos de análisis requieren que se cumpla el principio de homocedasticidad de las variables, es decir, que ambas muestras presenten la misma varianza.

A continuación se presentan los resultados que se han obtenido al aplicar el test de Bartlett y el de Levene a cada par de variables en estudio.

5.6.1. Test de Bartlett

El primer par de variables a las que se les ha aplicado el test de Bartlett es el formado por el factor de ensuciamiento y la DQO.

Los resultados que se han obtenido después de la aplicación del test son:

```
>BARTLETT TEST fouling dqo

      BARTLETT TEST
      (STANDARD DEFINITION)
NULL HYPOTHESIS UNDER TEST--ALL SIGMA(I) ARE EQUAL

TEST:
DEGREES OF FREEDOM      =      4.000000
TEST STATISTIC VALUE    =      5.045569
CUTOFF: 95% PERCENT POINT =      9.487728
CUTOFF: 99% PERCENT POINT =     13.27671
CHI-SQUARE CDF VALUE    =      0.717346

NULL      NULL HYPOTHESIS      NULL HYPOTHESIS
HYPOTHESIS ACCEPTANCE INTERVAL CONCLUSION
ALL SIGMA EQUAL (0.000,0.950)      ACCEPT
```

Se concluye, con un nivel de confianza del 95%, que ambas variables presentan la misma varianza.

Para los pares de variables factor de ensuciamiento-DBO₅, factor de ensuciamiento-SS, DQO-DBO₅, DQO-SS y DBO₅-SS se han obtenido los siguientes resultados:

```
>BARTLETT TEST  fouling dbo5

      BARTLETT TEST
      (STANDARD DEFINITION)
NULL HYPOTHESIS UNDER TEST--ALL SIGMA(I) ARE EQUAL

TEST:
DEGREES OF FREEDOM      =      1.000000

TEST STATISTIC VALUE    =      0.3767161E-01
CUTOFF: 95% PERCENT POINT =      3.841458
CUTOFF: 99% PERCENT POINT =      6.634898

CHI-SQUARE CDF VALUE    =      0.153896

NULL      NULL HYPOTHESIS      NULL HYPOTHESIS
HYPOTHESIS ACCEPTANCE INTERVAL CONCLUSION
ALL SIGMA EQUAL (0.000,0.950)    ACCEPT
```

```
>BARTLETT TEST  fouling ss

      BARTLETT TEST
      (STANDARD DEFINITION)
NULL HYPOTHESIS UNDER TEST--ALL SIGMA(I) ARE EQUAL

TEST:
DEGREES OF FREEDOM      =      8.000000

TEST STATISTIC VALUE    =      2.059748
CUTOFF: 95% PERCENT POINT =      15.50731
CUTOFF: 99% PERCENT POINT =      20.09024

CHI-SQUARE CDF VALUE    =      0.020875

NULL      NULL HYPOTHESIS      NULL HYPOTHESIS
HYPOTHESIS ACCEPTANCE INTERVAL CONCLUSION
ALL SIGMA EQUAL (0.000,0.950)    ACCEPT
```

```
>BARTLETT TEST  dqo dbo5

      BARTLETT TEST
      (STANDARD DEFINITION)
NULL HYPOTHESIS UNDER TEST--ALL SIGMA(I) ARE EQUAL

TEST:
DEGREES OF FREEDOM      =      1.000000

TEST STATISTIC VALUE    =      0.2393941
CUTOFF: 95% PERCENT POINT =      3.841458
CUTOFF: 99% PERCENT POINT =      6.634898

CHI-SQUARE CDF VALUE    =      0.375356

NULL      NULL HYPOTHESIS      NULL HYPOTHESIS
HYPOTHESIS ACCEPTANCE INTERVAL CONCLUSION
ALL SIGMA EQUAL (0.000,0.950)    ACCEPT
```

```
>BARTLETT TEST dgo ss

      BARTLETT TEST
      (STANDARD DEFINITION)
NULL HYPOTHESIS UNDER TEST--ALL SIGMA(I) ARE EQUAL

TEST:
  DEGREES OF FREEDOM      =      8.000000

  TEST STATISTIC VALUE    =      5.943393
  CUTOFF: 95% PERCENT POINT =      15.50731
  CUTOFF: 99% PERCENT POINT =      20.09024

  CHI-SQUARE CDF VALUE    =      0.346427

  NULL      NULL HYPOTHESIS      NULL HYPOTHESIS
  HYPOTHESIS ACCEPTANCE INTERVAL CONCLUSION
  ALL SIGMA EQUAL (0.000,0.950)   ACCEPT
```

```
>BARTLETT TEST dbo5 ss

      BARTLETT TEST
      (STANDARD DEFINITION)
NULL HYPOTHESIS UNDER TEST--ALL SIGMA(I) ARE EQUAL

TEST:
  DEGREES OF FREEDOM      =      8.000000

  TEST STATISTIC VALUE    =      5.802436
  CUTOFF: 95% PERCENT POINT =      15.50731
  CUTOFF: 99% PERCENT POINT =      20.09024

  CHI-SQUARE CDF VALUE    =      0.330649

  NULL      NULL HYPOTHESIS      NULL HYPOTHESIS
  HYPOTHESIS ACCEPTANCE INTERVAL CONCLUSION
  ALL SIGMA EQUAL (0.000,0.950)   ACCEPT
```

5.6.2. Test de Levene

La aplicación de la prueba de Levene también se ha realizado a diferentes pares de variables. Los resultados obtenidos para el factor de ensuciamiento y la DQO son:

```
>LEVENE TEST fouling dgo

      LEVENE F-TEST FOR SHIFT IN VARIATION
      (CASE: TEST BASED ON MEDIANS)

1. STATISTICS
  NUMBER OF OBSERVATIONS =      41
  NUMBER OF GROUPS      =      36
  LEVENE F TEST STATISTIC = 0.2644546E+13

  FOR LEVENE TEST STATISTIC
    0      % POINT = 0.000000
    50     % POINT = 1.126999
    75     % POINT = 1.877228
    90     % POINT = 3.164546
    95     % POINT = 4.477532
    99     % POINT = 9.329085
    99.9   % POINT = 24.71705

      100.0000      % Point: 0.2644546E+13

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE IS A SHIFT IN VARIATION.
  THUS THE GROUPS ARE NOT HOMOGENEOUS WITH RESPECT TO VARIATION.
```

Hay una diferencia entre las varianzas, es decir, las variables no son homogéneas respecto a la varianza. Por lo tanto, no hay homocedasticidad entre el factor de ensuciamiento y la DQO.

```

>LEVENE TEST fouling dbo5

                LEVENE F-TEST FOR SHIFT IN VARIATION
                (CASE: TEST BASED ON MEDIAN)

1. STATISTICS
  NUMBER OF OBSERVATIONS   =      41
  NUMBER OF GROUPS        =      37
  LEVENE F TEST STATISTIC  =    0.2077038

FOR LEVENE TEST STATISTIC
  0          % POINT      =    0.000000
  50         % POINT      =    1.169338
  75         % POINT      =    2.082250
  90         % POINT      =    3.808243
  95         % POINT      =    5.726664
  99         % POINT      =   13.77626
  99.9       % POINT      =   45.20210

          0.3251115      % Point:    0.2077038

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE IS NO SHIFT IN VARIATION.
  THUS THE GROUPS ARE HOMOGENEOUS WITH RESPECT TO VARIATION.

```

Estos resultados muestran que hay homocedasticidad entre factor de ensuciamiento y DBO_5 .

```

>LEVENE TEST fouling ss

                LEVENE F-TEST FOR SHIFT IN VARIATION
                (CASE: TEST BASED ON MEDIAN)

1. STATISTICS
  NUMBER OF OBSERVATIONS   =      41
  NUMBER OF GROUPS        =      13
  LEVENE F TEST STATISTIC  =    0.7921315

FOR LEVENE TEST STATISTIC
  0          % POINT      =    0.000000
  50         % POINT      =    0.9680253
  75         % POINT      =    1.344111
  90         % POINT      =    1.789513
  95         % POINT      =    2.117869
  99         % POINT      =    2.895881
  99.9       % POINT      =    4.109070

          34.53108      % Point:    0.7921315

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE IS NO SHIFT IN VARIATION.
  THUS THE GROUPS ARE HOMOGENEOUS WITH RESPECT TO VARIATION.

```

Al igual que en el caso anterior, se observa que se cumple la igualdad de varianzas si se aplica el test de Levene al factor de ensuciamiento y los sólidos en suspensión.


```

>LEVENE TEST dqo dbo5

          LEVENE F-TEST FOR SHIFT IN VARIATION
          (CASE: TEST BASED ON MEDIANS)

1. STATISTICS
  NUMBER OF OBSERVATIONS   =      41
  NUMBER OF GROUPS        =      37
  LEVENE F TEST STATISTIC  =    0.1495444

  FOR LEVENE TEST STATISTIC
    0          % POINT    =    0.000000
    50         % POINT    =    1.169338
    75         % POINT    =    2.082250
    90         % POINT    =    3.808243
    95         % POINT    =    5.726664
    99         % POINT    =   13.77626
    99.9       % POINT    =   45.20210

          0.3933932E-01   % Point:    0.1495444

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE IS NO SHIFT IN VARIATION.
  THUS THE GROUPS ARE HOMOGENEOUS WITH RESPECT TO VARIATION.

```

El par de variables DQO–DBO₅ presenta igualdad de varianza según el test de Levene.

```

>LEVENE TEST dqo ss

          LEVENE F-TEST FOR SHIFT IN VARIATION
          (CASE: TEST BASED ON MEDIANS)

1. STATISTICS
  NUMBER OF OBSERVATIONS   =      41
  NUMBER OF GROUPS        =      13
  LEVENE F TEST STATISTIC  =    0.9830408

  FOR LEVENE TEST STATISTIC
    0          % POINT    =    0.000000
    50         % POINT    =    0.9680253
    75         % POINT    =    1.344111
    90         % POINT    =    1.789513
    95         % POINT    =    2.117869
    99         % POINT    =    2.895881
    99.9       % POINT    =    4.109070

          51.23730        % Point:    0.9830408

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE IS NO SHIFT IN VARIATION.
  THUS THE GROUPS ARE HOMOGENEOUS WITH RESPECT TO VARIATION.

```

```

>LEVENE TEST dbo5 ss

                LEVENE F-TEST FOR SHIFT IN VARIATION
                (CASE: TEST BASED ON MEDIAN)

1. STATISTICS
  NUMBER OF OBSERVATIONS   =      41
  NUMBER OF GROUPS        =      13
  LEVENE F TEST STATISTIC  =    0.8934457

FOR LEVENE TEST STATISTIC
  0          % POINT      =    0.000000
  50         % POINT      =    0.9680253
  75         % POINT      =    1.344111
  90         % POINT      =    1.789513
  95         % POINT      =    2.117869
  99         % POINT      =    2.895881
  99.9       % POINT      =    4.109070

43.62418      % Point:    0.8934457

3. CONCLUSION (AT THE 5% LEVEL):
  THERE IS NO SHIFT IN VARIATION.
  THUS THE GROUPS ARE HOMOGENEOUS WITH RESPECT TO VARIATION.

```

Por último, al aplicar la prueba de Levene al par de variables DBO₅–SS se obtiene, con un nivel de confianza del 95%, que las muestras son homogéneas respecto a la varianza, es decir, presentan homocedasticidad.

5.6.3. Resumen de las pruebas de homocedasticidad

Los resultados de las diversas pruebas de homocedasticidad considerando un nivel de confianza del 95% se muestran en la Tabla 5.8.

	Test de Bartlett		Test de Levene	
	Estadístico de Bartlett	Conclusión	Estadístico de Levene	Conclusión
Factor de ensuciamiento - DQO	5.045569	Se acepta	0.2644546E+13	Heterocedasticidad
Factor de ensuciamiento - DBO ₅	0.3767161E-01	Se acepta	0.2077038	Homocedasticidad
Factor de ensuciamiento - SS	2.059748	Se acepta	0.7921315	Homocedasticidad
DQO - DBO ₅	0.2393941	Se acepta	0.1495444	Homocedasticidad
DQO - SS	5.943393	Se acepta	0.9830408	Homocedasticidad
DBO ₅ - SS	5.802436	Se acepta	0.8934457	Homocedasticidad

Tabla 5.8: Resumen de las pruebas de homocedasticidad

5.7. Detección y análisis de correlaciones

5.7.1. Matriz de correlaciones (4 variables)

Antes de realizar el análisis de factores o el ajuste entre una o varias variables hay que detectar las posibles correlaciones existentes entre dichas variables para posteriormente llevar a cabo el análisis de las mismas o ajuste de regresión.

La matriz gráfica que representa los valores entre cada par de variables y que permite mostrar las tendencias entre las mismas se muestra en la Figura 5.19. Las variables consideradas en este caso son: factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS.

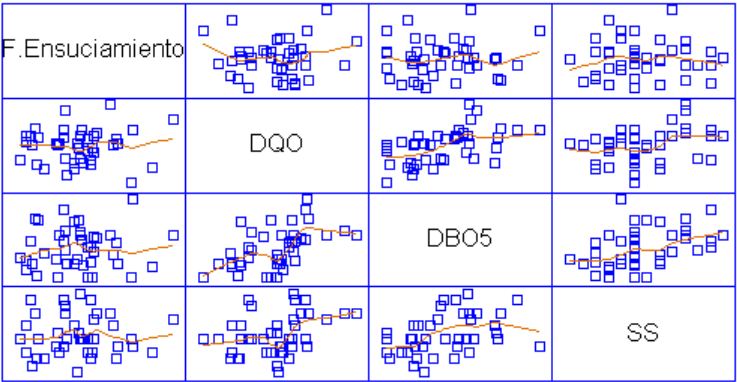


Figura 5.19: Representación de pares de variables junto con regresión LOWESS

La línea roja que se aprecia en cada subgráfica corresponde a la representación de la regresión lineal ponderada localmente para suavizar los datos, conocida como LOWESS.

A priori, y observando la 5.19, parece que puede existir una correlación entre la DQO y la DBO₅, pero esto se confirmará mediante los siguientes métodos de correlación analíticos.

5.7.2. Correlaciones lineales (4 variables)

Las correlaciones momento de Pearson también se denominan lineales dado que permite identificar la existencia de relaciones lineales entre las variables. En el caso de analizar cuatro variables (factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS) se obtiene la matriz de correlaciones lineales mostrada en la Tabla5.9.

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS
Factor de ensuciamiento		0,0448 (0,7810)	0,0721 (0,6541)	0,0119 (0,9414)
DQO	0,0448 (0,7810)		0,5166 (0,0005)	0,3547 (0,0229)
DBO ₅	0,0721 (0,6541)	0,5166 (0,0005)		0,4270 (0,0054)
SS	0,0119 (0,9414)	0,3547 (0,0229)	0,4270 (0,0054)	

Tabla 5.9: Matriz de correlaciones lineales

La Tabla 5.9 muestra los coeficientes de correlación momento de Pearson entre cada par de variables. El rango de estos coeficientes de correlación varía de -1 a +1 y miden la fuerza de la relación lineal entre las variables.

También muestra, entre paréntesis, el coeficiente denominado **valor-P**, que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas y permite determinar si dos variables están o no relacionadas. Cualquier par de variables cuyo **valor-P** sea inferior a 0,05 presenta una correlación lineal estadísticamente significativa, con un nivel de confianza del 95%, y, por ello, el texto aparece resaltado.

El análisis de la primera línea de la Tabla 5.9 muestra la correlación entre el factor de ensuciamiento y las otras tres variables. Como se observa, la correlación más fuerte se da cuando se obtiene el coeficiente de correlación más cercano a +1 o a -1. En este caso corresponde al par factor de ensuciamiento-DBO₅ (0,0721). A la vez, se observa que esta relación presenta el menor valor de probabilidad (**valor-P**=0,6541). Como el coeficiente de correlación es cercano a cero y el **valor-P** no es inferior a 0,05 se puede afirmar que dicha correlación es muy débil.

El mismo resultado se obtiene para la DQO y los SS lo cual demuestra que existe una muy débil correlación entre el factor de ensuciamiento y los parámetros en estudio.

Como todos los coeficientes de la matriz de correlaciones son positivos entre 0 y 1, se puede afirmar las correlaciones entre pares de variables son positivas, es decir, son directamente proporcionales.

Los pares de variables cuyo **valor-P** ha sido inferior a 0,05, ordenados de mayor a menor coeficiente de correlación, son:

- DQO y DBO₅
- DBO₅ y SS
- DQO y SS

Era previsible la relación entre la demanda química de oxígeno y la demanda bioquímica de oxígeno dado que ambos parámetros permiten valorar la cantidad de materia orgánica presente en el agua residual.

También se ha obtenido una relación directa entre los sólidos en suspensión y ambas demandas de oxígeno siendo la relación más fuerte la existente entre SS y DBO₅.

5.7.3. Correlaciones parciales (4 variables)

Las correlaciones parciales miden la fuerza de la relación lineal entre las variables, considerando primero el ajuste por su relación con las otras variables de la tabla. Permiten evaluar la utilidad de una variable para mejorar las predicciones de la segunda variable teniendo en cuenta la información de todas las otras variables.

Los resultados del cálculo de la matriz de correlaciones parciales para las cuatro variables en estudio se muestran en la Tabla 5.10. Los coeficientes que aparecen en ella miden la fuerza de la relación entre cada par de variables sin considerar la influencia de las otras variables.

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS
Factor de ensuciamiento		0,0127 (0,9390)	0,0615 (0,7100)	-0,0229 (0,8901)
DQO	0,0127 (0,9390)		0,4302 (0,0063)	0,1734 (0,2910)
DBO ₅	0,0615 (0,7100)	0,4302 (0,0063)		0,3052 (0,0588)
SS	-0,0229 (0,8901)	0,1734 (0,2910)	0,3052 (0,0588)	

Tabla 5.10: Matriz de correlaciones parciales

El análisis de la matriz de correlaciones parciales establece que sólo hay correlación entre la DQO y la DBO₅.

5.7.4. Correlaciones de Spearman (4 variables)

Las correlaciones por rango de Spearman se calculan primero remplazando los datos de cada variable por diversos rangos y luego calculando el grado de desacuerdo entre los rangos. Los resultados se recogen en forma de matriz (5.11).

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS
Factor de ensuciamiento		0,0040 (0,9800)	0,0272 (0,8632)	0,0122 (0,9385)
DQO	0,0040 (0,9800)		0,5907 (0,0002)	0,3820 (0,0157)
DBO ₅	0,0272 (0,8632)	0,5907 (0,0002)		0,4572 (0,0038)
SS	0,0122 (0,9385)	0,3820 (0,0157)	0,4572 (0,0038)	

Tabla 5.11: Matriz de correlaciones de Spearman

Este método permite detectar correlaciones no lineales pero en es caso los resultados obtenidos son los mismos que los de la matriz de correlación lineal, es decir, los pares de variables cuyo valor-P ha sido inferior a 0,05, ordenados de mayor a menor coeficiente de correlación, son:

- DQO y DBO₅
- DBO₅ y SS
- DQO y SS

5.7.5. Matriz de correlaciones (9 variables)

Dado que no se ha encontrado una correlación significativa entre el factor de ensuciamiento y los parámetros en estudio se decidió incrementar el alcance del estudio a otras variables como pueden ser el factor de conversión, la temperatura, el pH, la presión de alimentación y el caudal de entrada. Primeramente, se representaron los diferentes pares de variables tal como se muestra en la Figura 5.20.

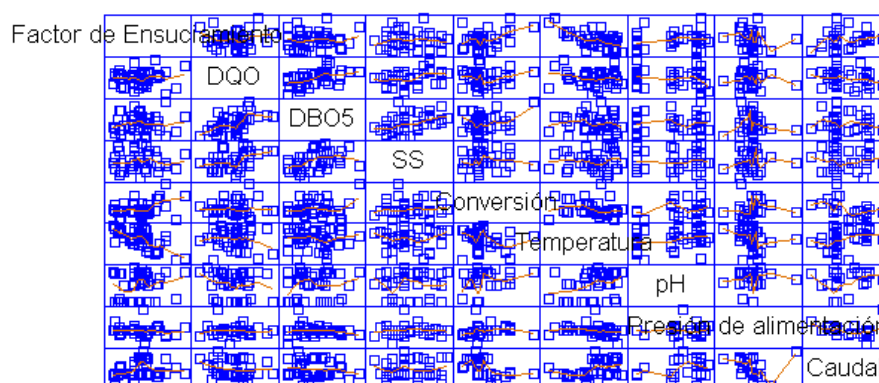


Figura 5.20: Representación de pares de variables junto con regresión LOWESS

La ampliación del campo de estudio hizo necesario presentar los valores de los estadísticos de las nuevas variables, tal como aparece en la Tabla 5.12.

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS	Conversión	Temp.	pH	Presión de alimentación	Caudal de entrada
Núm. datos	41	41	41	41	41	41	41	41	41
Media	0,4852	66,61	10,16	19,15	73,74	24,49	7,07	16,91	52,97
Varianza	0,0055	530,17	12,35	57,06	23,08	3,73	0,39	0,35	32,47
Desviación Estándar	0,0743	23,02	3,51	7,55	4,81	1,93	0,62	0,59	5,70
Coefficiente de Variación	15,32 %	34,57 %	34,57 %	39,45 %	6,51 %	7,89 %	8,83 %	3,49 %	10,76 %
Mínimo	0,3616	16,50	5,00	5,00	66,67	19,70	6,20	15,30	41,00
Máximo	0,6874	123,50	19,00	35,00	90,00	27,40	7,90	19,40	66,00
Rango	0,3258	107,00	14,00	30,00	23,33	7,70	1,70	4,10	25,00
Sesgo Estandarizado	1,36	0,29	1,11	0,96	3,43	-1,82	-1,09	3,67	0,90
Curtosis Estandarizada	0,43	0,16	-0,48	-0,83	2,84	-0,19	-1,95	10,68	-0,93

Tabla 5.12: Resumen de estadísticos

Tanto la conversión como la presión de alimentación muestran valores de sesgo estandarizado y de curtosis estandarizada fuera del rango esperado $[-2; +2]$, por lo que es de esperar que estas variables no sigan una distribución normal.

5.7.6. Correlaciones lineales (9 variables)

El resultado del cálculo de la matriz de correlaciones lineales considerando nueve variables aparece en la Tabla 5.13.

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS	Conversión	Temp.	pH	Presión de alimentación	Caudal de entrada
Factor de ensuciamiento		0,0448 (0,7810)	0,0721 (0,6541)	0,0119 (0,9414)	0,3764 (0,0153)	-0,6569 (0,0000)	0,1881 (0,2390)	-0,1650 (0,3026)	0,2005 (0,2087)
DQO	0,0448 (0,7810)		0,5166 (0,0005)	0,3547 (0,0229)	0,0611 (0,7045)	-0,1339 (0,4039)	-0,1592 (0,3200)	-0,0623 (0,6990)	-0,1897 (0,2347)
DBO ₅	0,0721 (0,6541)	0,5166 (0,0005)		0,4270 (0,0054)	0,2159 (0,1751)	-0,0308 (0,8485)	0,0799 (0,6194)	-0,0903 (0,5746)	-0,1282 (0,4244)
SS	0,0119 (0,9414)	0,3547 (0,0229)	0,4270 (0,0054)		0,0690 (0,6681)	0,0484 (0,7638)	0,0498 (0,7573)	0,0542 (0,7363)	0,0590 (0,7139)
Conversión	0,3764 (0,0153)	0,0611 (0,7045)	0,2159 (0,1751)	0,0690 (0,6681)		-0,1970 (0,2171)	0,3044 (0,0529)	0,1121 (0,4853)	-0,4117 (0,0075)
Temperatura	-0,6569 (0,0000)	-0,1339 (0,4039)	-0,0308 (0,8485)	0,0484 (0,7638)	-0,1970 (0,2171)		0,2974 (0,059)	-0,2241 (0,1589)	0,3948 (0,0106)
pH	0,1881 (0,2390)	-0,1592 (0,3200)	0,0799 (0,6194)	0,0498 (0,7573)	0,3044 (0,0529)	0,2974 (0,059)		-0,0172 (0,9148)	0,3989 (0,0098)
Presión de alimentación	-0,1650 (0,3026)	-0,0623 (0,6990)	-0,0903 (0,5746)	0,0542 (0,7363)	0,1121 (0,4853)	-0,2241 (0,1589)	-0,0172 (0,9148)		-0,1857 (0,2451)
Caudal de entrada	0,2005 (0,2087)	-0,1897 (0,2347)	-0,1282 (0,4244)	0,0590 (0,7139)	-0,4117 (0,0075)	0,3948 (0,0106)	0,3989 (0,0098)	-0,1857 (0,2451)	

Tabla 5.13: Matriz de correlaciones lineales de las nueve variables

Los nuevos pares de variables cuyo **valor-P** es inferior a 0,05 son:

- Factor de ensuciamiento y conversión
- Factor de ensuciamiento y temperatura
- Caudal de alimentación y factor de conversión
- Caudal de alimentación y temperatura
- Caudal de alimentación y pH

La relación entre el factor de ensuciamiento y la temperatura se deduce claramente de expresión del caudal de permeado dada por la ecuación 4.16 (página 99).

La relación más fuerte que se observa es la existente entre el factor de ensuciamiento y temperatura y se trata de una correlación negativa, es decir, que cuando aumenta una de ellas se produce una disminución en la otra variable.

5.7.7. Correlaciones parciales (9 variables)

Al igual que en el caso anterior en el que se estudiaron las correlaciones lineales entre cuatro variables (factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS), es posible determinar la matriz de correlaciones parciales considerando nueve variables, es decir, las cuatro anteriores y las siguientes, factor de conversión, temperatura, pH, presión de alimentación y caudal de entrada (Tabla 5.14).

La Tabla 5.14 muestra los coeficientes de correlación parcial entre cada par de variables así como el **valor-P**, que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas. Valores

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS	Conversión	Temp.	pH	Presión de alimentación	Caudal de entrada
Factor de ensuciamiento		0,1339 (0,4504)	-0,0646 (0,7168)	-0,0756 (0,6711)	0,9524 (0,0000)	-0,9879 (0,0000)	0,0523 (0,7687)	-0,9118 (0,0000)	0,9708 (0,0000)
DQO	0,1339 (0,4504)		0,4253 (0,0121)	0,2131 (0,2263)	-0,1437 (0,4176)	0,1190 (0,5026)	-0,1161 (0,5134)	0,091 (0,6088)	-0,1507 (0,3950)
DBO ₅	-0,0646 (0,7168)	0,4253 (0,0121)		0,3032 (0,0813)	0,0901 (0,6122)	-0,0628 (0,7243)	0,131 (0,4601)	-0,1116 (0,5298)	0,0407 (0,8194)
SS	-0,0756 (0,6711)	0,2131 (0,2263)	0,3032 (0,0813)		0,0945 (0,5952)	-0,0624 (0,7257)	-0,0559 (0,7535)	-0,0050 (0,9778)	0,1128 (0,5253)
Conversión	0,9524 (0,0000)	-0,1437 (0,4176)	0,0901 (0,6122)	0,0945 (0,5952)		0,9328 (0,0000)	0,1192 (0,5018)	0,8656 (0,0000)	-0,9651 (0,0000)
Temperatura	-0,9879 (0,0000)	0,1190 (0,5026)	-0,0628 (0,7243)	-0,0624 (0,7257)	0,9328 (0,0000)		0,0878 (0,6216)	-0,9130 (0,0000)	0,9633 (0,0000)
pH	0,0523 (0,7687)	-0,1161 (0,5134)	0,131 (0,4601)	-0,0559 (0,7535)	0,1192 (0,5018)	0,0878 (0,6216)		0,0883 (0,6195)	0,0783 (0,6596)
Presión de alimentación	-0,9118 (0,0000)	0,091 (0,6088)	-0,1116 (0,5298)	-0,0050 (0,9778)	0,8656 (0,0000)	-0,9130 (0,0000)	0,0883 (0,6195)		0,8697 (0,0000)
Caudal de entrada	0,9708 (0,0000)	-0,1507 (0,3950)	0,0407 (0,8194)	0,1128 (0,5253)	-0,9651 (0,0000)	0,9633 (0,0000)	0,0783 (0,6596)	0,8697 (0,0000)	

Tabla 5.14: Matriz de correlaciones parciales

de valor-P inferiores a 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%.

Los nuevos pares de variables tienen valores-P por debajo de 0,05:

- Factor de ensuciamiento y temperatura
- Factor de ensuciamiento y factor de conversión
- Factor de ensuciamiento y presión de alimentación
- Factor de ensuciamiento y caudal de entrada
- Conversión y temperatura
- Conversión y presión de alimentación
- Conversión y caudal de entrada
- Temperatura y caudal de entrada
- Temperatura y presión de alimentación
- Presión de alimentación y caudal de entrada

5.7.8. Correlaciones de Spearman (9 variables)

Por último, al aplicar el método de correlaciones de Spearman, se ha obtenido la matriz de correlaciones que se muestra en la Tabla 5.15.

Los coeficientes de Spearman miden la fuerza de la asociación entre las variables y se calculan a partir del orden de los datos, más que de sus mismos valores. En consecuencia, son menos sensibles a valores aberrantes o atípicos que los coeficientes de Pearson.

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS	Conversión	Temp.	pH	Presión de alimentación	Caudal de entrada
Factor de ensuciamiento		0,0040 (0,9800)	0,0272 (0,8632)	0,0122 (0,9385)	0,1770 (0,2629)	-0,5547 (0,0005)	0,2023 (0,2008)	-0,2111 (0,1819)	0,2340 (0,1389)
DQO	0,0040 (0,9800)		0,5907 (0,0002)	0,382 (0,0157)	-0,0292 (0,8537)	-0,0704 (0,6563)	-0,1605 (0,3102)	-0,0396 (0,8020)	-0,1676 (0,2890)
DBO ₅	0,0272 (0,8632)	0,5907 (0,0002)		0,4572 (0,0038)	0,0963 (0,5423)	-0,0567 (0,7197)	0,0635 (0,6880)	-0,0969 (0,5398)	-0,1308 (0,4081)
SS	0,0122 (0,9385)	0,3820 (0,0157)	0,4572 (0,0038)		0,1175 (0,4573)	0,0482 (0,7606)	0,0903 (0,5679)	0,0695 (0,6603)	0,0871 (0,5819)
Conversión	0,1770 (0,2629)	-0,0292 (0,8537)	0,0963 (0,5423)	0,1175 (0,4573)		-0,1596 (0,3127)	0,2544 (0,1077)	0,3143 (0,0468)	-0,3854 (0,0148)
Temperatura	-0,5547 (0,0005)	-0,0704 (0,6563)	-0,0567 (0,7197)	0,0482 (0,7606)	-0,1596 (0,3127)		0,2984 (0,0591)	-0,3145 (0,0467)	0,4400 (0,0054)
pH	0,2023 (0,2008)	-0,1605 (0,3102)	0,0635 (0,6880)	0,0903 (0,5679)	0,2544 (0,1077)	0,2984 (0,0591)		-0,0734 (0,6424)	0,4011 (0,0112)
Presión de alimentación	-0,2111 (0,1819)	-0,0396 (0,8020)	-0,0969 (0,5398)	0,0695 (0,6603)	0,3143 (0,0468)	-0,3145 (0,0467)	-0,0734 (0,6424)		-0,4840 (0,0022)
Caudal de entrada	0,2340 (0,1389)	-0,1676 (0,2890)	-0,1308 (0,4081)	0,0871 (0,5819)	-0,3854 (0,0148)	0,4400 (0,0054)	0,4011 (0,0112)	-0,4840 (0,0022)	

Tabla 5.15: Matriz de correlaciones de Spearman

Entre paréntesis aparece el **valor-P** que prueba la significancia estadística de las correlaciones estimadas. Valores inferiores a 0,05 indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95,0%.

Los pares de variables que han aparecido al ampliar las variables y tienen un **valor-P** por debajo de 0,05 son:

- Factor de ensuciamiento y temperatura
- Conversión y presión de alimentación
- Conversión y caudal de entrada
- Temperatura y presión de alimentación
- Temperatura y caudal de entrada
- pH y caudal de entrada
- Presión de alimentación y caudal de entrada

5.7.9. Resumen de correlaciones

En este apartado se detalla más claramente la correlaciones después de aplicar los distintos métodos. Para ello, se ha elaborado una tabla en forma matricial (Tabla 5.16).

	Factor de ensuciamiento	DQO	DBO ₅	SS	Factor de Conversión	Temperatura	pH	Presión de alimentación	Caudal de entrada
Factor de ensuciamiento					Lineal Parcial	Lineal Parcial Spearman		Parcial	Parcial
DQO			Lineal Parcial Spearman	Lineal Spearman					
DBO ₅		Lineal Parcial Spearman		Lineal Spearman					
SS		Lineal Spearman	Lineal Spearman						
Factor de Conversión	Lineal Parcial					Parcial		Parcial Spearman	Lineal Parcial Spearman
Temperatura	Lineal Parcial Spearman				Parcial			Parcial Spearman	Lineal Parcial Spearman
pH									Lineal Spearman
Presión de alimentación	Parcial				Parcial Spearman	Parcial Spearman			Parcial Spearman
Caudal de alimentación	Parcial				Lineal Parcial Spearman	Lineal Parcial Spearman	Lineal Spearman	Parcial Spearman	

Tabla 5.16: Resumen de los resultados de las correlaciones

El análisis de las correlaciones muestra que las relaciones fuertes se dan entre el factor de ensuciamiento y la temperatura y entre la DQO y la DBO₅.

5.8. Análisis factorial

Mediante el análisis de factores es posible obtener un número pequeño de factores que expliquen la mayor parte de la variabilidad en las nueve variables estudiadas (factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅, SS, conversión, temperatura, pH, presión de alimentación y caudal de entrada).

Este análisis se ha realizado basándose en la matriz de correlaciones. La extracción de los factores se ha hecho directamente en la matriz de correlaciones, es decir, la factorización se ha realizado empleando el método de las componentes principales.

Como se aprecia en la Tabla 5.17 hay cuatro factores que presentan un valor propio igual o superior a 1, lo cual quiere decir que, en conjunto, ellos explican 75,45% de la variabilidad, que es una cantidad razonable. Una forma de visualizar de identificar el número de factores a extraer es empleando el diagrama de sedimentación en el que se representan, en el eje de ordenadas, los valores propios y, en el eje de abscisas, los factores (Figura 5.21).

Se observa claramente que hay cuatro factores que cumplen la condición de tomar un valor propio superior a la unidad.

La siguiente tarea a realizar es la obtención de la matriz de ponderaciones o de cargas antes de realizar cualquier rotación (también llamada matriz factorial). Esta matriz indica la relación entre los factores extraídos y las variables iniciales (Tabla 5.18).

Factor Número	Valor Propio	Porcentaje de Varianza	Porcentaje Acumulado
1	2,1918388	24,354	24,354
2	1,7483284	19,426	43,780
3	1,6432084	18,258	62,038
4	1,2074602	13,416	75,454
5	0,94421224	10,491	85,945
6	0,56382951	6,265	92,210
7	0,42869359	4,763	96,973
8	0,26676801	2,964	99,937
9	0,005660798	0,063	100

Tabla 5.17: Análisis de Factores

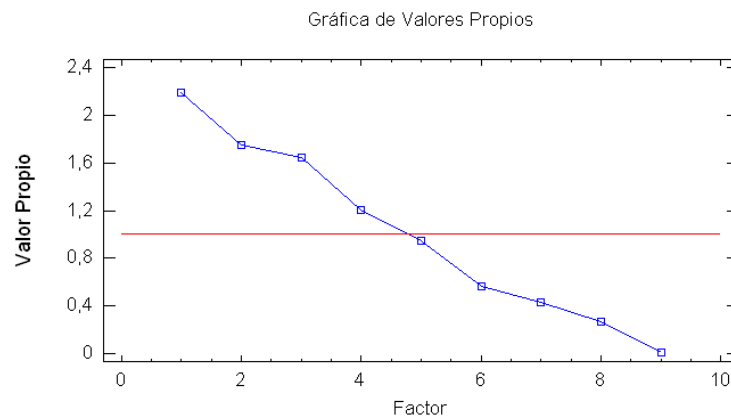


Figura 5.21: Representación de los factores analizados

Matriz factorial				
Variables iniciales	Factor 1 (24,354 %)	Factor 2 (19,426 %)	Factor 3 (18,258 %)	Factor 4 (13,416 %)
Factor de ensuciamiento	0,47972334	0,13782867	0,76079269	-0,38687281
DQO	0,5828339	-0,43769513	-0,34104564	-0,22852794
DBO ₅	0,57325942	-0,61387291	-0,12245816	0,019390146
SS	0,36238061	-0,6231199	-0,14405592	0,048067578
Conversión	0,58502269	0,062095208	0,40406644	0,53835692
Temperatura	-0,67891397	-0,55930997	-0,16878595	0,30845565
pH	-0,15767782	-0,41043507	0,68692768	0,44391696
Presión de alimentación	0,14822832	0,3266901	-0,18047401	0,57314726
Caudal	-0,55861724	-0,42516991	0,46491268	-0,30388329

Tabla 5.18: Matriz de ponderaciones antes de rotar

Sin embargo, muchas veces es difícil la interpretación de los factores a partir de la matriz factorial y, por ello, se suelen realizar las denominadas rotaciones factoriales dando lugar a la matriz factorial rotada. Esta última es una combinación lineal de la primera y explica la misma cantidad de varianza inicial sin modificar la comunalidad de cada variable, es decir, la rotación no afecta a la bondad de ajuste de la solución factorial.

Existen dos formas básicas de realizar la rotación de factores: la rotación ortogonal y la rotación oblicua. Esto a dado lugar a diferentes métodos de rotación. Normalmente, se aplican rotaciones ortogonales siendo el método varimax el que más se utiliza. Este método ortogonal minimiza el número de variables con cargas altas en un factor lo que simplifica mucho la interpretación de los factores.

Matriz factorial rotada				
Variables iniciales	Factor 1 (24,354 %)	Factor 2 (19,426 %)	Factor 3 (18,258 %)	Factor 4 (13,416 %)
Factor de ensuciamiento	0,020787731	0,9313372	0,2232183	0,24486687
DQO	0,78627484	0,10355147	0,0027345717	-0,26617855
DBO ₅	0,84006481	0,060636345	-0,038696831	0,099775706
SS	0,71872657	-0,099313576	0,031886346	0,12334065
Conversión	0,18986908	0,41346971	-0,57009692	0,51690159
Temperatura	0,012248323	-0,84843391	0,26874212	0,32430379
pH	0,00059991292	-0,034103844	0,11120094	0,92126113
Presión de alimentación	-0,12721919	-0,10827911	-0,67786195	0,048588043
Caudal	-0,14560078	-0,13068599	0,78364234	0,38592459

Tabla 5.19: Matriz de cargas después de rotación varimax

Aplicando el método varimax a la matriz factorial (Tabla 5.18) se obtiene la matriz factorial rodada (Tabla 5.19). En color rojo se han destacado las ponderaciones altas, es decir, aquellas que son superiores a un cierto valor absoluto. En general, se suele utilizar 0,5. Esto permite realizar la interpretación de los factores agrupando las variables iniciales con altas cargas por cada factor obteniéndose, en este caso, lo siguiente:

- Factor 1: DQO, DBO₅ y SS
- Factor 2: Factor de ensuciamiento y temperatura
- Factor 3: Caudal, conversión y presión de alimentación
- Factor 4: pH y conversión

Las variables que tienen la mayor ponderación o carga (próximo a 1,0) en cada factor no están correlacionadas, es decir, la DBO₅ (en el Factor 1), el factor de ensuciamiento (en el Factor 2), el caudal de entrada (en el Factor 3) y el pH (en el Factor 4).

Considerando el signo en la matriz factorial rotada se observa que las tres variables del Factor 1 están, entre sí, correlacionadas positivamente, es decir, cuando se incrementa una de

ellas se incrementan las otras dos. En este Factor 1 se agrupan aquellas variables que están directamente relacionadas con la calidad del agua.

Analizando el Factor 2 se observa que el factor de ensuciamiento y la temperatura están relacionadas negativamente. Este resultado coincide con los obtenidos en las pruebas de correlación que se han realizado.

En el Factor 3 se aprecia que el caudal de entrada presenta una correlación negativa con la conversión y con la presión de alimentación. En cambio, estas últimas están positivamente correlacionadas entre sí. La correlación negativa entre el caudal de entrada y la conversión confirma es una consecuencia de la propia definición de factor de conversión, es decir, indica la relación inversamente proporcional entre el caudal de agua producto y el caudal de agua de entrada.

Por último, la observación del cuarto grupo permite afirmar que el pH explica la mayor parte de la variabilidad en ese grupo y, además, está correlacionada de forma positiva con la conversión.

Los Factores 3 y 4 se podrían unificar en un grupo que se podría llamar *Componente de operación y funcionamiento*, dado que las variables que incluye forman parte de la explotación y funcionamiento del tratamiento terciario.

5.9. Selección, ajuste y validación de modelos de regresión

A partir de los métodos de correlación y del análisis de factores ha sido posible identificar diversas relaciones entre las variables. Para cada relación se ha seleccionado, ajustado y validado el mejor modelo de regresión, ya sea lineal, polinomial o lineal múltiple.

5.9.1. Selección del modelo de regresión lineal

Se han ajustado varios modelos de regresión para describir la relación entre el factor de ensuciamiento y ocho variables en estudio (DQO, DBO₅, SS, conversión temperatura, pH, presión y caudal). Se han considerado todas las combinaciones posibles desde una hasta ocho variables ($2^8=256$) y los resultados se muestran en la Tabla 5.20 incluyendo el cuadrado medio del error (CME), los valores de R^2 , R^2 ajustado, el estadístico Cp de Mallows y las variables que intervienen.

Para simplificar la presentación de los resultados se han asignado letras a cada una de las variables según la siguiente correspondencia: A=DQO, B=DBO₅, C=SS, D=conversión, E=temperatura, F=pH, G=presión de alimentación y H=caudal de entrada.

El estadístico de R^2 ajustado mide la proporción o porcentaje de variabilidad del factor de ensuciamiento que es explicada por el modelo de regresión ajustado, es decir, permite mostrar la bondad de ajuste de la regresión. Se observa que valores grandes de R^2 ajustada corresponden a valores pequeños de cuadrado medio del error (CME).

CME	R^2	R^2 ajustado	Cp	Variables Incluidas
0,0000000000	98,427879	98,253199	1,749587	DEGH
0,0000000000	98,438490	98,215417	3,5285513	ADEGH
0,0000000000	98,433606	98,209835	3,6302875	CDEGH
0,0000000000	98,430356	98,206121	3,6979924	DEFGH
0,0000000000	98,429417	98,205048	3,7175486	BDEGH
0,0000000000	98,454391	98,181636	5,1973113	ACDEGH
0,0000000000	98,450039	98,176517	5,2879566	ABDEGH
0,0001013802	98,441839	98,166870	5,4587733	ADEFGH
0,0000000000	98,435725	98,159677	5,5861414	CDEFGH
0,0000000000	98,433647	98,157232	5,6294278	BCDEGH
0,0000000000	98,459641	98,132899	7,0879318	ABCDEGH
0,0000000000	98,457433	98,130221	7,1339440	ACDEFGH
0,0000000000	98,455044	98,127326	7,1837021	ABDEFGH
0,0000000000	98,435838	98,104047	7,5837839	BCDEFGH
0,0000000000	98,463863	98,079828	9,0000000	ABCDEFH
0,0000000000	90,386825	89,607378	167,25656	DEH
0,0000000000	90,565992	89,517769	165,52424	ADEH
0,0005824703	90,784435	89,467925	162,97376	ACDEH
0,0000000000	90,483312	89,425902	167,24660	BDEH
0,0000000000	90,460377	89,400419	167,72436	CDEH
0,0000000000	90,429986	89,366652	168,35744	DEFH
0,0000000000	90,892024	88,960029	164,73252	ABCDEFH
0,0014731476	75,360712	73,362932	480,27256	EGH
0,0015144256	74,670312	72,616554	494,65460	EFH
0,0017348583	70,983442	68,630748	571,45752	EFG
0,0018208486	69,545203	67,075895	601,41816	BEH
0,0018513922	68,197432	66,523613	627,49420	EH
0,0023708928	59,273634	57,130141	813,39003	EF
0,0027122169	53,410486	50,958407	935,52800	EG
0,0029402186	49,493953	46,835740	1017,1151	DE
0,0032249004	43,145995	41,688200	1147,3524	E
0,0032940732	43,415563	40,437435	1143,7369	BE
0,0048686449	14,167281	11,966442	1751,0216	D
0,0054441438	4,0214134	1,5604240	1962,3749	H
0,0054716014	3,5373435	1,0639421	1972,4588	F
0,005517823	2,7224715	0,2281759	1989,4338	G

Tabla 5.20: Modelos con mayor coeficiente R^2 ajustado

La diferencia entre R^2 y R^2 ajustado es que este último coeficiente tiene en consideración tanto el tamaño de la muestra n como el número de parámetros p del modelo. Por ello, el valor de R^2 ajustado siempre es menor que R^2 . El coeficiente R^2 ajustado compensa el número de variables independientes en el modelo y es más útil que la R^2 ordinaria cuando se comparan modelos con diferente número de variables independientes.

En la Tabla 5.20, que está ordenada de mayor a menor coeficiente de determinación ajustado (R^2 ajustado), se puede observar que la primera combinación de variables que incluyen la DQO, DBO₅ y SS (abreviadas con las letras ABC) es la formada por las letras ABCDEGH. Es decir,

esta combinación presenta un alto coeficiente de determinación R^2 ajustado (98,132899%) e incluye, además de los indicadores de calidad, el factor de conversión, la temperatura, la presión de alimentación y el caudal de entrada.

A la luz de los resultados se concluye que la expresión con mayor R^2 ajustado relaciona el factor de ensuciamiento con sólo cuatro de las ocho variables. Estos cuatro parámetros son el factor de conversión, la temperatura, la presión de alimentación y el caudal de entrada.

El ajuste obtenido al aplicar un modelo de regresión lineal que explique la variabilidad del factor de ensuciamiento mediante las cuatro variables anteriores se muestra en la ecuación 5.1.

$$\text{F.E.} = 0,86026171 + 0,0081696288 * C - 0,034763631 * T - 0,036887892 * P + 0,0093936032 * Q \quad (5.1)$$

siendo:

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- C: Factor de conversión del proceso de ósmosis inversa.
- T: Temperatura del agua de alimentación.
- P: Presión de alimentación.
- Q: Caudal del agua de alimentación.

La forma de explicar la variabilidad del factor de ensuciamiento es mediante el análisis de la varianza de regresión, cuyo resultado se muestra en la Tabla 5.21.

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado Medio	Prueba F	valor-P
Regresión	0,21773987	4	0,054434969	563,48	0,0000
Residuo	0,00347781	36	0,000096606		
Total	0,22121768	40			

Tabla 5.21: Análisis de la varianza de regresión

Teniendo en cuenta que el valor de F de Snedecor es 565,48 y que el valor-P es menor que 0,05 hay una relación estadísticamente significativa entre el factor de ensuciamiento y las variables con un nivel de confianza del 95,0%.

La validación de este modelo de regresión lineal se realiza mediante los estadísticos correspondientes y que, en este caso, toman los siguientes valores:

- $R^2 = 98,43\%$.
- R^2 (ajustada por g.l.) = 98,25%
- Error estándar del est. = 0,0098288258
- Error medio absoluto = 0,0071495475
- Estadístico Durbin-Watson = 1,6348433 (P=0,0634)

El coeficiente de determinación R^2 mide, en este caso, la fracción de variabilidad explicada por la recta de regresión ajustada. Se observa que, tomando como referencia el R^2 ajustado, el 98,25% de la variabilidad del factor de ensuciamiento se consigue explicar con el ajuste obtenido.

Por otro lado, teniendo en cuenta que el estadístico Durbin-Watson valora la autocorrelación entre cada residuo y el anterior, el cual toma el valor próximo a 2 se puede afirmar que no hay correlación entre los residuos, es decir, la independencia de los residuos está asegurada.

El análisis del gráfico de los valores observados frente a los previstos o esperados (Figura 5.22) muestra que se sitúan aleatoriamente próximos a la diagonal, lo que permite valorar positivamente la bondad del ajuste del modelo de regresión.

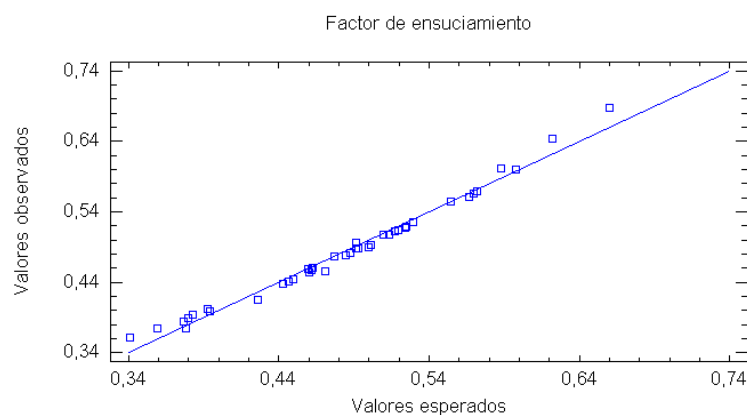


Figura 5.22: Valores observados frente a esperados según ec. 5.1

5.9.2. Regresión lineal

Se ha mostrado en el apartado anterior que la presencia de la DQO, DBO_5 y SS no es significativa para explicar la variabilidad del factor de ensuciamiento. Por este motivo, se van a seleccionar, ajustar y validar las mejores expresiones matemáticas que representen y justifiquen la variabilidad del factor de ensuciamiento frente a cada una de las variables por separado y frente al conjunto de ellas. Para ello, se comenzará realizando una regresión lineal, posteriormente, una regresión polinómica y, finalmente, un ajuste lineal múltiple en la que se incluirán las tres variables.

5.9.2.1. Factor de ensuciamiento frente a la Demanda Química de Oxígeno

Se ha calculado el coeficiente de correlación y el de determinación (R^2) de los 27 modelos de regresión lineal más comúnmente empleados y el resultado de esta selección y ajuste de funciones se recoge en la Tabla 5.22.

Se aprecia en la Tabla 5.22 que el modelo de regresión que mejor ajusta el factor de ensuciamiento y la DQO es el modelo *Inversa de X* la cual responde a la forma $Y = a + b/X$.

Factor de ensuciamiento frente a la DQO		
Modelo de regresión lineal	Coef. correlación	R^2
Inversa de X	0,1308	1,71 %
Raíz Cuadrada-Y Inversa de X	0,1305	1,70 %
Cuadrado-Y Inversa de X	0,1298	1,69 %
Curva S	0,1296	1,68 %
Doble Inverso	-0,1267	1,61 %
Cuadrado Doble	0,1192	1,42 %
Cuadrado de X	0,1078	1,16 %
Raíz Cuadrada-X Cuadrado-X	0,1019	1,04 %
Log-Y Cuadrado-X	0,0962	0,92 %
Inversa-Y Cuadrado-X	-0,085	0,72 %
Cuadrado de Y	0,0545	0,30 %
Inversa-Y Log-X	0,0483	0,23 %
Logístico	0,0465	0,22 %
Log probit	0,0461	0,21 %
Multiplicativa	-0,0448	0,20 %
Lineal	0,0448	0,20 %
Raíz Cuadrada-Y Log-X	-0,0427	0,18 %
Logaritmo de X	-0,0402	0,16 %
Raíz Cuadrada de Y	0,0401	0,16 %
Exponencial	0,0355	0,13 %
Cuadrado-Y Log-X	-0,0344	0,12 %
Inversa de Y	-0,027	0,07 %
Cuadrado-Y Raíz Cuadrada-X	0,0125	0,02 %
Inversa-Y Raíz Cuadrada-X	0,0089	0,01 %
Raíz Cuadrada de X	0,0046	0,0 %
Logarítmico-Y Raíz Cuadrada-X	-0,0026	0,0 %
Raíz Cuadrada Doble	0,0009	0,0 %

Tabla 5.22: Comparación de modelos de regresión (DQO)

Realizando el ajuste de esta expresión a los datos se obtienen los coeficiente 'a y 'b' que permiten completar el modelo de regresión tal como se muestra en la ecuación 5.2.

$$\boxed{\text{F.E.} = 0,46685686 + \frac{1,044195}{\text{DQO}}} \quad (5.2)$$

siendo:

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- DQO: Demanda Química de Oxígeno.

La representación gráfica de esta función junto con los pares de valores se muestra en la Figura 5.23.

Las líneas próximas a la curva de regresión corresponden a los límites de confianza que, en este estudio, se ha fijado en el 95%. Se observa que la mayor parte de las mediciones caen dentro del intervalo de confianza (factor de ensuciamiento entre 0,44 y 0,52).

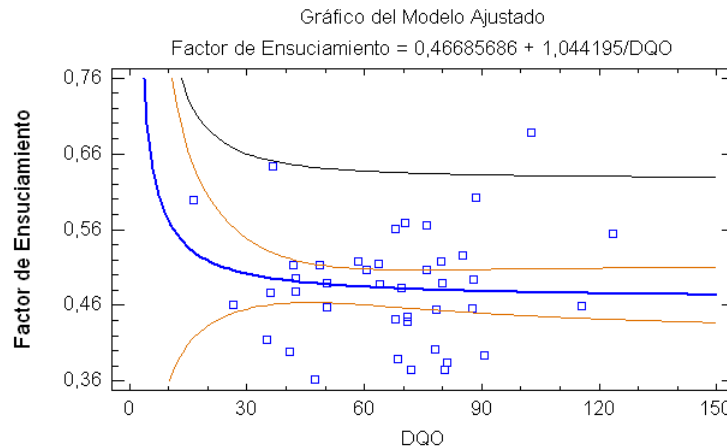


Figura 5.23: Regresión *Inversa de X*. Factor de ensuciamiento vs DQO

Por otro lado, la línea más exterior corresponde al límite de predicción, que en este caso define una franja del factor de ensuciamiento entre 0,36 y 0,66.

- Coeficiente de Correlación = 0,13082595
- $R^2 = 1,71\%$
- R^2 (ajustado para g.l.) = -0,81%
- Error estándar del est. = 0,07466703
- Error absoluto medio = 0,056712255
- Estadístico Durbin-Watson = 1,0309683 (P=0,0003)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,36837691

Para considerar que la bondad del ajuste es necesario observar el R^2 . En este caso, toma el valor del 1,71% el cual está muy alejado del 100% correspondiente al máximo ajuste. Es decir, en este caso, a pesar de tratarse del mejor modelo de regresión lineal no sirve para explicar la variabilidad del factor de ensuciamiento.

Al mismo resultado se llega si se analiza el coeficiente de Durbin-Watson cuyo valor óptimo se encuentra alrededor de 2. También, a partir de la representación gráfica de los valores observados frente a los esperados o predichos se puede concluir que el modelo no se ajusta bien a los datos porque los puntos no se distribuyen en torno a la diagonal. Es decir, los puntos de la Figura 5.24 no se encuentran dispersos aleatoriamente alrededor de la línea diagonal sino que aparecen agrupados alrededor de 0,48 por lo que el modelo no se ajusta bien.

5.9.2.2. Factor de ensuciamiento frente a la Demanda Bioquímica de Oxígeno

Realizando la comparación de los modelos de regresión de la misma forma que en el apartado anterior se obtiene la Tabla 5.23.

El modelo de regresión lineal que mejor representa el factor de ensuciamiento y la DBO_5 es el *Inversa-Y Cuadrado-X* cuyos parámetros ajustados se muestran en la 5.3.

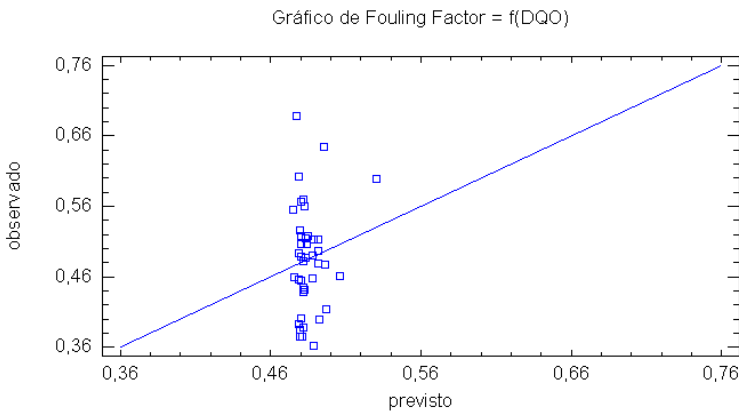


Figura 5.24: Valores observados frente a esperados según ec. 5.2

Factor de ensuciamiento frente a la DBO ₅		
Modelo de regresión lineal	Coef. correlación	R ²
Inversa-Y Cuadrado-X	-0,0937	0,88 %
Log-Y Cuadrado-X	0,0893	0,8 %
Raíz Cuadrada-X Cuadrado-X	0,0874	0,76 %
Cuadrado de X	0,0855	0,73 %
Inversa de Y	-0,0842	0,71 %
Cuadrado Doble	0,0822	0,67 %
Exponencial	0,0779	0,61 %
Inversa-Y Raíz Cuadrada-X	-0,0777	0,6 %
Raíz Cuadrada de Y	0,0749	0,56 %
Logístico	0,0736	0,54 %
Log probit	0,0733	0,54 %
Lineal	0,0721	0,52 %
Logarítmico-Y Raíz Cuadrada-X	0,0707	0,5 %
Inversa-Y Log-X	-0,0698	0,49 %
Raíz Cuadrada Doble	0,0674	0,45 %
Cuadrado de Y	0,0672	0,45 %
Raíz Cuadrada de X	0,0643	0,41 %
Multiplicativa	0,0624	0,39 %
Cuadrado-Y Raíz Cuadrada-X	0,059	0,35 %
Raíz Cuadrada-Y Log-X	0,0589	0,35 %
Logaritmo de X	0,0557	0,31 %
Cuadrado-Y Log-X	0,0501	0,25 %
Doble Inverso	0,0497	0,25 %
Curva S	-0,0426	0,18 %
Inversa de X	-0,0361	0,13 %
Cuadrado-Y Inversa de X	-0,0308	0,09 %

Tabla 5.23: Comparación de modelos de regresión (DBO₅)

$$F.E. = \frac{1}{2,1514021 - 0,00038261491 * DBO_5^2}$$

(5.3)

siendo:

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

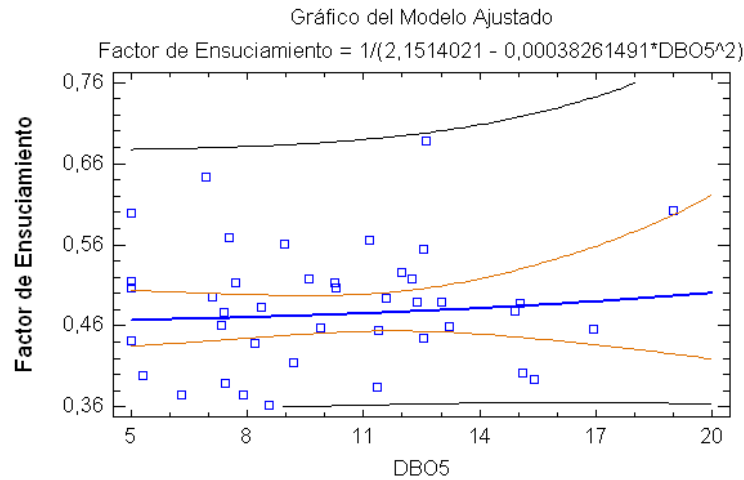


Figura 5.25: Regresión *Inversa-Y Cuadrado-X*. Factor de ensuciamiento vs DBO₅

- Coeficiente de Correlación = -0,093693505
- $R^2 = 0,88\%$
- R^2 (ajustado para g.l.) = -1,66%
- Error estándar del est. = 0,32011359
- Error absoluto medio = 0,25119275
- Estadístico Durbin-Watson = 1,215467 (P=0,0047)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,33134202

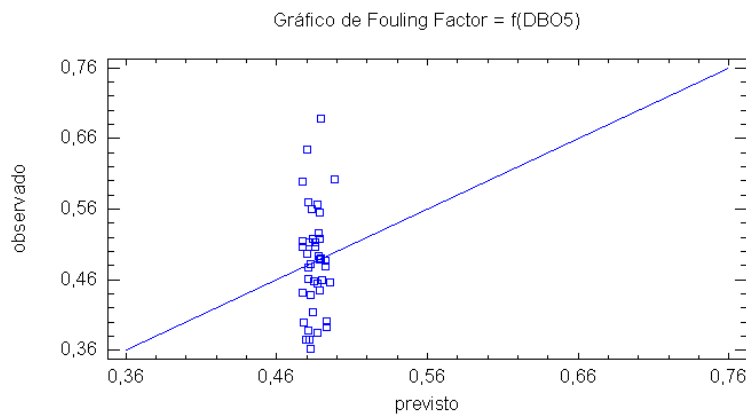


Figura 5.26: Valores observados frente a esperados según ec. 5.3

Al igual que en el caso de la DQO, este modelo no se ajusta bien porque los puntos de la Figura 5.26 no se sitúan alrededor de la diagonal.

5.9.2.3. Factor de ensuciamiento frente a los sólidos en suspensión

El modelo que mejor ajusta el factor de ensuciamiento con los SS es el *Doble Inverso*:

Factor de ensuciamiento frente a los SS		
Modelo de regresión lineal	Coef. correlación	R^2
Doble Inverso	0,0744	0,55 %
Curva S	-0,0738	0,54 %
Inversa de X	-0,0727	0,53 %
Cuadrado-Y Inversa de X	-0,0711	0,51 %
Inversa-Y Log-X	-0,0554	0,31 %
Multiplicativa	0,051	0,26 %
Raíz Cuadrada-Y Log-X	0,0487	0,24 %
Logaritmo de X	0,0464	0,22 %
Cuadrado-Y Log-X	0,0422	0,18 %
Inversa-Y Raíz Cuadrada-X	-0,0405	0,16 %
Logarítmico-Y Raíz Cuadrada-X	0,0347	0,12 %
Raíz Cuadrada Doble	0,0319	0,1 %
Raíz Cuadrada de X	0,0291	0,08 %
Inversa de Y	-0,0251	0,06 %
Cuadrado-Y Raíz Cuadrada-X	0,024	0,06 %
Cuadrado Doble	-0,024	0,06 %
Exponencial	0,0183	0,03 %
Cuadrado de X	-0,0178	0,03 %
Raíz Cuadrada de Y	0,015	0,02 %
Raíz Cuadrada-X Cuadrado-X	-0,0142	0,02 %
Logístico	0,0131	0,02 %
Log probit	0,0128	0,02 %
Lineal	0,0119	0,01 %
Log-Y Cuadrado-X	-0,0103	0,01 %
Cuadrado de Y	0,0063	0 %
Inversa-Y Cuadrado-X	0,0022	0 %

Tabla 5.24: Comparación de modelos de regresión (SS)

$$\text{F.E.} = \frac{1}{2,0614505 + \frac{0,73032974}{\text{SS}}} \quad (5.4)$$

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- SS: Sólidos en suspensión.
- Coeficiente de Correlación = 0,074353371
- $R^2 = 0,55\%$
- R^2 (ajustado para g.l.) = -1,99%
- Error estándar del est. = 0,32063796
- Error absoluto medio = 0,25102941
- Estadístico Durbin-Watson = 1,1773141 (P=0,0031)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,35083989

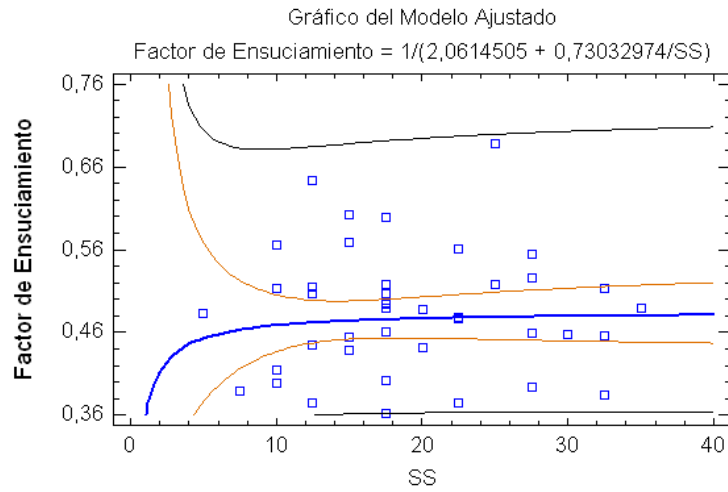


Figura 5.27: Regresión *Doble Inverso*. Factor de ensuciamiento vs SS

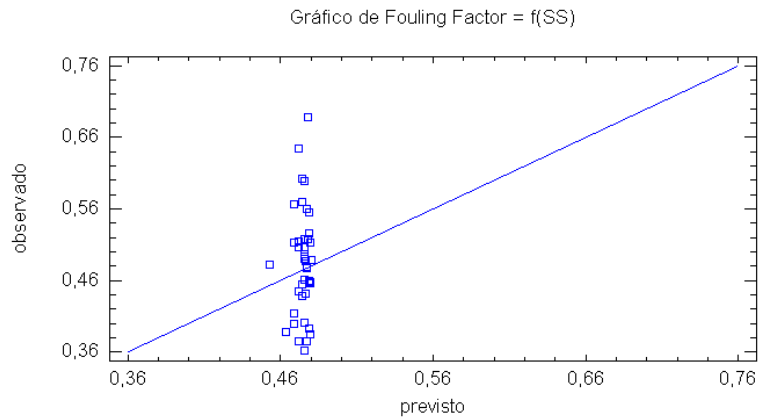


Figura 5.28: Valores observados frente a esperados según ec. 5.4

5.9.2.4. Resumen de regresión lineal

Los datos más destacados de los modelos de regresión lineal realizados

5.9.3. Regresión polinomial

5.9.3.1. Factor de ensuciamiento frente a la Demanda Química de Oxígeno

El polinomio que mejor ajusta el factor de ensuciamiento con la DQO es el de grado 2:

$$F.E. = 0,59215442 - 0,0037265394 * DQO + 0,000028531927 * DQO^2 \quad (5.5)$$

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- DQO: Demanda Química de Oxígeno.

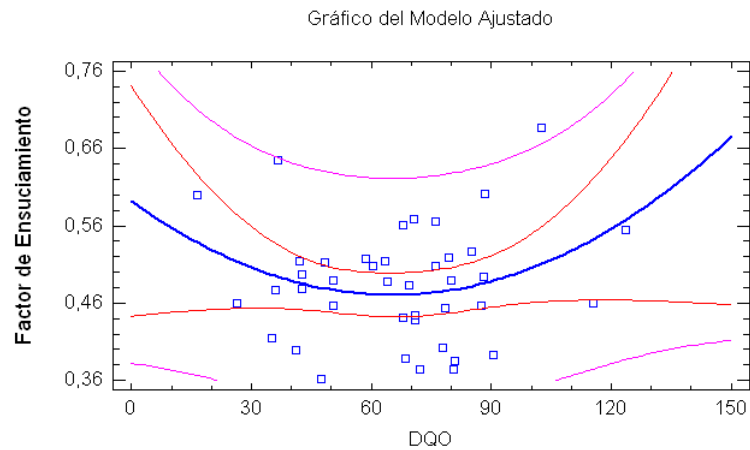


Figura 5.29: Mejor ajuste polinómico de Factor de ensuciamiento y DQO

La Figura 5.29 muestra límites del intervalo de confianza y los límites de predicción para nuevas observaciones.

- R-cuadrada = 8,10%
- R-cuadrado (ajustado para g.l.) = 3,26%
- Error estándar del est. = 0,073144474
- Error absoluto medio = 0,056831119
- Estadístico Durbin-Watson = 1,0801702 (P=0,0006)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,38207423

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
CONSTANTE	0,59215442	0,073532766	0,44329482	0,74101402
DQO	-0,0037265394	0,0022004199	-0,0081810656	0,00072798676
DQO ²	0,000028531927	0,000015789612		0,00006049639

Tabla 5.25: Intervalos de confianza Factor de ensuciamiento - DQO (polinomio de grado 2)

5.9.3.2. Factor de ensuciamiento frente a la Demanda Bioquímica de Oxígeno

El polinomio que mejor ajusta el FF con la DBO₅ es el de grado 4:

$$\text{F.E.} = 1,8324296 - 0,57753603 * \text{DBO}_5 + 0,086068407 * \text{DBO}_5^2 - 0,0053369631 * \text{DBO}_5^3 + 0,00011718058 * \text{DBO}_5^4 \quad (5.6)$$

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

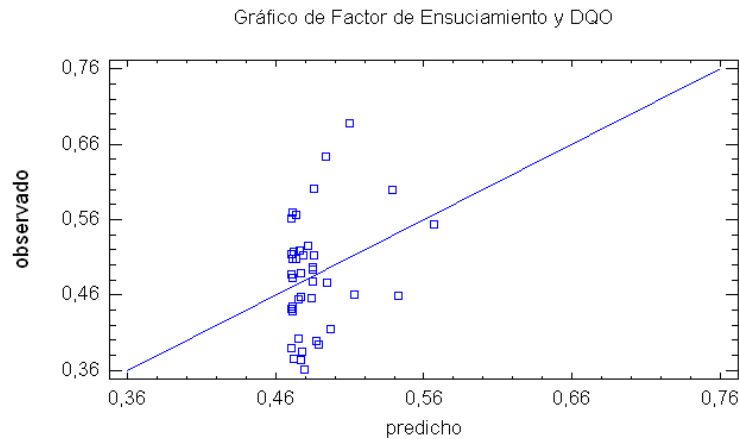


Figura 5.30: Valores observados frente a esperados según ec. 5.5

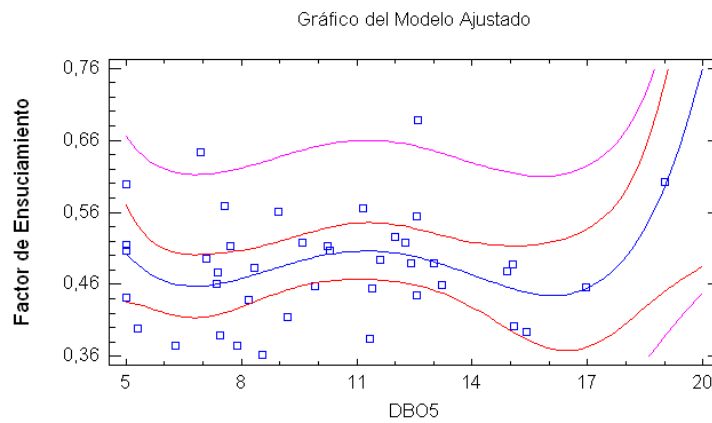


Figura 5.31: Mejor ajuste polinómico del factor de ensuciamiento y DBO_5

- R -cuadrada = 12,60%
- R -cuadrado (ajustado para g.l.) = 2,89%
- Error estándar del est. = 0,073283781
- Error absoluto medio = 0,051172884
- Estadístico Durbin-Watson = 1,0998339 ($P=0,0012$)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,34833965

5.9.3.3. Factor de ensuciamiento frente a los sólidos en suspensión

El polinomio que mejor ajusta el factor de ensuciamiento con los SS es el de grado 2:

$$\boxed{\text{F.E.} = 0,4161877 + 0,0076879299 * \text{SS} - 0,00018496582 * \text{SS}^2} \quad (5.7)$$

- F.E: Factor de ensuciamiento.

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
CONSTANTE	1,8324296	0,70847056	0,39558183	3,2692774
DBO_5	-0,57753603	0,29095973	-1,1676309	0,012558836
$(\text{DBO}_5)^2$	0,086068407	0,042057999	0,00077065906	0,17136615
$(\text{DBO}_5)^3$	-0,0053369631	0,0025494398	-0,010507477	-0,00016644913
$(\text{DBO}_5)^4$	0,00011718058	0,000054964005	0,0000057081866	0,00022865298

Tabla 5.26: Intervalos de confianza factor de ensuciamiento - DBO_5 (polinomio grado 4)

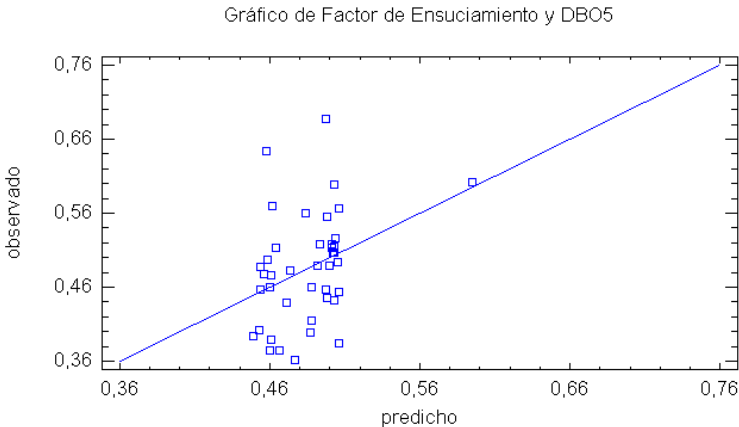


Figura 5.32: Valores observados frente a esperados según ec. 5.6

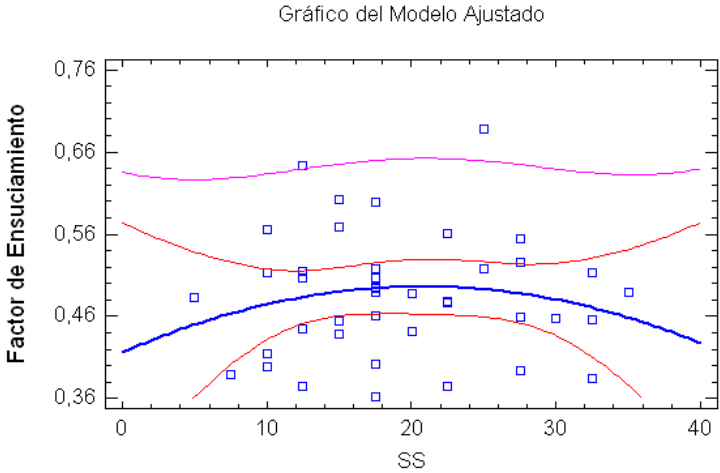


Figura 5.33: Mejor ajuste polinómico del factor de ensuciamiento (SS)

- SS: Sólidos en suspensión.
- $R\text{-cuadrada} = 2,32\%$
- $R\text{-cuadrado (ajustado para g.l.)} = 0,00\%$
- Error estándar del est. = 0,075407906

- Error absoluto medio = 0,05738521
- Estadístico Durbin-Watson = 1,106784 (P=0,0014)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,34867834

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
CONSTANTE	0,4161877	0,077658567	0,25897583	0,57339957
SS	0,0076879299	0,008144952	-0,0088006966	0,024176556
SS ²	-0,00018496582	0,00019520942	-0,00058014743	0,00021021579

Tabla 5.27: Intervalos de confianza del factor de ensuciamiento - SS (polinomio de grado 2)

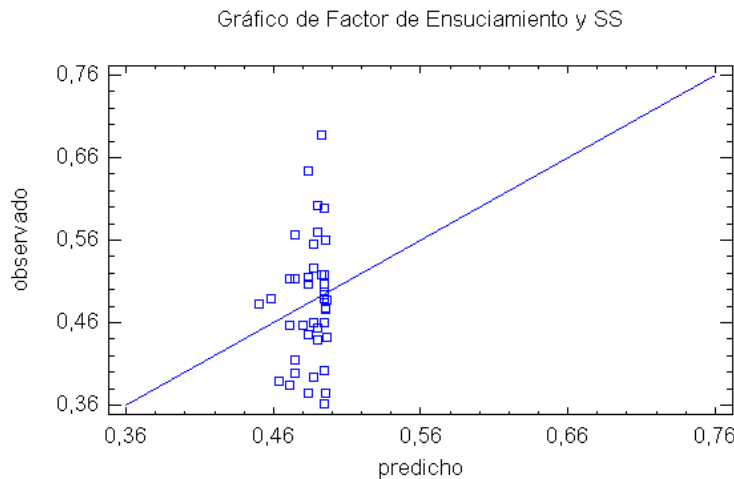


Figura 5.34: Valores observados frente a esperados según ec. 5.7

5.9.4. Regresión Lineal Múltiple

Los resultados de las regresiones múltiples que se han realizado se muestran ordenadas de la misma forma. Para ello, primero se presenta la expresión matemática ajustada que en la que el factor de ensuciamiento es función de tres variables, en el primer caso, y de siete variables el ajuste de regresión, denominado modelo de regresión completo.

A continuación se muestran los intervalos de confianza de los coeficientes estimados en el ajuste de regresión. Seguidamente se presenta una tabla con el análisis de la varianza del factor de ensuciamiento, un conjunto de resultados de los estadísticos de validación y, finalmente, una representación gráfica de los valores observados frente los previstos.

5.9.4.1. Factor de ensuciamiento frente a las tres variables en estudio

Se ha realizado una regresión lineal múltiple para reflejar el comportamiento del factor de ensuciamiento frente a los indicadores de calidad del agua residual, es decir, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno y sólidos en suspensión.

El ajuste realizado ha dado como resultado la ecuación 5.8.

$$\text{F.E.} = 0,47068701 + 0,000048338196 * \text{DQO} + 0,0015939722 * \text{DBO}_5 - 0,00025218738 * \text{SS} \quad (5.8)$$

siendo:

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- DQO: Demanda Química de Oxígeno.
- DBO_5 : Demanda Bioquímica de Oxígeno.
- SS: Sólidos en suspensión.

La Tabla 5.28 muestra los intervalos de confianza del 95,0% para los coeficientes en el modelo y permiten valorar la precisión con la que pueden estimarse los coeficientes de la 5.8.

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
CONSTANTE	0,47068701	0,044597185	0,38032435	0,56104968
DQO	0,000048338196	0,00062779904	-0,0012237061	0,0013203824
DBO_5	0,0015939722	0,0042532167	-0,0070238808	0,010211825
SS	-0,00025218738	0,0018119571	-0,0039235685	0,0034191938

Tabla 5.28: Intervalos de confianza: factor de ensuciamiento-DQO- DBO_5 -SS

Asimismo, es interesante realizar el análisis de la varianza de este modelo de regresión para tener una idea de la influencia de las variables en el factor de ensuciamiento.

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado Medio	Prueba F	Valor-P
Regresión	0,00128276	3	0,00042758724	0,07	0,9746
Residuo	0,21993492	37	0,0059441871		
Total	0,22121768	40			

Tabla 5.29: Análisis de la varianza de regresión

Se observa que el **valor-P** del modelo de regresión es muy superior a 0,05, por lo que se puede afirmar que no hay una relación estadísticamente significativa entre factor de ensuciamiento y las variables, considerando un nivel de confianza del 95,0%.

Los estadísticos que permiten estimar la validez del ajuste de esta regresión múltiple son:

- $R^2 = 0,58\%$

- R^2 (ajustado para g.l.) = 0,00%
- Error estándar del est. = 0,077098554
- Error absoluto medio = 0,056975455
- Estadístico Durbin-Watson = 1,0773133 (P=0,0008)
- Autocorrelación de residuos en retraso 1 = 0,36272691

Se observa que los coeficientes de determinación R^2 y R^2 ajustado nulos o prácticamente nulos, por lo que el ajuste entre los datos observados y la recta de regresión no es bueno.

A esta misma conclusión se llega analizando la Figura 5.35 y considerando que los puntos no se distribuyen aleatoriamente en torno a la diagonal sino que se concentran formando una recta vertical. Esto quiere decir que para dos valores observados muy distintos, el modelo de regresión puede devolver el mismo valor, lo que confirma la baja bondad de ajuste.

Además, el estadístico Durbin-Watson presenta un **valor-P** es menor que 0,05, por lo que hay indicios de una posible correlación serial de los residuos, con un nivel de confianza del 95,0%.

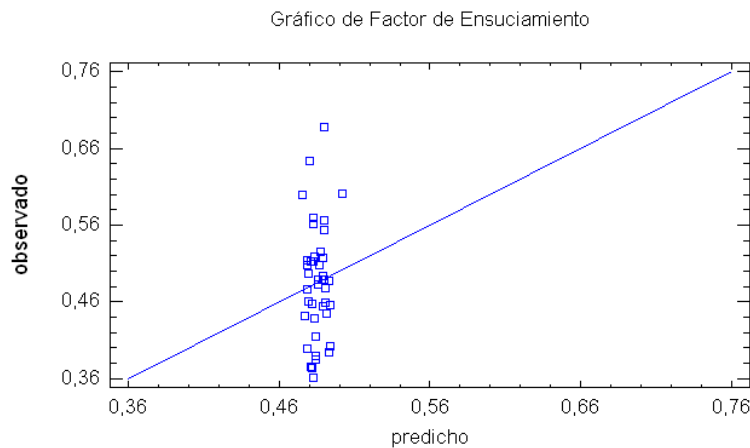


Figura 5.35: Valores observados frente a esperados según ec. 5.8

Analizando conjuntamente la Figura 5.35, los coeficientes de determinación y el **valor-P** se puede afirmar que la variabilidad del factor de ensuciamiento queda poco explicada mediante la expresión matemática dada en la ecuación 5.8.

5.9.4.2. Modelo de regresión completo

Por último, se ha considerado la posibilidad de englobar en una única expresión los indicadores de calidad del agua residual (DQO, DBO₅ y SS) junto con los parámetros de funcionamiento del proceso de ósmosis que se han obtenido en la selección del modelo de regresión lineal (apartado 5.9.1).

Para ello se ha planteado una regresión múltiple lineal, igual que la del apartado anterior (5.9.4.1) pero incluyendo las variables: factor de conversión, temperatura, presión de alimentación y caudal de entrada.

El resultado del ajuste de dicha expresión múltiple es el de la ecuación 5.9.

$$\begin{aligned} \text{F.E.} = & 0,84691649 + 0,000063858066 * \text{DQO} - \\ & -0,00019401481 * \text{DBO}_5 - 0,00011118698 * \text{SS} + \\ & +0,0082237119 * \text{C} - 0,034670458 * \text{T} - \\ & -0,036645467 * \text{P} + 0,0094468929 * \text{Q} \end{aligned} \quad (5.9)$$

siendo:

- F.E: Factor de ensuciamiento.
- DQO: Demanda Química de Oxígeno.
- DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno.
- SS: Sólidos en suspensión.
- C: Factor de conversión.
- T: Temperatura.
- P: Presión de alimentación.
- Q: Caudal de alimentación.

Los intervalos de confianza que se han obtenido en torno cada valor estimado en relación al modelo de regresión lineal, se muestran en la Tabla 5.30.

Parámetro	Estimado	Error Estándar	Límite Inferior	Límite Superior
CONSTANTE	0,84691649	0,068755996	0,70703108	0,9868019
DQO	0,000063858066	0,000085572068	-0,00011023997	0,0002379561
DBO ₅	-0,00019401481	0,00057847014	-0,0013709236	0,00098289393
SS	-0,00011118698	0,00024514663	-0,00060994256	0,0003875686
Conversión	0,0082237119	0,00037782149	0,0074550267	0,008992397
Temperatura	-0,034670458	0,00092610583	-0,036554638	-0,032786277
Presión de alimentación	-0,036645467	0,0028698166	-0,042484165	-0,030806769
Caudal	0,0094468929	0,00034026788	0,0087546113	0,010139175

Tabla 5.30: Intervalos de confianza. Regresión múltiple

Analizando los coeficientes que multiplican a los indicadores de calidad se observa la poca influencia que tienen sobre variabilidad del factor de ensuciamiento.

El resultado del análisis de la varianza, en este caso, se refleja en la Tabla 5.31.

Fuente de variación	Suma de Cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado Medio	Prueba F	Valor-P
Regresión	0,21781014	7	0,031115734	301,34	0,0000
Residuo	0,00340754	33	0,000103259		
Total	0,22121768	40			

Tabla 5.31: Análisis de la varianza de regresión

Considerando que el **valor-P** es menor que 0,05, hay una relación estadísticamente significativa entre el factor de ensuciamiento y las variables predictoras con un nivel de confianza del 95,0%.

Y los estadísticos de evaluación del ajuste son:

- $R^2 = 98,46\%$
- R^2 (ajustada por g.l.) = 98,13%
- Error estándar del est. = 0,010161641
- Error medio absoluto = 0,0071332923
- Estadístico Durbin-Watson = 1,6125118 (P=0,0519)

El estadístico R^2 indica que el modelo, así ajustado, explica 98,46% de la variabilidad en factor de ensuciamiento. El estadístico R^2 ajustada, el cual es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 98,13%. Ambos coeficientes de determinación son bastante elevados y próximos al 100% por lo que se puede afirmar que el modelo de regresión es bastante bueno.

El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si hay alguna correlación significativa con base en el orden en el que se presentaron en el archivo de datos. Teniendo en cuenta que el **valor-P** es mayor que 0,05, no hay indicación de correlación serial o autocorrelación en los residuos.

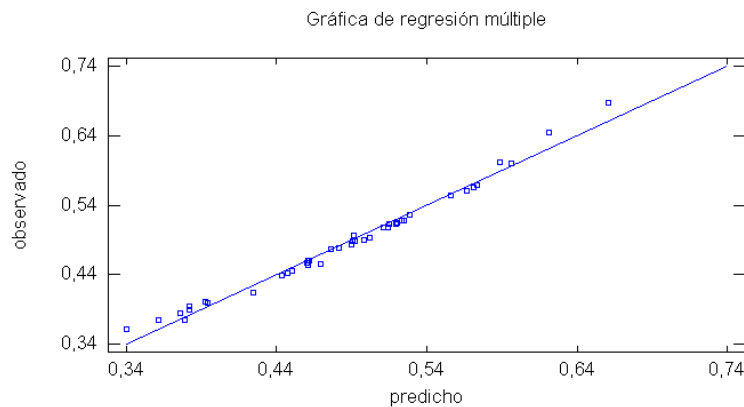


Figura 5.36: Valores observados frente a esperados según ec. 5.9

La Figura 5.36 confirma los resultados analíticos del ajuste múltiple lineal, es decir, la representación gráfica de los valores observados frente a los esperados por la ecuación 5.9 se sitúan de forma aleatoria en torno a la diagonal, lo cual es síntoma de la bondad del ajuste.

5.10. Aplicación del Teorema de Pi

Tal como se comentó en el apartado 4.1.12, es posible aplicar el Teorema de Pi para encontrar una expresión que describa un proceso físico gobernado por una relación dimensionalmente homogénea.

Los resultados que se han obtenido al aplicar el Teorema de Pi se detallan para cada uno de los pasos son:

- **Paso 1.** *Elaboración de una lista de las n variables a estudiar.* Las variables que se pretenden relacionar son la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda química de oxígeno (DBO₅) y los sólidos en suspensión (SS).

- **Paso 2.** *Redacción de las dimensiones de cada variable de acuerdo con el sistema MLT.* En el sistema internacional de las variables seleccionadas en el Paso 1 se expresan en mg/l, es decir, de igual forma que la densidad por lo que sus dimensiones fundamentales son $[M/L^3]$, es decir,

$$\begin{aligned}[DQO] &= ML^{-3} \\ [DBO_5] &= ML^{-3} \\ [SS] &= ML^{-3}\end{aligned}$$

Dado que hay tres magnitudes dimensionales, se tiene que $n = 3$.

- **Paso 3.** *Determinación de m , número de dimensiones diferentes o fundamentales que se emplean en las variables del problema.*

En las expresiones anteriores se observa que hay dos dimensiones fundamentales fundamentales, la M y la L , por lo tanto, $m = 2$.

- **Paso 4.** *Determinación del número de parámetros adimensionales independientes en los que se pueden agrupar las variables del problema.*

Con lo anterior tenemos la matriz

$$A = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 \\ -3 & -3 & -3 \end{pmatrix} \quad (5.10)$$

que es de rango $r = 1$, por tanto, se tiene que $n - r = 2$ magnitud adimensional que se obtiene con DQO , DBO_5 y SS .

Además, las leyes $f(DQO, DBO_5, SS) = 0$ y $F(\Pi_1)$ son equivalentes.

- **Paso 5** *Creación de grupos.* Se puede crear el siguiente grupo:

$$\Pi_1 = DQO^a \cdot DBO_5^b \cdot SS^c \quad (5.11)$$

y considerando la condición de adimensionalidad $\Pi_1 = 1$ se obtiene:

$$\Pi_1 = M^{a+b+c} L^{-3a-3b-3c} = 1 \quad (5.12)$$

lo que produce un sistema de ecuaciones trivial:

$$\begin{aligned} a + b + c &= 0 \\ -3a - 3b - 3c &= 0 \end{aligned}$$

Es decir, es un sistema compatible indeterminado el cual tiene infinitas soluciones.

A modo de resumen se puede concluir que el *Análisis Dimensional*, en este caso, no es una herramienta válida para interrelacionar las variables DQO , DBO_5 y SS y mucho menos relacionarlas con el factor de ensuciamiento. El motivo es que, por un lado, el factor de ensuciamiento carece de dimensiones y, por otro, las tres variables a estudiar tienen las mismas dimensiones.

Conclusiones

Índice

6.1. Conclusiones	173
6.2. Líneas Futuras	175

6.1. Conclusiones

Al término del trabajo de investigación, se exponen las conclusiones estructuradas en tres grupos: generales, metodológicas y de resultados.

6.1.1. Conclusiones generales

- El ensuciamiento de las membranas empleadas en procesos de ósmosis inversa es un problema de operación y funcionamiento, más aún empleando aguas depuradas que siguen siendo biológicamente activas.
- A pesar de la existencia de investigaciones que explican el ensuciamiento biológico de las superficies de las membranas, no se conocen estudios que relacionen el factor de ensuciamiento de las membranas de ósmosis inversa con la variables orgánicas DBO, DQO₅ y SS.
- En esta tesis se ha realizado un análisis estadístico para buscar posibles relaciones entre el factor de ensuciamiento de las membranas y los parámetros DBO, DQO₅ y SS.

6.1.2. Conclusiones metodológicas

- Se ha empleado la aplicación informática proporcionada por el fabricante de las membranas que están instaladas en la Planta Depuradora de Hoya del Pozo, y que se fundamenta en las ecuaciones básicas y corregidas del modelo de solución-difusión.
- Sería deseable determinar periódicamente los valores de SDI tanto a la entrada como a la salida del proceso de ósmosis inversa para relacionarlo con el factor de ensuciamiento.

- La estimación del factor de ensuciamiento se podría realizar de forma más rápida si en lugar de introducir los valores en pantalla, el programa del fabricante de las membranas permitiese la lectura de los parámetros desde un fichero datos.

6.1.3. Conclusiones de resultados

- La estimación del factor de ensuciamiento realizada mediante la aplicación informática ROSA ha oscilado entre 0,3 y 0,7 destacándose que el valor promedio se ha obtenido en torno al 0,48.
- Las diferentes pruebas de normalidad aplicadas a las variables factor de ensuciamiento, DQO, DBO₅ y SS dieron resultado favorables, con al menos un nivel de confianza del 95 %, en todos los casos excepto cuando se aplicó la prueba de bondad de ajuste de chi-cuadrado en el conjunto de datos de los SS.
- La prueba de homocedasticidad de Bartlett realizada para evaluar la igualdad de varianza entre dos variables mostró que se acepta, con un nivel confianza del 95%, la hipótesis de igualdad de varianza entre cada par de las variables estudiadas. Sólo mediante el test de Levene se detectó un caso de heterocedasticidad entre el factor de ensuciamiento y la DQO.
- Los tres métodos diferentes de evaluación de correlaciones ensayados (lineales, parciales y de Spearman) confirman la existencia de correlación entre la DQO y la DBO₅ así como la baja correlación entre el factor de ensuciamiento y las cuatro variables inicialmente analizadas.
- La ampliación de los parámetros de estudio incluyendo al factor de conversión, la temperatura de operación, el pH, la presión de alimentación y el caudal de entrada ha permitido encontrar otras correlaciones entre todas las variables. Se destaca como correlación fuerte la existente entre el factor de ensuciamiento y la temperatura del agua de alimentación.
- La bondad de ajuste de los modelos polinómicos, que relacionan el factor de ensuciamiento con la DQO, la DBO₅ y los SS, ha resultado más significativa que la de los modelos lineales.
- El ajuste lineal múltiple entre el factor de ensuciamiento y la DQO, DBO₅ y los sólidos en suspensión no es muy significativo dado que no explica la variabilidad del factor de ensuciamiento. En cambio, si se amplía el conjunto de variables en el ajuste lineal múltiple de forma que se incluya el factor de conversión, la temperatura, la presión de alimentación y el caudal de entrada, es posible explicar el 98% de la variabilidad del factor de ensuciamiento.

- El análisis factorial realizado ha demostrado que con sólo cuatro factores, que contienen algunas de las variables estudiadas, se puede explicar en torno al 78% de la variabilidad del factor de ensuciamiento.
- El análisis dimensional no ha permitido encontrar una expresión adimensional que relacione el factor de ensuciamiento con las variables DBO, DBO₅ y SS.
- No se ha encontrado una fuerte correlación entre el factor de ensuciamiento y las variables DBO, DQO, y SS dado que las aguas en estudio presentan bajas concentraciones, típicas de las aguas depuradas.
- Otro factor que a podido influir en las bajas correlaciones obtenidas en esta experiencia es el hecho de que las membranas de ósmosis inversa son reutilizadas y proceden de una planta desalinizadora de agua de mar, por lo que están diseñadas y fabricadas para tratar agua de mar a una presión típica de 55 bar. Actualmente, en la planta depuradora, estas membranas están tratando aguas depuradas de baja salinidad y a una presión unos 17 bar.

6.2. Líneas Futuras

Dentro del mundo de las membranas no está todo dicho, y en los próximos años habrá que ir avanzando en la dirección de mejorarlas intentando definir una expresión que relacione el ensuciamiento con los principales parámetros que caracterizan las aguas depuradas. Estas acciones pasan por:

- Desarrollar la ecuación del transporte aplicándole los factores de corrección necesarios para que se ajusten a varios ensayos experimentales.
- Abordar el modelado matemático mediante la aplicación de redes neuronales.
- Emplear algoritmos genéticos para optimizar la función objetivo que represente el factor de ensuciamiento en función de la DQO, la DBO₅ y los SS.

Anexo A Código fuente para DATAPLOT

El programa DATAPLOT requiere leer información de diferentes ficheros. Los ficheros que se han creado para poder realizar los análisis estadísticos de la tesis se presentan en este anexo.

Fichero: programa_linux.dp

```
.
. Programa para configurar los parametros
. basicos de DATAPLOT
.
reset data
. borra variables, parametros, matrices y funciones
.
reset plot control
. configura lineas, caracteres y fuentes por defecto
.
erase
.
dimension 100 variables
. define el numero maximo de variables en columna
label case asis
title case asis
title displacement
char x
lines blank
.
. Following lines for better looking gif files
frame thickness 0.15
tic mark thickness 0.15
line thickness 0.15 all
bar border thickness 0.15 all
. Finished Setting Defaults
.
. Lectura de datos
skip 25
read datos_definitivos_tesis_41.dat fouling dco dbo5 ss conversion temp ph presion caudal
variable label fouling Factor de ensuciamiento
variable label dco DCO
variable label dbo5 DBO5
variable label ss SS
variable label ph pH
variable label temp Temperatura del agua de alimentacion
variable label conversion Factor de Conversion
variable label presion Presion de alimentacion
variable label caudal Caudal de entrada
```

Fichero: ploteo.dp

```
xlabel ^dbo  
ylabel ^fouling  
title Relacion Factor de ensuciamiento - DB05  
plot fouling dbo
```

Fichero: datos_a_analizar.dat

Este fichero contiene los datos del Factor de Ensuciamiento frente a DQO, DBO5, SS, factor de conversion, temperatura, pH, presión de alimentacion y caudal de entrada.

nombre del fichero: datos_tesis.dat

Numero de observaciones = 41

Numero de variables por linea= 9

Orden de las variables en cada linea:

1. Variable dependiente = Fouling Factor
2. variable independiente = DQO
3. variable independiente = DBO5
4. variable independiente = SS

Para leer este fichero en DATAPLOT-----

SKIP 25

READ datos_tesis_41.dat fouling dqo dbo5 ss

	Fouling Factor	DQO	DBO5	SS	conversion	Temp	pH	presion caudal
0.6874	102.50	12.60	25.00	82.00	20.3	7.7	17.2	50
0.5661	76.00	11.15	10.00	80.85	21.6	7.1	17.4	47
0.5608	68.00	8.95	22.50	80.85	21.9	7.1	17.2	47
0.4559	87.50	16.95	32.50	77.78	23.6	7.0	17.0	45
0.4147	35.00	9.20	10.00	77.78	24.9	7.0	17.0	45
0.5177	58.50	12.25	17.50	76.00	23.0	7.0	17.0	50
0.3744	80.50	7.90	22.50	76.00	23.7	7.6	18.0	41
0.4603	26.50	7.35	17.50	71.43	24.9	7.9	17.4	56
0.4963	42.50	7.10	17.50	71.21	24.6	7.3	19.4	66
0.5131	48.50	10.25	32.50	73.77	26.5	7.6	16.2	61
0.4014	78.00	15.10	17.50	67.27	26.5	7.6	16.6	55
0.4596	115.50	13.20	27.50	72.41	26.7	7.6	16.5	58
0.3887	68.50	7.45	7.50	72.00	26.0	7.6	17.2	50
0.4889	80.00	12.40	35.00	73.77	26.4	7.7	17.0	61
0.4766	36.00	7.40	22.50	73.77	26.8	7.7	17.0	61
0.5134	42.00	7.70	10.00	71.93	24.5	7.7	16.6	57
0.3616	47.50	8.55	17.50	73.47	27.4	7.7	17.0	49
0.4784	42.50	14.90	22.50	72.00	23.2	6.2	17.0	50
0.6442	36.50	6.95	12.50	66.67	19.7	6.4	16.36	54
0.5994	16.50	5.00	17.50	75.00	24.2	7.7	16.2	60
0.4896	50.50	13.00	17.50	77.55	23.8	7.8	17.0	49
0.4572	50.50	9.90	30.00	82.00	26.1	7.1	17.1	50
0.5693	70.50	7.55	15.00	82.35	23.5	7.4	16.9	51
0.6015	88.50	19.00	15.00	90.00	25.2	7.7	16.3	50
0.4934	88.00	11.60	17.50	68.33	25.1	7.2	16.5	60
0.5072	76.00	10.30	17.50	71.67	25.0	7.6	17.0	60
0.5182	79.50	9.60	25.00	70.00	24.7	7.5	16.6	60
0.4876	64.00	15.05	20.00	70.00	25.4	7.6	16.8	60
0.4824	69.50	8.35	5.00	69.49	25.8	7.1	16.2	59
0.5072	60.50	5.00	12.50	71.67	26.9	7.2	15.3	60
0.3935	90.50	15.40	27.50	66.67	26.6	6.4	16.4	54
0.3745	72.00	6.30	12.50	72.00	26.8	6.2	17.0	50
0.3989	41.00	5.30	10.00	72.00	25.8	6.2	17.0	50
0.3843	81.00	11.35	32.50	71.43	25.9	6.2	17.0	49
0.4414	68.00	5.00	20.00	72.00	24.3	6.2	17.0	50
0.4447	71.00	12.55	12.50	72.00	24.2	6.2	17.0	50
0.4382	71.00	8.20	15.00	72.00	24.4	6.2	17.0	50
0.4539	78.50	11.40	15.00	71.43	23.5	6.2	17.0	49
0.5143	63.50	5.00	12.50	71.43	21.8	6.2	17.0	49
0.5259	85.00	12.00	27.50	71.43	21.5	6.2	17.0	49
0.5544	123.50	12.55	27.50	72.00	21.2	6.2	17.0	50

Bibliografía

- [Abdessemed et al., 1999] Abdessemed, D., Nezzal, G., y Ben Aïm, R. (1999). Treatment of wastewater by ultrafiltration. *Desalination*, 126(1-3):1–5.
- [Agashichev, 2009] Agashichev, S. (2009). Modeling the influence of temperature on gel-enhanced concentration polarization in reverse osmosis. *Desalination*, 236(1-3):252–258.
- [Alexiadis et al., 2007] Alexiadis, A., Wiley, D.E., Vishnoi, A., Lee, R.H.K., Fletcher, D.F., y Bao, J. (2007). CFD modelling of reverse osmosis membrane flow and validation with experimental results. *Desalination*, 217(1-3):242–250.
- [Anderson et al., 1972] Anderson, J., Hoffman, S., y Peters, C. (1972). Factors influencing reverse osmosis rejection of organic solutes from aqueous solution. *The Journal of Physical Chemistry*, 76(26):4006–4011.
- [Asano, 1988] Asano, T. (1988). *Wastewater Reclamation and Reuse*, volume 10 of *Water Quality Management Library*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Lancaster, PA EE.UU. Technomic Publishing Inc.
- [Asano, 1991] Asano, T. (1991). Planning and implementation for Water Reuse Projects. *Water Science and Technology*, 10(9):1–10.
- [B. Kefford y K. C. Marshall, 1982] B. Kefford, S. y K. C. Marshall (1982). Bacterial scavenging: Utilization of fatty acids localized at a solid-liquid interface. *Archives of Microbiology*, 133(4):57–65.
- [Barredo-Damas et al., 2010] Barredo-Damas, S., Alcaina-Miranda, M.I., Bes-Piá, A., Iborra-Clar, M.I., Iborra-Clar, A., y Mendoza-Roca, J.A. (2010). Ceramic membrane behavior in textile wastewater ultrafiltration. *Desalination*, 250(2):623–628.
- [Benito, J.M. et al., 2004] Benito, J.M., Conesa, A., y Rodríguez, M.A. (2004). Membranas cerámicas. tipos, métodos de obtención y caracterización. *Boletín de la sociedad española de cerámica y vidrio*, 43(5):829–842.

- [Bes-Piá et al., 2008] Bes-Piá, A., Cuartas-Urbe, B., Mendoza-Roca, J.A., Galiana-Aleixandre, M.V., Iborra-Clar, M.I., y Alcaina-Miranda, M.I. (2008). Pickling wastewater reclamation by means of nanofiltration. *Desalination*, 221(1-3):225–233.
- [Bhattacharyya et al., 1992] Bhattacharyya, D., y Williams, M. (1992). *Membrane Handbook*, chapter Theory - Reverse Osmosis, pages 269–280. Van Nostrand Reinhold, New York. Kamlesh K. Sirkar y W.S. Winston Ho.
- [Bitter, 1991] Bitter, J. (1991). *Transport mechanisms in membrane separation processes*. Plenum Press, New York, 1 edition.
- [Broeckmann et al., 2005] Broeckmann, A., Wintgens, T., y Schäfer, A.I. (2005). Removal and fouling mechanisms in nanofiltration of polysaccharide solutions. *Desalination*, 178(1-3):149–159.
- [Broens et al., 2004] Broens, L., Liebrand, N., Futselaar, H., y de Armas Torrent, J.C. (2004). Effluent reuse at Barranco Seco (Spain): a 1,000 m³/h case study. *Desalination*, 167(1):13–16.
- [Bryers, 1993] Bryers, J. D. (1993). Bacterial biofilms. *Current Opinion in Biotechnology*, 4(2):197–204.
- [Burghoff et al., 1980] Burghoff, H., Lee, K., y Pusch, W. (1980). Characterization of transport across cellulose acetate membranes in the presence of strong-membrane interactions. *Journal of Applied Polymer Science*, 25:323–347.
- [Cajigas y Torres, 2008] Cajigas, A. y Torres, M. (2008). *Documento final de las semanas temáticas, Tribuna del agua, Expo-Zaragoza*, chapter Nuevas fuentes de agua. Documento de síntesis, pages 461–474. Zaragoza.
- [Carrasco Vega, 2003] Carrasco Vega, M. (2003). *Estudio del Comportamiento de las Membranas Permetec en una Planta Piloto Experimental de Ósmosis Inversa para la Reutilización de Aguas Residuales Urbanas*. PhD thesis, Universidad de Cádiz.
- [Cartwright, 1985] Cartwright, P. (1985). Membranes separations technology for industrial effluent treatment - A review. *Desalination*, 56(17):17–35.
- [Chanhyuk Park et al., 2010] Chanhyuk Park, Seok-Won Hong, Tai Hak Chung, y Yong-Su Choi (2010). Performance evaluation of pretreatment processes in integrated membrane system for wastewater. *Desalination*, 250(2):673–676.
- [Characklis, W. G., 1990] Characklis, W. G. (1990). *Biofilms*, chapter Microbial biofouling control, page 585–633. John Wiley Sons, New York.
- [Characklist, W.G., 1991] Characklist, W.G. (1991). *Biofouling an Biocorrosion in Industrial Water Systems*, chapter Biofouling: Effects and Control, pages 7–27. Springer-Verlag, Berlin.

- [CIAGC, 2009] CIAGC (2009). *Estudio general de la demarcación hidrológica de Gran Canaria*. Consejo Insular de Aguas de Gran Canaria, Las Palmas de Gran Canaria.
- [Cohen, R.D. y Probstein, R.F., 1986] Cohen, R.D. y Probstein, R.F. (1986). Colloidal fouling of reverse osmosis membranes. *Journal of Colloid and Interface Science*, 114(1):194–207.
- [Durham et al., 2002] Durham, B., Bourbigot, M., y Pankratz, T. (2002). Membranes as pre-treatment to desalination in wastewater reuse. *Membrane Technology*, 2002(3):8–12.
- [Díaz Lázaro-Carrasco, 1988] Díaz Lázaro-Carrasco, J. A. (1988). *Depuración de aguas residuales*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid.
- [Earl F. Glynn, 2009] Earl F. Glynn (2009). Loess smoothing and data imputation. <http://research.stowers-institute.org/efg/R/Statistics/loess.htm> [Última consulta: 11 de octubre de 2009]. Stowers Institute for Medical Research.
- [Fang y Chian, 1976] Fang, H. y Chian, E. (1976). Reverse osmosis separation of polar organic compounds in aqueous solution. *Environmental Science and Technology*, 10(4):364–369.
- [FilmTec™, 2008] FilmTec™ (2008). Technical Manual, Reverse Osmosis Membranes. <http://www.dow.com/liquidseps/lit/techman.htm> [Última consulta: 15 de julio de 2009].
- [Fratila-Apachitei, L.E. et al., 2001] Fratila-Apachitei, L.E., Kennedy, M.D., Linton, J.D., Blume, I., y Schippers, J.C. (2001). Influence of membrane morphology on the flux decline during dead-end ultrafiltration of refinery and petrochemical waste water. *Journal of Membrane Science*, 182(1-2):151–159.
- [Freeman et al., 2002] Freeman, S., Leitner, G., Crook, J., y Vernon, W. (2002). Issues in the application of membranes for water reclamation.
- [Ghabris et al., 1989] Ghabris, A., Abdel-Jawad, M., y Aly, G. (1989). Municipal wastewater renovation by reverse osmosis state of the art. *Desalination*, 75:213–240.
- [Gozálvez-Zafrilla, J.M. et al., 2008] Gozálvez-Zafrilla, J.M., Sanz-Escribano, D., Lora-García, J., y León Hidalgo, M.C. (2008). Nanofiltration of secondary effluent for wastewater reuse in the textile industry. *Desalination*, 222(1-3):272–279.
- [Grupo de Investigación de Tecnologías del Medio, 2003] Grupo de Investigación de Tecnologías del Medio (2003). *La reutilización del agua residual urbana mediante ósmosis inversa*. Universidad de Cádiz.
- [Guerrero Gallego et al., 2003] Guerrero Gallego, L., Ortega, J., y Sanz Ataz, J. (2003). Tratamientos de regeneración de aguas residuales depuradas para la recarga de acuíferos. Filtración granular y sistemas integrados de membranas.

- [Guizard y Rios, 1996] Guizard, C. y Rios, G. (1996). *Fundamentals of inorganic membrane science and technology*, chapter Transport and fouling phenomena in liquid phase separation with inorganic and hybrid membranes, pages 569–618. A.J. Burggraaf and L. Cot.
- [Hamid et al., 2001] Hamid, R., Côté, P., y Adams, N. (2001). A method for assessing membrane fouling in pilot- and full-scale systems. *Desalination*, 143(3):237–243.
- [Herzberg et al., 2010] Herzberg, M., David Berry, D., y Raskin, L. (2010). Impact of microfiltration treatment of secondary wastewater effluent on biofouling of reverse osmosis membranes. *Water Research*, 44(1):167–176.
- [Hoek et al., 2008] Hoek, E., Allred, J., Knoell, T., y Byeong-Heon Jeong (2008). Modeling the effects of fouling on full-scale reverse osmosis processes. *Journal of Membrane Science*, 314(1-2):33–49.
- [Huck, 1990] Huck, P. (1990). Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. *Journal American Water Works Association*, 82(6):78–86.
- [Iaquinta et al., 2009] Iaquinta, M., Stoller, M., y Merli, C. (2009). Optimization of a nanofiltration membrane process for tomato industry wastewater effluent treatment. *Desalination*, 245(1-3):314–320.
- [Ibáñez Mengual, J.A. et al., 1997] Ibáñez Mengual, J.A., Berná Amorós, L., y Valerdi Pérez, R. (1997). *Desalación por membranas*. DM, Murcia.
- [Into et al., 2004] Into, M., Jönsson, A., y Lengdén, G. (2004). Reuse of industrial wastewater following treatment with reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 242(1-2):21–25.
- [J. Bridgeman, 2008] J. Bridgeman, B. Jefferson, S. P. (2008). Assessing floc strength using CFD to improve organics removal. *Chemical Engineering Research*, 86(8):941–950.
- [J. Bridgeman, 2010] J. Bridgeman, B. Jefferson, S. P. (2010). The development and application of CFD models for water treatment flocculators. *Advances in Engineering Software*, 41(1):99–109.
- [Jacob et al., 2010] Jacob, M., Guigui, C., Cabassud, C., Darras, H., Lavison, G., y Moulin, L. (2010). Performances of RO and NF processes for wastewater reuse: Tertiary treatment after a conventional activated sludge or a membrane bioreactor. *Desalination*, 250(2):833–839.
- [Jamal et al., 2004] Jamal, K., Khan, M.A., y Kamil, M. (2004). Mathematical modeling of reverse osmosis systems. *Desalination*, 160(1):29–42.
- [Janex et al., 1998] Janex, M., Savoye, P., Do-Quang, Z., Blatchley, E., y Laîné, J.M. (1998). Impact of water quality and reactor hydrodynamics on wastewater disinfection by UV, use of CFD modeling for performance optimization. *Water Science and Technology*, 38(6):71–78.

- [Jarusutthirak et al., 2002] Jarusutthirak, C., Amy, G., y Croué, J.P. (2002). Fouling characteristics of wastewater effluent organic matter (EfOM) isolates on NF and UF membranes. *Desalination*, 145(1-3):247–255.
- [Jonsson, 1980] Jonsson, G. (1980). Overview of theories for water and solute transport in UF/RO membranes. *Desalination*, 35:21–38.
- [Jungblut et al., 1997] Jungblut, J., Sievers, M., Vogelpohl, A., Bracio, B.R., y Möller, D.P.F. (1997). Dynamic simulation of wastewater treatment: the process of nitrification. *Simulation Modelling Practice and Theory*, 5(7-8):689–700.
- [J.W. Carter et al., 1974] J.W. Carter, J., Hoyland, G., y Hasting, A.P.M. (1974). Concentration polarisation in reverse osmosis flow systems under laminar conditions. effect of surface roughness and fouling. *Chemical Engineering Science*, 29(7):1651–1658.
- [Jørgensen, 1991] Jørgensen, S. E. (1991). *Modelling in Environmental Chemistry. Developments in Environmental Modelling 17*. Elsevier, Amsterdam.
- [Kedem y Katchalsky, 1958] Kedem, O. y Katchalsky, A. (1958). Thermodynamic analysis of the permeability of biological membranes to non-electrolytes. *Biochimica et Biophysica Acta*, 27:229–246. Currently indexed for MEDLINE.
- [Keren y Lewis, 1993] Keren, G. y Lewis, C. (1993). *A Handbook for Data Analysis in the Behavioral Sciences: Statistical Issues*. Lawrence Erlbaum Associates, Inc., New Jersey.
- [Kolehmainen et al., 2001] Kolehmainen, M., Martikainen, H., y Ruuskanen, J. (2001). Neural networks and periodic components used in air quality forecasting. *Atmospheric Environment*, 35:815–825.
- [Koyama et al., 1984] Koyama, K., Kimura, E., Hashida, I., y Nishimura, M. (1984). Rejection of phenolic derivatives in aqueous solution by an interpolymer anionic composite reverse osmosis membrane. *Journal of Applied Polymer Science*, 29(9):2929–2936.
- [Koyama et al., 1982] Koyama, K., Nishi, T., Hashida, I., y Nishimura, M. (1982). The rejection of polar organic solutes in aqueous solution by an interpolymer anionic composite reverse osmosis membrane. *Journal of Applied Polymer Science*, 27(8):2845–2855.
- [Krishna y Wesselingh, 1997] Krishna, R. y Wesselingh, J. (1997). The Maxwell-Stefan approach to mass transfer. *Chemical Engineering Science*, 52(6):861–911.
- [Kurihara et al., 1981] Kurihara, M., Harumiya, N., Kanamaru, N., Tonomura, T., y Nakasatomi, M. (1981). Development of the PEC-1000 composite membrane for single-stage seawater desalination and the concentration of dilute aqueous solutions containing valuable materials. *Desalination*, 38:449–460.

- [Kyu-Hong Ahn y Kyung-Guen Song, 1999] Kyu-Hong Ahn y Kyung-Guen Song (1999). Treatment of domestic wastewater using microfiltration for reuse of wastewater. *Desalination*, 126(1-3):7–14.
- [L.A. De Weger y B. Lugtenberg, 1987] L.A. De Weger, C. y B. Lugtenberg (1987). Flagella of a plant-growth-stimulating *Pseudomonas fluorescens* strain are required for colonization of potato roots. *Journal of Bacteriology*, 169(6):2769–2773.
- [Le Moullec et al., 2010] Le Moullec, Y., Gentric, C., Potier, O., y Leclerc, J.P. (2010). CFD simulation of the hydrodynamics and reactions in an activated sludge channel reactor of wastewater treatment. *Chemical Engineering Science*, 65(1):492–498.
- [Lee et al., 2006] Lee, S., Seng Ang, W., y Elimelech, M. (2006). Fouling of reverse osmosis membranes by hydrophilic organic matter: implications for water reuse. *Desalination*, 187(1-3):313–321.
- [Lee, C.W. et al., 2007] Lee, C.W., Bae, S.D., Han, S., y L.S., K. (2007). Application of ultrafiltration hybrid membrane process for reuse of secondary effluent. *Desalination*, 202(1-3):239–246.
- [Lim, A.L. y Renbi Bai, 2003] Lim, A.L. y Renbi Bai (2003). Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater. *Journal of Membrane Science*, 216(1-2):279–290.
- [Liu, C.X. et al., 2010] Liu, C.X., Zhang, D.R., Yi He, Zhao, X.S., y Renbi Bai (2010). Modification of membrane surface for anti-biofouling performance: Effect of anti-adhesion and anti-bacteria approaches. *Journal of Membrane Science*, 346(1):121–130.
- [Lonsdale et al., 1965] Lonsdale, H., Merten, U., y Riley, R.L. (1965). Transport properties of cellulose acetate osmotic membranes. *Journal of Applied Polymer Science*, 9:1341–1362.
- [Madaeni, S.S. y Koocheki, 2006] Madaeni, S.S. y Koocheki, S. (2006). Application of taguchi method in the optimization of wastewater treatment using spiral-wound reverse osmosis element. *Chemical Engineering Journal*, 119(1):37–44.
- [Martín Martín, Q. et al., 2008] Martín Martín, Q., Cabero Morán, M.T., y De Paz Santana, Y. (2008). *Tratamiento estadístico de datos con SPSS*. Thomson, Madrid.
- [Metcalf y Eddy, 2003] Metcalf y Eddy (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. McGraw-Hill, New York, 4 edition.
- [Milford, J. B. y Russell, A. G., 1993] Milford, J. B. y Russell, A. G. (1993). *Environmental Modeling Vol. 1. Atmospheric models: atmospheric pollutant dynamics, meteorology and climate*. Computational Mechanics Publications, WIT Press.

- [Mohammadi et al., 2003] Mohammadi, T., T., Kazemimoghadam, M., y Saadabadi, M. (2003). Modeling of membrane fouling and flux decline in reverse osmosis during separation of oil in water emulsions. *Desalination*, 157(1-3):369–375.
- [Mulder, 2003] Mulder, M. (2003). *Basic principles of membrane technology*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 2 edition.
- [N. Cicek y J. Davel, 2001] N. Cicek, J. y J. Davel (2001). Effect of solids retention time on the performance and biological characteristics of a membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, 43:43–50.
- [Organización Mundial de la Salud, 2006] Organización Mundial de la Salud (2006). Guías para la calidad del agua potable. Primer apéndice a la Tercera Edición. Volumen 1. Recomendaciones. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/index.html [Última consulta: 8 de junio de 2009].
- [Paul, 2004] Paul, D. (2004). Reformulation of the solution-diffusion theory of reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 241(2):371–386.
- [Potts, D.E. et al., 1981] Potts, D.E., Ahlert, R.C., y Wanga, S.S. (1981). A critical review of fouling of reverse osmosis membranes. *Desalination*, 36(3):235–264.
- [Pusch, 1986] Pusch, W. (1986). Measurement techniques of transport through membranes. *Desalination*, 59:105–198.
- [Ramalho, 1991] Ramalho, R. (1991). *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté, Barcelona, 2 edition.
- [Rodríguez Fernández-Alba et al., 2006] Rodríguez Fernández-Alba, A., Letón García, P., Rosal García, R., Dorado Valiño, M., Villar Fernández, S., y Sanz García, J. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. CITME, Madrid, 1 edition.
- [Rodríguez, J.J. et al., 2002] Rodríguez, J.J., Jiménez, V., Trujillo, O., y Veza, J.M. (2002). Reuse of reverse osmosis membranes in advanced wastewater treatment. *Desalination*, 150(3):219–225.
- [Sadhvani Alonso, J.J., 2002] Sadhwani Alonso, J.J. (2002). *Introducción a la desalación de aguas*, chapter Proceso de ósmosis inversa, pages 181–227. Universidad de las Palmas de Gran Canaria.
- [Sadr Ghayeni, S.B. et al., 1996] Sadr Ghayeni, S.B., Madaeni, S.S., Fane, A.G., y Schneider, R.P. (1996). Aspects of microfiltration and reverse osmosis in municipal wastewater reuse. *Desalination*, 106(1-3):25–29.
- [Salvador Figueras, 2000] Salvador Figueras, M. (2000). Introducción al análisis multivariante. <http://www.5campus.com/leccion/anamul> [Última consulta: 22 de octubre de 2009].

- [Salvador Figueras y Gargallo Valero, 2003] Salvador Figueras, M. y Gargallo Valero, P. (2003). Análisis exploratorio de datos. <http://ciberconta.unizar.es/LECCION/factorial/FACTORIALEC.pdf> [Última consulta: 22 de octubre de 2009].
- [Schipper y Verdouw, 1980] Schippers, J. y Verdouw, J. (1980). The modified fouling index, a method of determining the fouling characteristics of water. *Desalination*, 32:137–148.
- [Shirazi et al., 2010] Shirazi, S., Che-Jen Lin, y Dong Chen (2010). Inorganic fouling of pressure-driven membrane processes — A critical review. *Desalination*, 250(1):236–248.
- [Shu-Hai You et al., 2007] Shu-Hai You, Dyi-Hwa Tseng, y Wei-Chun Hsu (2007). Effect and mechanism of ultrafiltration membrane fouling removal by ozonation. *Desalination*, 202(1-3):224–230.
- [Sinclair, 1991] Sinclair, C. (1991). *Biotecnología básica. Cinética de los procesos microbianos*. Editorial Acribia S.A.
- [Slater et al., 1983] Slater, C., Ahlert, R.C., y Uchrin, C.G. (1983). Applications of reverse osmosis to complex industrial wastewater treatment. *Desalination*, 48(2):171–187.
- [Slater et al., 1985] Slater, C., Zielinski, J.M., Wendel, R.G., y Uchrin, C.G. (1985). Modeling of small scale reverse osmosis systems. *Desalination*, 52(3):267–284.
- [Song, 2000] Song, L. (2000). Thermodynamic modelling of solute transport through reverse osmosis membrane. *Chemical Engineering Communications*, 180(1):145–167.
- [Sonune y Ghate, 2004] Sonune, A. y Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, 167:55–63.
- [Sourirajan, 1970] Sourirajan, S. (1970). *Reverse Osmosis*. Academic Press, New York, 1 edition.
- [Stephenson et al., 2000] Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., y Brindle, K. (2000). *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*. IWA Publishing, London, 1 edition.
- [Suarez, J.A. y Veza, J.M., 2000] Suarez, J.A. y Veza, J.M. (2000). Dead-end microfiltration as advanced treatment for wastewater. *Desalination*, 127(1):47–58.
- [Tödtheide et al., 1997] Tödtheide, V., Laufenberg, G., y Kunz, B. (1997). Waste water treatment using reverse osmosis: real osmotic pressure and chemical functionality as influencing parameters on the retention of carboxylic acids in multi-component systems. *Desalination*, 110(3):213–222.
- [Tukey, 1977] Tukey, J. (1977). *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley.

- [Turano et al., 2002] Turano, E., Curcio, S., De Paola, M.G., Calabrò, V., y Iorio, G. (2002). An integrated centrifugation–ultrafiltration system in the treatment of olive mill wastewater. *Journal of Membrane Science*, 209(2):519–531.
- [U.S. Geological Survey, 2009] U.S. Geological Survey (2009). El ciclo del agua: The water cycle. <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercyclespanish.html> [Última consulta: 2 de noviembre de 2009].
- [Van der Kooij, 1990] Van der Kooij, D. (1990). Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *Journal American Water Works Association*, 84:57–65.
- [Veza, J.M. et al., 2008] Veza, J.M., Ortiz, M., Sadhwani, J.J., Gonzalez, J.E., y Santana, F.J. (2008). Measurement of biofouling in seawater: some practical tests. *Desalination*, 220(1-3):326–334.
- [Veza, J.M. y Rodríguez, J.J., 2003] Veza, J.M. y Rodríguez, J.J. (2003). Second use for old reverse osmosis membranes: wastewater treatment. *Desalination*, 157(1-3):65–72.
- [White, 2008] White, F. (2008). *Mecánica de flúidos*. McGraw-Hill, Madrid, 2ª ed. en español edition.
- [Wiley y Fletcher, 2002] Wiley, D. y Fletcher, D. (2002). Computational fluid dynamics modelling of flow and permeation for pressure-driven membrane processes. *Desalination*, 145(1-3):183–186.
- [Wiley y Fletcher, 2003] Wiley, D. y Fletcher, D. (2003). Techniques for computational fluid dynamics modelling of flow in membrane channels. *Journal of Membrane Science*, 211(1):127–137.
- [Williams, 2004] Williams, M. (2004). A Review of Wastewater Treatment by Reverse Osmosis. <http://www.wescinc.com/publications.htm> [Última consulta: 17 de septiembre de 2009].
- [Williams et al., 1992] Williams, M., Bhattacharyya, D., Ray, R., y McCray, S. (1992). *Membrane Handbook*, chapter Selected Applications, pages 312–354. Van Nostrand Reinhold, New York. Kamalesh K. Sirkar y W.S. Winston Ho.
- [Woei-Jye Lau y Ismail, A.F., 2009] Woei-Jye Lau y Ismail, A.F. (2009). Polymeric nanofiltration membranes for textile dye tinte colorante wastewater treatment: Preparation, performance evaluation, transport modelling, and fouling control — a review. *Desalination*, 245(1-3):321–348.
- [Xijun Chai et al., 1997] Xijun Chai, Guohua Chen, Po-Lock Yue, y Yongli Mi (1997). Pilot scale membrane separation of electroplating waste water by reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 123(2):235–242.

- [Yan Zhao et al., 2010] Yan Zhao, Lianfa Song, y Say Leong Ong (2010). Fouling of ro membranes by effluent organic matter (EfOM): relating major components of EfOM to their characteristic fouling behaviors. *Journal of Membrane Science*, 349(1-2):75–82.
- [Zannetti, 1994] Zannetti, P. (1994). *Environmental Modeling Vol. 1. Computer Methods and Software for Simulating Environmental Pollution and its Adverse Effects*. Computational Mechanics Publications, WIT Press, Southampton.
- [Zhang et al., 2009] Zhang, L., Wang, L., Zhang, G., y Wang, X. (2009). Fouling of nanofiltration membrane by effluent organic matter: Characterization using different organic fractions in wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, 21(1):49–53.
- [Zhi Wang et al., 2005] Zhi Wang, Yuanyuan Zhao, Jixiao Wang, y Shichang Wang (2005). Studies on nanofiltration membrane fouling in the treatment of water solutions containing humic acids. *Desalination*, 178(1-3):171–178.